



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

LIBRO DE ACTAS



UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PANAMÁ

Ing. Hector Montemayor, RECTOR

Lic. Alma Urriola de Muñoz, VICERRECTORA ACADÉMICA

Dr. Alexis Tejedor, VICERRECTOR DE INVESTIGACIÓN, POSTGRADO Y
EXTENSIÓN

Mgtr. Mauro Destro, VICERRECTOR ADMINISTRATIVO

Dr. Martin Candanedo, DECANO FACULTAD INGENIERÍA CIVIL

Mgtr. Erick Vallester, COORDINADOR GRUPO INVESTIGACIÓN GRUPONITRATO

RED IBEROAMERICANA EN GESTIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS

Comité Organizador

Mgtr. Erick Vallester, Coordinador General del Simposio

Dr. Euclides Deago, Coordinador de ponencias

Diagramación

Mgtr. Erick Vallester

Lic. Ana Vallester

Ing. Tatiana Hatke

Septiembre 2021

ISBN: 978-9962-698-80-7

El IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos - IX SIIR - con el lema "Por un mundo limpio, libre de residuos", se desarrolló entre los días 20 y 24 de septiembre de 2021 en la ciudad de Panamá, mediante modalidad virtual.

Organizadores del IX SIIR

El evento estuvo organizado por la Universidad Tecnológica de Panamá -Panamá - en conjunto con la RED IBEROAMERICANA EN GESTIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS, y contando con la logística de la empresa Consultoría, Estudios y Diseños, S.A.

Antecedentes

La Red de Ingeniería en Saneamiento Ambiental – REDISA se crea en el 2003 con apoyo económico de la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) y a partir del 2008 se cuenta con la financiación del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) para la conformación de la RED IBEROAMERICANA EN GESTIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS, cuyo acrónimo sigue siendo REDISA (<http://www.redisa.net/>).

La Red tiene por objetivo el de configurar un espacio común, en el que las Universidades y Centros integrantes puedan compartir los resultados de los proyectos de investigación que los diferentes Grupos de trabajo llevan a cabo en su ámbito común.

Las Universidades y Centros que conforman REDISA son:



COMITE CIENTIFICO

| | |
|--------------------------------------|--|
| Adolfo Israel Lomeli | (Dirección General de Medio Ambiente, Mexico) |
| Alethia Vásquez Morillas | (Universidad Autónoma Metropolitana, México) |
| Amaya Lobo García de Cortázar | (Universidad de Cantabria, España) |
| Ana Belem Piña Guzmán | (Instituto Politécnico Nacional, México) |
| Ana López Martínez | (Universidad de Cantabria) |
| Ana Lorena Esteban | (Universidad de Cantabria, España) |
| Antonio Gallardo Izquierdo | (Universitat Jaume I, España) |
| Beatriz Adriana Venegas Sahagún | (Universidad de Guadalajara, México) |
| Belkis Lara | (Universidad Latina de Panamá, Panamá) |
| Carlos Alberto Gonzales | (Instituto Tecnológico Superior de Abasolo, México) |
| Clarisa Alejandrino | (Universidad Nacional de Cuyo, Argentina) |
| Cláudia Coutinho Nóbrega | (Universidad de Federal da Paraíba, Brasil) |
| Claudia Estela Saldaña Duran | (Universidad Autónoma de Nayarit, México) |
| Claudia Celeste Florentín López | (Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Paraguay) |
| Denis Marie Del Valle | (Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá) |
| Edgar Quiñones Bolaños | (Universidad de Cartagena, Colombia) |
| Ellen Pacheco | (Universidad de Federal do Río de Janeiro, Brasil) |
| Erick Napoleón Vallester | (Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá) |
| Estefani Rondón | (Universidad de Cantabria, Chile) |
| Estevao Freire | (universidad de Federal do Río de Janeiro, Brasil) |
| Euclides Manuel Deago | (Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá) |
| Fabian Robles Martínez | (Instituto Politécnico Nacional, México) |
| Fabiola Adam Cabrera | (Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Paraguay) |
| Francisco Colomer | (Universitat Jaume I, España) |
| Gerardo Bernache | (Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México) |
| Gerlin Salazar Vargas | (Universidad de Costa Rica, Costa Rica) |
| Guillermo Monros Tomas | (Universitat Jaume I, España) |
| Hamilcar Almeida | (universidad de Federal da Paraíba, Brasil) |
| Irma Mercante | (Universidad Nacional de Cuyo, Argentina) |
| José Wilmer Runfola Medrano | (Universidad de Los Andes, Venezuela) |
| Juan Pablo Ojeda | (Universidad Nacional de Cuyo, Argentina) |
| Julieta Chini | (Universidad Nacional de Cuyo, Argentina) |
| Lamberto Valqui Valqui | (Universidad Jaume I, Perú) |
| Laura Patricia Brenes-Peralta | (Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica) |
| Luiza Eugênia da Mota Rocha Cirne | (universidad de Federal de Campina Grande, Brasil) |
| Luz Graciela Cruz | (Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología – SENACYT, Panamá) |
| María del Mar Carlos Alberola | (Universitat Jaume I, España) |
| Marcel Segismundo Szanto Narea | (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile) |
| María del Consuelo Hernández Berriel | (Instituto Tecnológico de Toluca, México) |
| María del Consuelo Mañón Salas | (Instituto Tecnológico de Toluca, México) |
| María Dolores Bovea Edo | (Universitat Jaume I, España) |
| María Yolanda Leonor | (Instituto Politécnico Nacional, México) |
| Maribel Velasco | (Universidad Autónoma Metropolitana, México) |
| Maricelma Ribeiro Morais | (Universidad de Estadual da Paraíba, Brasil) |
| Marta Braulio | (Universitat Jaume I, España) |
| Miguel Cuartas Hernández | (Universidad de Cantabria, España) |
| Monica Pertel | (Universidad de Federal do Río de Janeiro, Brasil) |
| Mónica Eljaiek Urzola | (Universidad de Cartagena, Colombia) |
| Nancy Merary Jiménez | (Universidad Nacional Autónoma de México, México) |
| Norma Graciela Cantero Araujo | (Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción) |
| Otoniel Buenrostro Delgado | (Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México) |
| Patricio Marques de Souza | (Universidad de Federal de Campina Grande, Brasil) |
| Regia Lucia Lopes | (Instituto Federal de Río Grande del Norte, Brasil) |
| Roberto Lima Morra | (Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Paraguay) |
| Roel Campos | (Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica) |
| Rosa María Espinosa | (Universidad Autónoma Metropolitana, México) |
| Samantha Sotelo | (Universidad Autónoma de Baja California, México) |
| Sara Ojeda | (Universidad Autónoma de Baja California, México) |
| Silvia Soto | (Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica) |
| Susana Llamas | (Universidad Nacional de Cuyo, Argentina) |
| Sylvie Turpin | (Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Azcapotzalco, Mexico) |

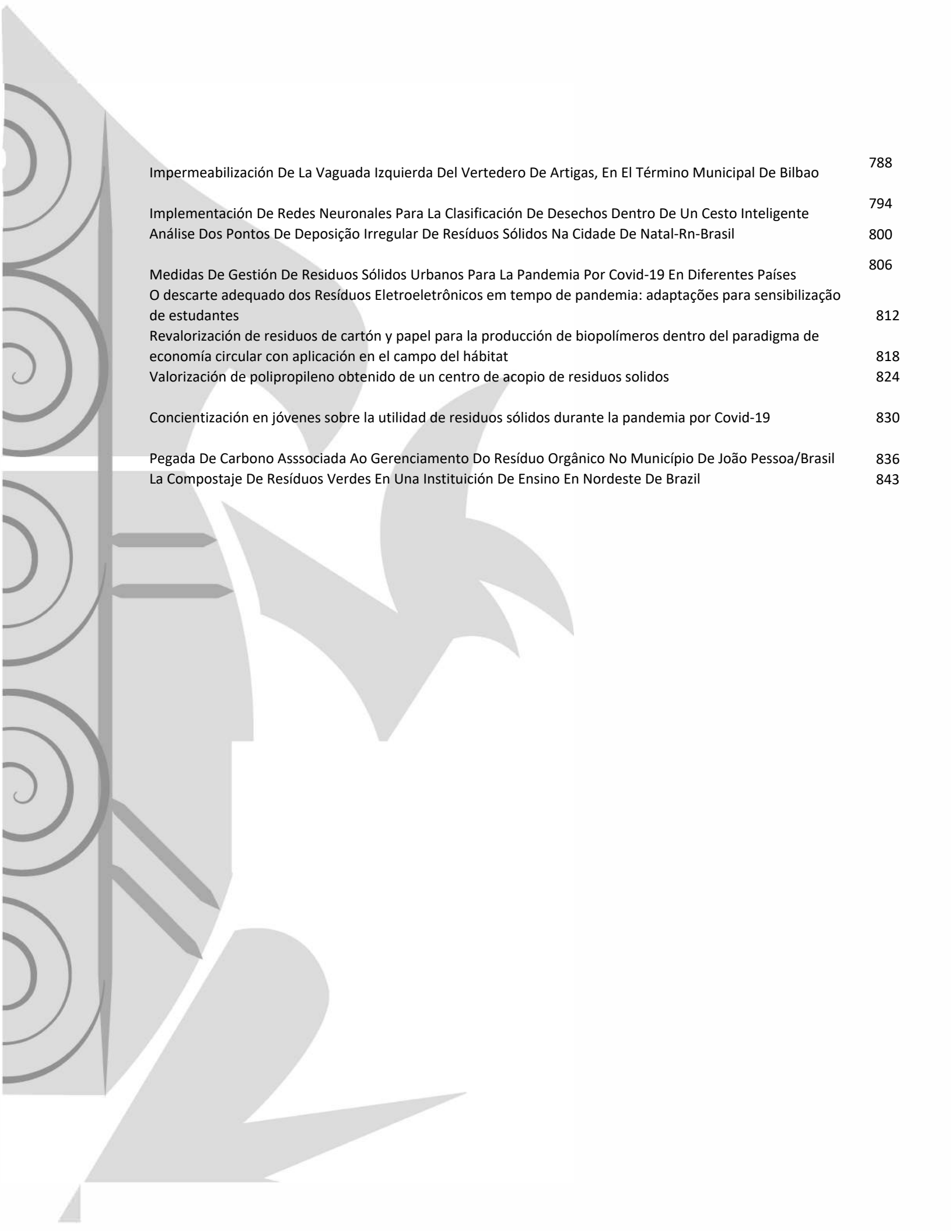
ÍNDICE

| | |
|--|------------|
| Caracterización, minimización y reciclaje de residuos | 1 |
| Recogida Puerta A Puerta De La Fracción Orgánica De Los Residuos Sólidos Urbanos: Resultados De La Experiencia Piloto Aplicada En Los Colegios De Castelló De Plana (España) | 2 |
| Microplásticos en áreas marinas y costeras protegidas. Retos y oportunidades | 10 |
| Flujo de impactos ambientales representados mediante diagrama Sankey en estudio de caso realizado en instalaciones de una empresa de construcción eléctrica en la ciudad de Victoria de Durango, México. | 16 |
| Análisis De Costo Del Compost Como Material De Cobertura A Partir De Los Residuos Sólidos Urbanos Para Un Relleno Sanitario | 23 |
| Reducción de impactos en la gestión de RCD en las obras de construcción y demolición | 31 |
| Presencia De Residuos Sólidos En Dos Playas Con Distinta Afluencia Turística En Tuxpan, Veracruz | 38 |
| Aplicación de la economía circular en las obras de construcción y demolición | 44 |
| Fotocatalizadores Bactericidas De Perovskita Hexagonal Sr4Mn2CuO4 Para La Degradación De Lixiviados Resistentes A Tratamientos Convencionales | 50 |
| Deshidratación De Lodos Producidos En Un Matadero Bovino Empleando Geocontenedores. Caso A Escala Real Desarrollado En Buenos Aires, Argentina. | 59 |
| Variación De La Concentración De Microplásticos En Tres Líneas Temporales De Residuos De Una Playa Mexicana | 67 |
| Fabricación de polímeros biodegradables a base de almidón de tubérculos panameños seleccionados | 73 |
| Evaluación De Los Residuos Orgánicos Generados En Sodas Y Supermercados Para Su Uso Potencial Alimenticio En Animales Por Medio De Compostaje Automatizado | 79 |
| Caracterización De Residuos Sólidos Urbanos De La Ciudad De Asunción, Paraguay, 2019-2020 | 88 |
| Elaboración De Paneles Para Aislamiento Térmico A Base De Cascarilla De Arroz | 118 |
| Metareciclagem E Inclusão Digital, Instrumentos Para Redução Das Perdas Educacionais No Município De Campina Grande, Pós Covid- 19: Um Computador Nota 10 | 124 |
| Obsolescência E Taxa De Recuperação De Equipamentos Eletroeletrônicos Doados Para O Projeto Um Computador Nota 10 | 130 |
| Panorama Del Aprovechamiento De Los Residuos Textiles | 136 |
| Sistema De Ekomuros Con Botellas Recicladas Para El Mejoramiento Del Confort Térmico En Viviendas Unifamiliares A Escala Piloto En La Región Caribe Colombiana. | 142 |
| Caracterización De Residuos Sólidos Durante La Pandemia Covid-19 En Dos Distritos De La Provincia De Huancaayo En El Perú | 148 |
| Propuesta De Una Metodología Para La Identificación De Microplásticos En Procesos De Desalinización | 154 |
| Estimación de la concentración de colillas de cigarro en espacios públicos mediante ciencia ciudadana | 160 |
| Caracterización de Residuos y tratamiento | 166 |
| Análisis De La Producción De Compost A Través Del Uso De Biosólidos Y Materiales De Origen Orgánico | 167 |
| Contaminación Marina | 173 |
| Análisis del estado actual de la contaminación marina en el Golfo de California | 174 |
| Educación en residuos sólidos | 180 |
| Red Municipal De Reciclaje De Centros De Acopio De Residuos Sólidos En El Municipio De León, Guanajuato, México | 181 |
| Proyectos Escolares De Manejo De Residuos Sólidos Para Aprender A Pensar | 186 |
| Mídias Digitais Como Instrumentos Da Educação Ambiental Em Saneamento | 193 |

| | |
|--|------------|
| Valorización De Residuos Empresariales: Una Estrategia Didáctica Y Pedagógica | 199 |
| Efectividad De Los Contenedores Temporales De Residuos Sólidos En Una Ies; Percepción Desde La Óptica Estudiantil | 205 |
| Experiencias e Impacto Educativo del Proyecto Punto de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje en las Comunidades de la ciudad de Mérida, Venezuela | 211 |
| Vinculando a la comunidad para la co-creación de barrios sostenibles: El caso de “Comunidad Laboratorio” | 217 |
| Percepciones Del Enverdecimiento Del Campus A Partir De “Basura Cero” | 223 |
| Percepción De Estudiantes De Ingeniería En Una IES Sobre La Prevención Y Gestión De Residuos | 229 |
| Gestión de residuos y política ambiental | 235 |
| Evaluación De Alternativas Mediante La Metodología De Análisis De Ciclo De Vida De La Gestión De Los Residuos De Demolición Y Construcción En Proyectos De Construcción De Instituciones Académicas En Santa Marta, Colombia | 236 |
| Manejo De Residuos Sólidos Urbanos Durante El Saneamiento De Un Sitio No Controlado. Caso De Estudio: Tecolutla, Veracruz, México. | 244 |
| Criterios Técnicos Ambientales Para Evaluar La Sostenibilidad De Infraestructuras De Rellenos Sanitarios En América Latina Y El Caribe | 250 |
| Indicadores De Gestión De Residuos En Las Herramientas De Evaluación De La Sostenibilidad A Nivel Urbano Y De Edificio | 256 |
| Evolución del impacto ambiental de los Sistemas de Gestión de Residuos en la consecución de objetivos normativos para el corto y medio plazo: caso de estudio | 262 |
| Avances De Proyecto Carbonización De Biomasa Aprovechamiento De Residuos Agrícolas Para El Mejoramiento De Las Propiedades Físicoquímicas Del Suelo En Áreas De Cultivo | 268 |
| Análisis Comparativo De Programas Estatales De Gestión Integral De Residuos. El Caso De Los Estados De Jalisco Y Guanajuato, México | 274 |
| Caracterización Físicoquímica De Residuos Aceitosos Del Sector Automotriz En El Gran Santo Domingo, República Dominicana | 280 |
| Plásticos de un solo uso: análisis comparativo sobre su regulación y alternativas de política pública en seis entidades mexicanas | 287 |
| Encuentros Y Desencuentros En La Gestión De Residuos Sólidos Urbanos En La Zona Metropolitana Del Valle De México | 293 |
| Diagnóstico Das Áreas De Disposição Final De Resíduos Sólidos Urbanos No Estado Do Rio Grande Do Sul Utilizando O Índice De Qualidade De Aterros Sanitários. | 299 |
| Índices De Reparabilidad De Productos: Aplicación A Cafeteras De Cápsulas | 305 |
| Análisis De Indicadores De Circularidad Aplicados A La Gestión De Residuos Sólidos Municipales | 311 |
| Actualización de la Primera Caracterización Nacional de Recicladores (Vertedero de cerro Patacón) | 318 |
| La cooperación intermunicipal en la gestión de residuos en Jalisco, México | 324 |
| Enfermedades En Plantas Y Humanos, Riesgos Presentes En El Compostaje | 330 |
| 18 años del Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de la UAM-Azcapotzalco, Separación: Recapitulación de avances | 337 |
| Análisis de las condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos municipales en barrios de alta vulnerabilidad social en Chile | 343 |
| Caracterización De Lodos Orgánicos Carbonizados De Una Planta De Tratamiento De Aguas Residuales Para El Mejoramiento De Suelos | 350 |
| Información Sólida Para Políticas De Residuos Sólidos Municipales Eficaces: Identificación Del Comportamiento De La Generación De Residuos A Múltiples Niveles Espaciales De Organización | 356 |
| Nomenclatura De Residuos Sólidos Para Negociar La Responsabilidad Extendida Del Productor En Tratados De Libre Comercio Entre Países De Distinto Desarrollo Económico. Caso De Estudio: Panamá | 362 |
| Gestión de Desechos COVID 19 en Honduras. Una muestra en 8 hospitales públicos | 368 |

| | |
|--|------------|
| Situación De Los Programas De Recuperación De Residuos Plásticos En El Área Metropolitana De Mendoza, Argentina | 374 |
| Percepción de la ciudadanía sobre las condiciones de trabajo de los recolectores en el contexto del COVID-19 | 380 |
| Pensamiento de Ciclo de Vida y Métodos de Decisión Multicriterio en la valorización de residuos, ejemplo de un consorcio universitario | 386 |
| Sistema de Gestión de Residuos Sólidos para la Universidad Nacional de Asunción - Proyecto 14-INV-408 | 392 |
| El Diagnóstico De Producción Y Manejo De Residuos En México | 398 |
| Gestión De Los Residuos Sólidos Domiciliarios: De Residuos A Recursos. El Caso De Chile | 403 |
| Avaliação Da Gestão Da Coleta Seletiva Em Natal-Rn-Brasil Utilizando Indicadores De Sustentabilidade | 410 |
| Identificação Dos Resíduos Sólidos E Proposta De Gestão Integrada De Um Dos Centros Universitários De Uma Universidade Pública Brasileira | 416 |
| Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos de una Comunidad de Bajos Ingresos. | 422 |
| Descarte irregular de resíduos sólidos em grandes cidades latino-americanas: estudo de caso de Fortaleza - Ceará - Brasil | 429 |
| Análisis de la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su Proyecto de Modificación 2021 | 435 |
| Evaluación de escenarios de fin de vida de pequeño aparato eléctrico y electrónico desde la perspectiva ambiental y económica. Aplicación a hervidores (kettles) | 441 |
| Desmantelamiento De Aerogeneradores: Escenarios De Gestión De Residuos Mediante Acv | 447 |
| Impacto y riesgo ambiental | 453 |
| Elementos do saneamento e descartes de plásticos na praia de Intermares – Cabedelo – PB – Brasil | 454 |
| Coleta Seletiva Em Tempos De SARS-COV-2: Procedimentos De Segurança Operacional Dos Catadores Da Cotramare. | 460 |
| Presencia De Microplásticos En Bloqueadores Solares | 466 |
| Uso De Sistemas De Información Geográfica Para Localizar Recursos Hídricos Posiblemente Contaminados Por La Inadecuada Disposición De Residuos Sólidos Urbanos Urbanos | 473 |
| Efectos ambientales de estrategias de economía circular para la gestión de residuos sólidos municipales en las comunas de La Pintana y Vitacura | 479 |
| Mitigación De La Huella De Carbono En Vertederos Mediante Oxidación Del Metano. Revisión De Alternativas Existentes | 485 |
| Evaluación De Impactos Ambientales Del Composteo De Pañales Desechables | 491 |
| Producción Y Consumo Responsables Del Hormigón Hacia Un Desarrollo Sostenible: ¿Cómo Medir? | 497 |
| Relleno Sanitarios y Vertederos | 503 |
| Propuesta Metodológica Para La Toma De Decisiones Entre Rehabilitación Y Clausura De Sitios De Disposición Final | 504 |
| Paquete Grava-Bentonita Como Barrera Impermeable Para Contener Líquidos Contaminantes | 511 |
| Geomembranas En Rellenos Sanitarios En Panamá | 518 |
| Técnicas De Medición Para Emisiones Fugitivas De Metano En Vertederos De Residuos: Revisión Bibliográfica | 523 |
| Importancia Del Diseño De Un Relleno Sanitario Dentro De Una Concesión Minera | 529 |
| Software aplicado a la gestión de residuos | 535 |
| Implementación de Redes Neuronales para la Clasificación de Desechos dentro de un Cesto Inteligente | 536 |
| Diseño De Un Sistema De Recogida Puerta A Puerta En Establecimientos Productores De Biorresiduos | 542 |
| Aplicando Sistemas De Información Geográfica: Caso De Castellón De La Plana (España). | |
| Desarrollo de una aplicación Web Mapping para geoposicionar sitios de disposición final en municipios periféricos del Estado de México. | 550 |
| Sistema Informático De Gestión De Desechos Electrónicos Informáticos (Sidei) | 556 |

| | |
|--|------------|
| Tratamiento biológico de residuos | 563 |
| Biotratamiento De Suelo Contaminado Por Aceite Residual Automotriz: Un Residuo Peligroso | 564 |
| Digestión Anaerobia De Lodos De Un Tratamiento Físicoquímico De Aguas Residuales | 570 |
| Evaluación Del Potencial De Producción De Biogás A Partir De La Digestión Anaerobia De Residuos De Alimentos Utilizando Agua Con Diferentes Niveles De Salinidad | 576 |
| Degradación De “Plásticos Amigables Con El Ambiente” En Un Proceso De Composteo | 582 |
| Aprovechamiento de pérdidas de alimentos generadas en la industria alimentaria mediante biosecado | 588 |
| Valorización de pérdidas de alimentos mediante compostaje y biosecado para pequeñas agroindustrias procesadoras de frutas | 594 |
| Valorización de residuos sólidos y recuperación de energía | 600 |
| Pirólisis De Residuos Sólidos Urbanos Y Agroalimentarios. Posibles Aplicaciones Del Bio-Oil | 601 |
| Aprovechamiento De Materiales Susceptibles De Recuperación De Los Residuos Sólidos Urbanos En La Zona Límite Del Oriente De Michoacán Y El Estado De México | 607 |
| Evaluación de ecoeficiencia del uso de plástico reciclado en paneles constructivos | 613 |
| Mercado De Biomasa Forestal Y Agroindustrial En Costa Rica | 619 |
| Valorización De Residuos De La Industria De Café, En La Obtención De Coagulantes Naturales | 626 |
| Lodos Digeridos y su Potencial Energético Aprovechable | 637 |
| Evaluación Del Potencial De Producción De Biogás Del Residuo De Cribado De Maíz, Subproducto Derivado De La Industria Del Bioetanol. | 642 |
| Valorización De La Biomasa Agrícola Y Forestal En Zonas Rurales De La Zona Mediterránea Española | 648 |
| Evaluación de la biodegradabilidad del residuo de aguacate para determinar la factibilidad de valorizarlo | 654 |
| Valorización de residuos de diferentes industrias en la fabricación de baldosas cerámicas | 660 |
| Revalorización De La Fracción Plástica De Residuos De Aparatos Eléctricos Y Electrónicos (Raee). | 666 |
| Valorización De Los Residuos Generados En El Cultivo Del Arroz: Paja Y Cascarilla | 672 |
| Tecnología Bts-Mpdry Para La Limpieza Del Biogás. Una Forma Eficiente De Eliminar Componentes Peligrosos Del Biogás De Vertederos. | 678 |
| Modelo conceptual de gestión de los efluentes de vertederos. El vertedero metanador. | 684 |
| Potencial de valorización energética de residuales de una planta de tratamiento mecánico biológico en la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina | 690 |
| Evaluación De Lodos De Purines De La Cuenca Porcina Union Marcos Juarez-Cordoba-Argentina | 696 |
| Generación De Energía Eléctrica A Partir De Residuos Sólidos Urbanos En Mendoza (Argentina) | 702 |
| Combustible sólido recuperado producido a partir de biorresiduos de una planta de tratamiento mecánico biológico de residuos sólidos urbanos | 709 |
| Trabajos Tipo Posters | 724 |
| Perspectivas Do Gerenciamento Dos Resíduos Sólidos Domiciliares Em João Pessoa – Paraíba/Brasil, Visando À Economia Circular | 725 |
| Criterios Técnicos Ambientales Para Evaluar La Sostenibilidad De Infraestructuras De Rellenos Sanitarios En América Latina Y El Caribe | 732 |
| Alternativas Para Redução Do Impacto Ambiental Causado Pelos Resíduos Da Construção Civil | 738 |
| Utilização De Softwares Aplicados A Gestão De Resíduos Da Construção Civil: Uma Revisão | 744 |
| La Recolección De Residuos Durante El Covid-19: Visión De Los Trabajadores | 750 |
| Análise Da Coleta Seletiva Em Condomínios. Estudo De Caso: João Pessoa – Paraíba – Brasil | 755 |
| Diagnóstico De La Implementación De Logística Reversa En Empresas Fabricantes De Equipamientos Electro Electrónicos Asociados Al Simmmeb (Poster) | 761 |
| Implementación Y Operación De Gestión Sostenible De Residuos Orgánicos En La Universidade Federal De Paraíba - Ufpb: Compostaje De Hojarasca | 769 |
| Certificación Cero Residuos En La Industria Del Chocolate Como Propuesta De Mitigación De Impactos Ambientales | 775 |
| Análise Da Geração De Resíduos No Canteiro De Obras: Um Estudo De Caso | 782 |



| | |
|--|-----|
| Impermeabilización De La Vaguada Izquierda Del Vertedero De Artigas, En El Término Municipal De Bilbao | 788 |
| Implementación De Redes Neuronales Para La Clasificación De Desechos Dentro De Un Cesto Inteligente | 794 |
| Análise Dos Pontos De Deposição Irregular De Resíduos Sólidos Na Cidade De Natal-Rn-Brasil | 800 |
| Medidas De Gestión De Residuos Sólidos Urbanos Para La Pandemia Por Covid-19 En Diferentes Países | 806 |
| O descarte adequado dos Resíduos Eletroeletrônicos em tempo de pandemia: adaptações para sensibilização de estudantes | 812 |
| Revalorización de residuos de cartón y papel para la producción de biopolímeros dentro del paradigma de economía circular con aplicación en el campo del hábitat | 818 |
| Valorización de polipropileno obtenido de un centro de acopio de residuos solidos | 824 |
| Concientización en jóvenes sobre la utilidad de residuos sólidos durante la pandemia por Covid-19 | 830 |
| Pegada De Carbono Associada Ao Gerenciamento Do Resíduo Orgânico No Município De João Pessoa/Brasil | 836 |
| La Compostaje De Resíduos Verdes En Una Institución De Ensino En Nordeste De Brazil | 843 |



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

CARACTERIZACIÓN, MINIMIZACIÓN Y RECICLAJE DE RESIDUOS



RECOGIDA PUERTA A PUERTA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: RESULTADOS DE LA EXPERIENCIA PILOTO APLICADA EN LOS COLEGIOS DE CASTELLÓ DE PLANA (ESPAÑA)

Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Colomer Mendoza, Francisco J.¹, Carlos Alberola, Mar¹; Valqui Valqui, Lamberto¹; Badenes Catalán, Cristobal¹; Colás Ramos, Vicente²; Apolinar Roig, Vicente²; Moreno Solaz, Héctor³

¹ INGRES Ingeniería de Residuos, Universitat Jaume I, Castellón, España, gallardo@uji.es

² FCC Medio Ambiente SAU, Castellón, España

³ Ayuntamiento de Castelló de la Plana, Castellón, España

Resumen

La recogida separada en origen de los residuos sólidos urbanos (RSU) es la mejor forma de incrementar y mejorar el reciclaje de los diferentes materiales que los forman. Esta forma de recogida permite aumentar la eficiencia en las plantas de separación de envases y de tratamiento de la fracción orgánica. Existen diferentes modelos de recogida separada, uno de los más exitosos es el de puerta a puerta, consistente en el depósito de los residuos en un cubo/contenedor por parte de los generadores, en el mismo punto de generación.

El objetivo del presente trabajo de investigación ha sido determinar la cantidad y composición de la fracción orgánica de los RSU procedente de colegios públicos de la ciudad de Castelló de la Plana (España), recogida separadamente y puerta a puerta. Para ello, se diseñó una experiencia piloto que duró 90 días y en la que participaron todos los colegios. Como principales resultados, se ha obtenido que el porcentaje de materia orgánica depositada en el contenedor es del 83,8%, de ellos el 43,6% es comida desperdiciada. Respecto a la tasa de recogida media diaria, ha sido de 0,022 kg/alumno-día, observándose que la tasa bajó en la segunda mitad de la experiencia. Como principales conclusiones, se determinó que el grado de separación de la fracción orgánica fue muy elevado, así como la participación. Sin embargo, esta última decayó al final del experimento, lo cual demuestra la importancia de hacer campañas informativas constantes para mantener la participación en los programas de recogida selectiva de residuos.

Abstract

The municipal solid waste (MSW) selective collection is the best option to increase and improve the recycling of the different materials that compose the waste. This type of collection allows to increase the efficiency of the sorting packaging facilities and the organic fraction treatment plants. There are many selective collection systems, one of the most successful systems is the door-to-door system. In this system, generators take out their waste to a garbage bin at the generation point.

The aim of this research work is to determine the amount and composition of the organic fraction of the MSW coming from primary public schools in Castelló de la Plana (Spain) which is collected door-to-door separately. For this purpose, a pilot experience that lasted 90 days was designed. All the primary public schools of the town participated in this experience. The main results show that the percentage of organic

fraction deposited in the bin was 83,8%, from that, 43,6% was profitable food. The average daily collection rate was 0,022 kg/student-day and this value decreased in the second half of the experience. The main conclusions extracted were that the separation degree of the organic fraction was very high as well as the participation. However, the involvement declined at the end of the experience. This fact shows the importance of the continued awareness campaigns to get people involved in the waste selective collection programmes.

Palabras clave/keywords:

Residuo sólido urbano, fracción orgánica, recogida puerta a puerta, comida desperdiciada/Municipal solid waste, biowaste, door-to-door collection, wasted food

1. Introducción

Las tasas crecientes de residuo de comida en los países desarrollados se perciben como un fallo en el sistema. En los comedores escolares se generan elevadas cantidades de este tipo de residuo. Precisamente, los colegios son un entorno en el que se debería transmitir hábitos de consumo sostenible. Boulet et al. (2019) determinaron que abordar el reto del residuo de comida en Australia requiere de una implicación de los consumidores. Estos autores exploraron un caso de estudio para identificar y priorizar el comportamiento respecto a la reducción de residuo de comida en escuelas australianas. En Italia, Castrica et al. (2018) apuntaron que los servicios de *catering* de los colegios se caracterizan por un alto nivel de ineficiencia respecto a la comida procesada pero no consumida durante los ágapes.

El objetivo del proyecto de investigación ha sido determinar la cantidad y composición de la fracción orgánica de los RSU (FORSU) recogida separadamente en el contenedor de la fracción orgánica puerta a puerta, en los colegios públicos de la ciudad de Castelló de la Plana, así como hacer un análisis de los resultados obtenidos. Como muestran varios estudios, la recogida puerta a puerta es la manera más eficaz de obtener unas elevadas ratios de separación (Li et al. 2019; Calabro y Komilis 2019; Ragazzi et al. 2019; Álvarez et al. 2008)

Se estableció una experiencia piloto de recogida selectiva en los 38 colegios públicos de la ciudad, en los cuales el Ayuntamiento impartió unos cursos informativos sobre cómo transcurriría dicha experiencia y su importancia para el medio ambiente y la economía circular. La duración de la experiencia fue de 91 días, del 4 de noviembre de 2019 al 4 de febrero de 2020.

2. Metodología

La metodología propuesta para llevar a cabo el experimento ha sido la siguiente:

- **Determinación del número de muestras mínimo:** En estadística, el número de muestras mínimo hace referencia al número de observaciones que componen la muestra extraída de una población y que, como mínimo, son necesarias para que los resultados obtenidos sean representativos de esa misma población. En este estudio se ha utilizado la metodología desarrollada por la Comisión Europea en 2004 para el análisis de residuos sólidos (SWA-Tool), la cual establece una serie de recomendaciones y mínimos estándares para la caracterización de los RSU.
- **Determinación del tamaño de muestra:** El tamaño mínimo de muestra hace referencia a la cantidad de residuos de la muestra. La metodología SWA – Tool recomienda que esta debe ser el volumen de un contenedor, sin tener en cuenta los residuos contenidos dentro del mismo. Normalmente, en un mismo municipio o ciudad existen contenedores de diferentes tamaños, la metodología recomienda elegir como tamaño de muestra el volumen del tipo de contenedor más

comúnmente usado. En el estudio piloto se han utilizado contenedores de 2.400 litros, estableciéndose este como tamaño de muestra.

- Realización del trabajo de campo: En la puerta de cada colegio se ubicó un contenedor de color marrón, para que los responsables de la limpieza vaciasen las bolsas de materia orgánica (MO). Este contenedor es accesible a los vecinos colindantes, por lo que también lo pueden utilizar. Sin embargo, es sencillo determinar las bolsas de basura de los colegios, pues estos usan bolsas grandes (de 120 L), mientras que los vecinos utilizan bolsas pequeñas (30 L). Las caracterizaciones del contenedor de FORSU las realizó el grupo de investigación INGRES en las instalaciones de la empresa FCC Medio Ambiente SAU. El control y pesado de las cantidades recogidas las realizó la empresa, pesando todos los camiones de recolección a la entrada de la planta de tratamiento. La frecuencia de recolección fue de tres veces por semana.
- Obtención de resultados y conclusiones: Durante el experimento se fueron procesando todos los datos tomados en las caracterizaciones y pesadas de los residuos. Finalmente, se obtuvieron los resultados y se sacaron conclusiones.

3. Resultados y discusión

3.1. Número mínimo de muestras

El número de muestras a caracterizar obtenido fue de 7. Según el método de la SWA-Tool, es necesario conocer la composición de los residuos (medias y desviaciones estándar) de estudios recientes en el mismo lugar. En este caso, se ha utilizado la composición media del contenedor de MO obtenida en un estudio piloto del año 2017 y considerado solo la fracción de MO, para un nivel de confianza del 95% y un error del 10%.

En la tabla 1 se muestran todos los datos necesarios para realizar el cálculo y el resultado obtenido (tamaño de muestra necesario), tras la aplicación del método a la fracción de MO del contenedor de la FORSU.

Tabla 1. Cálculo del número de muestra.

| Contenedor | Fracción | Estudio año 2017 | | | $t_{0,05;\infty}$ | ϵ (%) | n |
|------------|----------|------------------|-------------|--------|-------------------|----------------|---|
| | | Media (%) | Des.St. (%) | CV (‰) | | | |
| FORSU | MO | 77,02 | 10,12 | 0,13 | 1,96 | 0,1 | 7 |

Por las características de la ciudad, esta se ha dividido en dos sectores: Renta media (RM) y Renta Alta (RA), por lo que en cada sector se han de caracterizar al menos 7 muestras.

3.2. Estudio de la composición del contenedor de FORSU

La composición media y la desviación estándar del contenedor de FORSU se expone en la tabla 2. Se puede observar que los porcentajes de MO son altos, un 74,83%. La desviación típica es elevada debido a las variaciones encontradas en los días de muestreo. La MO está formada principalmente por restos de comida (49,18%), pero es importante destacar la fracción de comida desperdiciada, que supone el 22,86% del total del contenedor y un 30,5% de la MO. Si se rebajara el desperdicio de comida, además de aprovechar los alimentos se generarían menos residuos. Estos valores son claramente más bajos que los obtenidos por Calabro y Komilis (2019) en Italia, en los que el contenido en biorresiduo fue del 89% después de una campaña de concienciación. Sin embargo, en Cataluña (España) se obtuvieron resultados, aunque algo más altos, más parecidos de 80-90% (Álvarez et al. 2008).

Dentro de la categoría de impropios, las fracciones de papel-cartón y de envases han sido las más importantes. La fracción de bolsas de plástico supone el 1,37% y corresponde a las bolsas que contienen los residuos, por lo que, si fuesen biodegradables se podrían incluir en la materia orgánica (MO). La fracción Resto está formada por guantes de látex, pañales, cargadores de teléfono, tiras de caucho, cápsulas de café, bastoncillos, celulosa de higiene personal y la fracción de Residuos Peligrosos de medicamentos, pilas, rotuladores, bolígrafos, pinturas, etc. La presencia de impropios es problemática, ya que disminuye la calidad del compost resultante (Campos-Rodrigues, 2020; Alessi et al. 2020; Slavik et al. 2019; Iqbal et al. 2010).

Como ya se ha comentado en la metodología, en los contenedores depositan los residuos tanto los colegios como los ciudadanos colindantes. Por este motivo, en cada contenedor se separaron los residuos provenientes de estas dos fuentes, ya que era fácil distinguir las bolsas. Por otro lado, mientras en los colegios se realizaron charlas de concienciación, los ciudadanos solo disponían de la información adherida al contenedor y de su propio conocimiento sobre el tema.

Tabla 2. Composición media del contenedor de FORSU, composición de colegios y ciudadanos.

| Fracciones | Media Contenedor | | Colegios | | Ciudadanos | |
|-----------------------------|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Media (%) | Des. St. (%) | Media (%) | Des. St.(%) | Media (%) | Des. St.(%) |
| Materia Orgánica | 74,83 | 22,86 | 83,76 | 25,93 | 63,50 | 21,23 |
| <i>Restos comida</i> | 49,18 | 21,37 | 46,11 | 23,72 | 46,10 | 25,52 |
| <i>Comida desperdiciada</i> | 22,86 | 20,36 | 32,64 | 27,89 | 16,95 | 13,77 |
| <i>Jardinería</i> | 2,79 | 9,97 | 5,01 | 16,73 | 0,45 | 0,94 |
| Impropios | 25,17 | 22,86 | 16,24 | 25,93 | 36,50 | 21,23 |
| <i>Envases</i> | 7,10 | 6,06 | 4,59 | 7,51 | 11,13 | 6,38 |
| <i>Papel/cartón</i> | 7,50 | 11,50 | 8,55 | 16,73 | 6,44 | 5,61 |
| <i>Vidrio envases</i> | 1,97 | 2,02 | 0,14 | 0,51 | 4,87 | 3,21 |
| <i>Textil</i> | 0,43 | 0,86 | 0,43 | 1,06 | 0,55 | 1,44 |
| <i>Resto</i> | 4,98 | 9,68 | 0,53 | 0,87 | 9,96 | 16,71 |
| <i>Bolsas plásticas</i> | 1,37 | 1,14 | 1,13 | 1,15 | 1,65 | 1,45 |
| <i>Residuos peligrosos</i> | 1,83 | 2,94 | 0,88 | 2,57 | 1,89 | 2,61 |

En la tabla 2 también se presentan los resultados de la composición de los residuos depositados por los colegios (bolsas de 120 L). Se puede observar que la MO asciende al 83,76% y es superior a la media del contenedor (74,83%). Este resultado es lógico, pues los colegios recibieron formación. De hecho, las actividades de concienciación ciudadana mejoran notablemente los resultados (Wang et al. 2020; Slavik et al. 2019; Ferronato et al. 2019; Calabro y Komilis, 2019; Ragazzi et al., 2017).

La MO está formada principalmente por restos de comida (46,11%), pero es importante destacar la fracción de comida desperdiciada, que supone el 32,64 % del total del contenedor y un 43,62% del total de la MO. Este dato es parecido al aportado por García-Herrero et al. (2021), que contabilizaron que en Columbia (EE-UU) la comida desperdiciada en la cantina está entre el 28% y 53% en peso del total de residuo generado. Y que el presentado por Ramamoorthy et al. (2019), que obtuvieron que en los colegios de la India el desperdicio de comida representaba un 39% del total de residuo generado. El desperdicio de comida es muy elevado, si hubiera un mayor aprovechamiento de la comida, además de aprovechar los alimentos, se generarían menos residuos. Los restos de jardinería ascienden al 5% y están formados por podas y hojas secas procedentes de los jardines de los patios de colegio.

Dentro de la categoría de impropios, las fracciones de papel-cartón es de un 8,55%, está formada de papel de papeleras de las aulas y de patio. La fracción de envases es del 4,59% y está formada por envases de bebidas procedentes de los patios y papeleras del colegio. Si ambos materiales se hubiesen depositado en los contenedores correspondientes, la fracción de impropios habría bajado considerablemente. La fracción de bolsas plásticas supone el 1,15 % y corresponde a las bolsas que contienen los residuos, por lo que, si fuesen biodegradables, esta fracción se podría incluir en la MO.

Finalmente, la tabla 2 presenta los resultados de la composición de los residuos depositados por los ciudadanos. Se puede observar que la MO asciende al 63,50%, un valor muy bajo. Este resultado es lógico, pues los ciudadanos no recibieron formación. La categoría de MO está formada principalmente por restos de comida (46,10%) y la fracción de comida desperdiciada es de un 16,95 % respecto al total del contenedor y de un 22,65 % de la MO. Se puede apreciar que el desperdicio en este caso es mucho menor que en los colegios. En algunos contenedores se detectó fruta fresca procedente de fruterías. Dentro de la categoría de impropios, las fracciones de envases es de un 11,13%, que es la más elevada, seguida del papel/cartón con un 6,44% y del vidrio con un 4,87%. La fracción de bolsas de plásticas supone el 1,65%.

3.3. Estudio de las cantidades recogidas

En la tabla 3 se presentan los datos característicos de la experiencia piloto y los resultados obtenidos.

Tabla 3: Datos de la recogida de la FORSU.

| Parámetros | Resultados |
|--|---|
| Nº alumnos | 14.084 |
| Puntos recogida (Nº Colegios) | 38 |
| Nº de Contenedores | 40 |
| Nº contenedores por punto | 1 (excepto en 2 Colegios, con 2 contenedores) |
| Volumen contenedor (L) | 2.400 |
| Duración de la campaña de recogida (días) | 91 |
| Porcentaje de residuos depositados por colegios (%) | 53,48 |
| Porcentaje de residuos depositado por ciudadanos (%) | 46,52 |
| FORSU total (kg) | 53.340 |
| FORSU depositada por colegios (kg) | 28.526 |
| FORSU depositada por ciudadanos (kg) | 24.814 |
| TRD _{FORSU-AL} (kg/alumno-día) | 0,022 |

El porcentaje de residuos depositado por los colegios en el contenedor es del 53,48%, el resto ha sido depositado por los ciudadanos. La participación ciudadana ha sido importante a pesar de que no se les informó ni formó para este experimento.

La tasa de recogida diaria de la FORSU debida a los colegios (TRD_{FORSU-AL}) es de 0,022 kg/alumno-día. Este dato es similar al determinado por Kasavan et al. (2021) en Malasia, donde los desperdicios de comida en los colegios son de 0,012 kg/alumno-día. A nivel de centros universitarios se ha encontrado información solo de recogida de residuos totales. Gallardo et al. (2016) en su estudio de generación de RSU en la Universitat Jaume I (España) determinaron que la TRD es de 0,090 kg/usuario/día lectivo, Ruiz Morales (2012) determinó una TRD de 0,330 kg/usuario/día lectivo en la Universidad Iberoamericana (México), Armijo de Vega et al. (2008) en la Universidad Autónoma de Baja California (México) determinaron una TRD de 0,045 kg/usuario/día lectivo y Mason et al. (2004) en la Universidad de Massey (Nueva Zelanda)

obtuvieron 0,042 kg/usuario/día lectivo. Si se considera que en el estudio realizado en los colegios de Castelló de la Plana solo se ha computado la FORSU, los resultados están dentro del mismo orden de magnitud.

En cuanto a la variación de las cantidades recogidas a lo largo del tiempo que duró la experiencia piloto, en la figura 5 se puede observar que de noviembre hasta el 10 de diciembre se recogían de media 2.360 kg por día de recogida, a partir de esa fecha y hasta el final de la experiencia la recogida bajó los 745 kg. No se tiene información de cuál ha sido el motivo de esta variación.

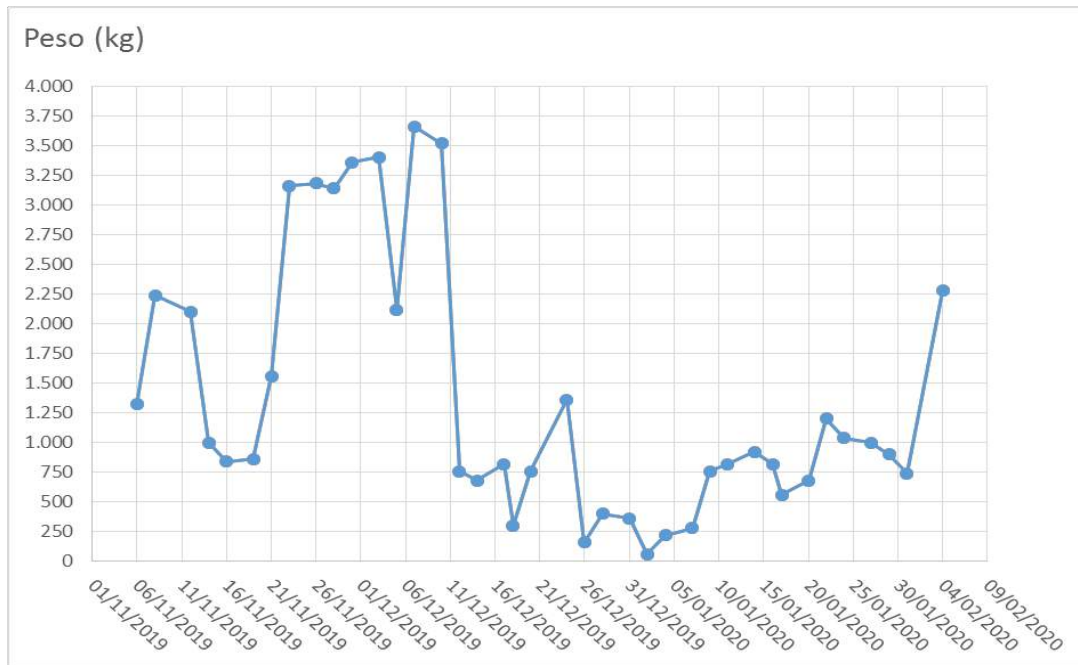


Figura 1. Evolución de la recogida.

4. Conclusiones

Respecto a la composición del contenedor de la FORSU, se han obtenido las siguientes conclusiones:

- Los porcentajes de MO del contenedor de FORSU son elevados, de un 74,83%. El papel/cartón y los envases suponen un 14,5 %, por lo que, si estas fracciones se depositasen en los contenedores correspondientes, mejoraría bastante la calidad.
- Es importante destacar la fracción de comida desperdiciada, que supone un 30,5% de la MO depositada en el contenedor. Si se rebajara el desperdicio de comida, además de aprovechar los alimentos se generaría menos residuo.
- El porcentaje de MO de las bolsas de los colegios es del 83,76%, superior a la media del contenedor. Este resultado es lógico, pues los colegios recibieron formación. La fracción de papel-cartón es de un 8,55% y la de envases del 4,59%. Si se promueve la recogida selectiva dentro de los colegios estos impropios podrían eliminarse y así mejorar la calidad de la MO. En el caso de los colegios, la comida desperdiciada representa un 43,62 % de la MO, porcentaje muy elevado.
- El porcentaje de MO en las bolsas depositadas por los ciudadanos es del 63,50%, un valor muy bajo. Este resultado es lógico, pues los ciudadanos no recibieron formación. La fracción de comida

desperdiciada supone un 22,65 % de la MO, el desperdicio en este caso es mucho menor que en los colegios.

Respecto a la recogida del contenedor de la FORSU, se han obtenido las siguientes conclusiones:

- El porcentaje de residuos depositados por los colegios en el contenedor es del 53,48%, el resto ha sido depositado por los ciudadanos. La tasa de recogida diaria de la FORSU de los colegios es de 0,022 kg/alumno-día.
- En cuanto a la variación de la recogida a lo largo del tiempo que duró la experiencia, se ha observado que en la segunda mitad la recogida media diaria fue de un tercio de lo recogido en la primera parte, por lo que habría que haber realizado algún refuerzo informativo para incentivar la separación.

5. Referencias

- Alessi, A. et al. (2020) Mechanical separation of impurities in biowaste: Comparison of four different pretreatment systems. *Waste Management*, volumen 106(1), 12–20.
- Armijo de Vega C., Ojeda Benítez S. & Ramírez Barreto. M.E. (2008). Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Manag.* 28(1).
- Alvarez, M. D., Sans, R., Garrido, N., Torres, A. (2008) Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. *Waste Management*, volumen 28(2), 359–366.
- Boulet, M., Wright, B., Willians, C., Rickinson, M. 2019. Return to sender: a behavioural approach to reducing food waste in schools. *Australasian Journal of Environmental Management*. 26, 4,328-246.
- Calabro, P. S., Komilis, D. A (2019) standardized inspection methodology to evaluate municipal solid waste collection performance. *Journal of Environmental Management*, volumen 246, 184–191.
- Campos-Rodrigues, L. et al. (2020) The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *Journal of Cleaner Production*, volumen 251, 119601.
- Castrica, M., Balzaretto, C.M., Baldi, A. 2018. Meal portion sizes and their potential impacts on food waste: case study of school meals in Italy. *International Journal of Health Animal Science Food Safety*. Volumen (5), 1s.
- Ferronato, N. et al. (2019) How to improve recycling rate in developing big cities: An integrated approach for assessing municipal solid waste collection and treatment scenarios. *Environmental Development*, volumen 29, 94–110.
- Gallardo A, Edo-Alcón N., Carlos M. & Renau M. (2016). The determination and composition as an essential tool to improve the waste management plan of a university. *Waste Management*. 53, 3-11.
- García-Herrero,L., Costello, C., De Menna, F., Schreiber,L., Vittuari, M. 2021. Eating away at sustainability. Food consumption and waste patterns in a US school canteen. *Journal of Cleaner Production*. Volume (279), 123571.
- Iqbal, M. K., Shafiq, T. & Ahmed, K. (2010). Characterization of bulking agents and their effect on physical properties of compost. *Bioresource Technology*, volumen 101, 1913–1919.
- Li, X. et al. (2019) Garbage source classification performance, impact factor, and management strategy in rural areas of China: A case study in Hangzhou. *Waste Management*, volumen 89, 313–321.
- Mason I.G., Oberender A. & Brooking. A. K. (2004). Source separation and potential re-use of resource residuals at a university campus. *Resour. Conserv. Recy.* 40(2), 155–172
- Ragazzi, M. et al. (2017) Experiencing urban mining in an Italian municipality towards a circular economy vision. *Energy Proceedings*, volumen 119, 192–200.
- Ramamoorthy, R., Poyyamoli, G., Kumar, S. 2019. Assessment of solid waste generation and management in selected school campuses in Puducherry region, India. *Environmental Engineering and Management Journal*. Volume (18), 2, 499-512 .

- Ruiz Morales M. (2012). Caracterización de residuos sólidos en la Universidad Iberoamericana. Ciudad de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 28(1), 93–97.
- Saraswathy, K., Nurul Izzati Binti Mohd, A., Sharif Shofirun Bin Sharif, A., Nadia Azia Binti M., Sumiani Binti, Y. 2021. Quantification of food waste in school canteens: A mass flow analysis. *Resources, Conservation & Recycling.* Volume (164), 105176.
- Slavík, J., Rybová, K.; Dolejš, M. (2019) Biowaste separation at source and its limitations based on spatial conditions. *Detritus*, volumen 5, 36–45.
- Wang, D. et al. (2020) Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. *Waste Management*, volumen 102, 452–463.



MICROPLÁSTICOS EN ÁREAS MARINAS Y COSTERAS PROTEGIDAS. RETOS Y OPORTUNIDADES

Cruz Salas, Arely Areanely¹; Tapia Fuentes, Jocelyn²; Pérez Aragón, Beatriz²; Vázquez Morillas, Alethia²; Ojeda Benítez, Sara¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos²

¹Universidad Autónoma de Baja California. Calle Normal s/n Boulevard Benito Juárez. Col. Insurgentes Este, Parcela 44, 21100 Mexicali, Baja California, México. cruz.arely@uabc.edu.mx, sara.ojeda.benitez@uabc.edu.mx

²Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México. jozfuentes@gmail.com, beatriz.paragon@gmail.com, alethia@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx

Resumen

La contaminación marina por microplásticos (MP) se ha convertido en un problema ambiental global y persistente que ha afectado diferentes ecosistemas. Los MP han llegado a lugares remotos como los polos y el fondo marino, por lo cual muy posiblemente estén presentes en las áreas protegidas marinas y costeras (APMC) las cuales son zonas ubicadas dentro del medio marino y costero que han sido establecidas, por medios legislativos, para la conservación y protección de su diversidad biológica. El objetivo de este trabajo fue analizar la presencia de MP en APMC a partir de una revisión de artículos de investigación publicados en ScienceDirect del 2020 al 2021. Se encontró que se han publicado 15 artículos los cuales abordan desde una hasta 22 APMC. El entorno comúnmente estudiado es sedimentos de playas, mientras que los menos abordados son manglares, pastos, fondo marino y aguas; esto quizás se debe a las cuestiones técnicas y económicas necesarias para realizar los muestreos. Las mayores concentraciones de MP se encuentran en sedimentos de playa (hasta 7 070 piezas/m²) y el tipo más común son las microfibras (hasta 87 %). Lo anterior demuestra que a pesar de las regulaciones y restricciones que tienen las APMC la contaminación por MP es evidente e incluso en niveles altos, por lo tanto, es necesario conocer cuáles son las fuentes de MP, replantearse si el manejo de dichas áreas es el adecuado y establecer medidas para prevenir el ingreso de MP.

Abstract

Marine pollution by microplastics (MP) has become to world and persistent environmental problem affecting different habitats. MP have reached remote places such as poles and seabed, which is why they are probably present in marine and coastal protected areas (MCPA), which are areas located within marine and coastal environments established by legislation for the conservation and protection of its biological diversity. This research aim was to analyze the presence of MP in MCPA from a review of research articles published in ScienceDirect from 2020 to 2021. It was found that 15 articles have been published which address from one to 22 MCPA. The most studied environment is beach sediments. The least studied habitats are mangroves, seagrass, seabed, and waters; this is probably due to the technical and economic issues to carry out the samplings. The highest concentrations of MP are found in beach sediments (up to 7 070 MP/m²) and the most common type is microfibers (up to 87%). These results show that despite the regulations and restrictions that MCPA have, MP contamination is evident and even at high levels; therefore, it is necessary to know what the sources of MP are, rethink whether the management of these areas is appropriate and stablish measures to prevent the entry of MP.

Palabras clave: *regulación, microfibras, áreas protegidas*

1. Introducción

El vertimiento intencional o accidental de contaminantes líquidos y sólidos, provenientes de fuentes marinas o terrestres, a los mares y costas se define como contaminación marina (UNEP, 2017). Con relación a los residuos plásticos, éstos, mediante diferentes fenómenos físicos y químicos como el viento, la temperatura, el desgaste, el oleaje, la abrasión mecánica y la luz UV, se fragmentan en pequeñas piezas conocidas como microplásticos (MP). El tamaño de los MP en cualquiera de sus dimensiones es menor o igual a 5 mm y de acuerdo con su origen se clasifican en primarios y secundarios (GESAMP, 2015).

La primera categoría agrupa a las partículas fabricadas del tamaño antes mencionado para fines industriales, tal es el caso de los pellets que son utilizados para la fabricación de plásticos más grandes y los microbeads que se emplean en productos de higiene personal y cosméticos. Por otro lado, los microplásticos secundarios son el resultado de la degradación de los residuos plásticos de mayor tamaño (GESAMP, 2015). El tamaño pequeño de los MP les permite tener una mayor movilidad a través de las corrientes marinas y la cadena alimenticia, provocando así su distribución en diferentes ecosistemas marinos (Godoy et al., 2020). Su presencia se ha reportado en manglares (Garcés-Ordóñez et al., 2020), playas (Alvarez-Zeferino et al., 2020), estuarios (Baptista Neto et al., 2019), la columna de agua (Johnson et al., 2018) e incluso áreas protegidas (Mazariegos-Ortíz et al., 2020).

Las áreas protegidas se definen como sitios terrestres y acuáticos geográficamente definidos que son gestionados a través de medios legales para conservar y preservar equitativamente la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, la belleza del paisaje y su valor cultural. De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), hasta el verano de 2018 se tenían registradas 238 563 áreas protegidas, de las cuales las ubicadas en tierra cubrían aproximadamente el 14.9 % de la superficie terrestre del planeta, mientras que las marinas y costeras (APMC) correspondían al 7.3% de la superficie total de los océanos (UNEP-WCMC et al., 2018).

Aunque las zonas protegidas sean altamente controladas y preservadas, los MP pueden arribar a ellas. La presencia de estas partículas podría causar cambios en la dinámica natural del sistema, daños a la flora y fauna de las zonas y, en el peor de los casos, el colapso de los ecosistemas (Cheshire et al., 2009). Por lo anterior resulta importante analizar la presencia de MP en APMC, las cuales probablemente sean vulnerables ante este tipo de contaminación. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue evaluar la contaminación por MP en diferentes entornos de APMC, a través de una revisión de artículos científicos publicados entre 2020 y 2021, así como conocer sus posibles fuentes de ingreso.

2. Metodología

La búsqueda de artículos se realizó en ScienceDirect en enero de 2021. Los criterios para la búsqueda de artículos fueron: incluir sólo artículos en inglés, publicados en 2020 y 2021, de investigación y comunicaciones cortas (se excluyeron los artículos de revisión, capítulos de libros y congresos). Los términos seleccionados como palabras clave fueron dos: 1) microplastics marine protected areas y 2) microplastics coastal protected areas, entre estos términos se empleó el operador booleano "+". Las revistas y áreas incluidas en esta búsqueda fueron sólo las relacionadas con ambientes marinos.

Los artículos identificados al aplicar los pasos anteriores se revisaron para verificar que abordaran la presencia de microplásticos en APMC y que fueran de revistas indexadas; para esto se revisó el resumen y sólo cuando fue necesario se leyó el artículo completo. Posteriormente se eliminaron los artículos repetidos, con esto se obtuvo un total de 15 trabajos. De cada trabajo se extrajo información relevante la cual se organizó en una hoja de cálculo para su posterior análisis.

3. Resultados

El número total de artículos que se encontró en el periodo analizado fue 15, de los cuales seis corresponden a estudios donde sólo se estudiaron MP en APMC. El resto de los artículos (nueve) además de analizar la presencia de MP en entornos de APMC también lo hizo en ambientes marinos y costeros de zonas no protegidas. El número de APMC que cada investigación contempla generalmente es uno, sin embargo, hay casos en donde se estudian dos (Dodson et al., 2020), cuatro (Garcés-Ordóñez, Espinosa, Cardoso, et al., 2020) e incluso 22 APMC (Green & Johnson, 2020). En cuanto a la ubicación de las APMC se encontró que la mayoría pertenecen a Europa (40 %) y América (40 %) y que dentro de estos dos continentes el país en donde se localizan la mayoría de las investigaciones es Colombia.

Los criterios para la selección de las APMC varían entre los estudios, pero lo relevante es que seis investigaciones argumentan que seleccionaron las zonas debido a problemas relacionados con los residuos sólidos, tales como contaminación por plásticos (Green & Johnson, 2020; Mazariegos-Ortiz et al., 2020), acumulación de residuos sólidos por falta de limpieza en las playas (Garcés-Ordóñez, Espinosa, Cardoso, et al., 2020), presencia de macro y microplásticos (Portz et al., 2020), limpieza ocasional de las playas (Chubarenko et al., 2020) y contaminación por artes de pesca (Rodrigues et al., 2020). En la Tabla 1 se presentan las concentraciones y tipos de los MP más comunes encontrados en las diferentes APMC.

Tabla 1. Concentraciones de MP y tipos comunes de MP en las áreas protegidas marinas/costeras

| Lugar y tipo de APMC | Entorno estudiado | Concentraciones | Tipos de MP más comunes | Referencia |
|---|---|---|--|---------------------------------|
| Italia: APM de futura designación isla Salina | Fondos marinos rocosos: sedimentos y fauna | Sedimentos: 102,83 MP/kg Fauna: 2,52 MP/individuo | Fibras | (Renzi et al., 2020) |
| Inglaterra: 22 APM (6 AEC, 13 ZCM y 3 APE) | Sedimentos de aguas costeras | 2 - 427 MP/m ² | Fibras (31 %) y microbeads (13 %) | (Green & Johnson, 2020) |
| Guatemala: RVS Punta de Manabique | Sedimentos de playa | 279 MP/m ² | Espumado y fragmentos | (Mazariegos-Ortiz et al., 2020) |
| Colombia: PN Tayrona y dos APMC no especificadas | Sedimentos de playa | 3 - 791 MP/m ² | Fragmentos | (Garcés-Ordóñez et al., 2020) |
| Colombia: PN Tayrona | Sedimentos de playa | 2 - 100 MP/m ² | Fragmentos | (Garcés-Ordóñez et al., 2020) |
| Colombia: RB Seaflower | Sedimentos de playa y agua superficial de mar | Sedimentos: 113 MP/m ² Agua: 0,009 – 0,24 MP/m ³ | Fragmentos | (Portz et al., 2020) |
| Rusia y Lituania: PN Curonian Spit | Sedimentos de playa | 1 038 – 7 070 MP/m ² | Fibras (74 %) y fragmentos (23 %) | (Chubarenko et al., 2020) |
| Polonia: PN Woliński | Sedimentos de playa | 99 MP/kg _{ss} | Fibras y fragmentos (23 %) | (Urban-Malinga et al., 2020) |
| Colombia: DMI ecosistema de manglar Cispata | Pescados de manglar | 69 MP/20 individuos | Fibras (55%), fragmentos (23%) | (Garcés-Ordóñez et al., 2020) |
| Portugal: PN Ria Formosa | Fondo marino: pastos marinos y sedimentos | Pastos: 0,0135 MP/cm ² Sedimentos: 18,2 - 35,2 MP/kg _{ss} | Fibras | (Cozzolino et al., 2020) |
| Croacia: PN Telašćica y APM de futura designación Silba | Aguas profundas: pepinos de mar y sedimentos | Fauna: 4,5 MP/individuo Sedimentos: 178 MP/kg _{ss} | Fibras, fragmentos, películas | (Renzi & Blašković, 2020) |
| República de Fiyi: AMGL Vanua Navakavu | Aguas costeras: agua subsuperficial, peces y sedimentos | Agua: 0,24 MP/m ³ Fauna: 1,8 MP/individuo Sedimentos: 0,008 MP/g _{sh} | Fibras y fragmentos | (Ferreira et al., 2020) |
| China: PN Kenting | Sedimentos de playa | 225 MP/kg _{ss} | N.E. | (Chen & Chen, 2020) |
| Portugal: PN Litoral Norte | Agua subsuperficial costera | 0,015 MP/m ³ | Películas (49%), fragmentos (29%) y fibras (22%) | (Rodrigues et al., 2020) |
| Estados Unidos: RNVS Isla del Pescador y Bahía Back | Sedimentos de playa | 960,5 MP/kg _{ss} | Fibra | (Dodson et al., 2020) |

APM = área protegida marina; AEC = áreas especiales de conservación; ZCM = zonas de conservación marina; APE = áreas de protección especial; RFS = refugio de vida silvestre; PN = parque natural; RB = reserva de la biosfera; kg_{ss} = kilogramos de sedimento seco; DMI = distrito de manejo integrado; AMGL = área marina gestionada localmente; g_{sh} = gramos de sedimento húmedo; RNVS = refugio nacional de vida silvestre

Con base en lo anterior se observa que las APMC más estudiadas en los diversos trabajos son parques naturales y que los entornos comúnmente investigados son las playas, de las que se analizan los sedimentos, mientras que los menos abordados son manglares, fondo marino y agua de mar, en los que a su vez se puede muestrear la flora y la fauna. La preferencia por las playas para el estudio de MP es algo común no sólo en las APMC sino también en las zonas que no tienen algún tipo de protección nacional o internacional, esto ocurre porque generalmente el acceso a las playas es fácil y el muestreo no es costoso, ya que no requiere de materiales y equipos especializados comparado con el muestreo de sedimentos o agua, en donde generalmente se emplea una embarcación, un muestreador específico (red de arrastre para agua y muestreador van veen para sedimentos) o equipo de buceo (recolección de sedimentos o fauna del fondo marino), lo cual hace costoso el muestreo (Renzi & Blašković, 2020).

Con relación a las concentraciones, se aprecia que las más elevadas se encuentran en los sedimentos de playas (hasta 7 070 MP/m² PN en Curonian Spit) y que las más bajas corresponden a sedimentos del lecho marino (0,008 MP/g_{sh} en AMGL Vanua Navakavu). Para los tipos de MP, 10 estudios mencionan que los más comunes son fibras y fragmentos, no obstante, hablando en términos de porcentaje, los que ocupan el primer lugar son las fibras, con proporciones que van del 22 % al 74 %. Aunque estos resultados evidencian la contaminación en APMC por MP, aún faltan más entornos por estudiar para establecer tendencias en cuanto a la distribución de MP en estas zonas.

Un gran reto al evaluar la contaminación por MP en distintas zonas es identificar las posibles fuentes de ingreso, ya que esto dará la pauta para establecer medidas encaminadas a prevenir o mitigar su entrada. Particularmente para este trabajo la mayoría de los estudios (53 %) menciona que las fuentes de origen de los MP presentes en las APMC son ajenas a las actividades de dichas zonas (escorrentías de río, zonas urbanas e industriales aledañas, viento, corrientes marinas, descargas de aguas residuales, actividades de pesca y transporte marítimo), en cambio el 27 % menciona que provienen de las actividades locales de las APMC (fragmentación de los residuos plásticos abandonados por el turismo y del manejo inadecuado de los residuos en las APMC), mientras que el 13 % argumenta que las fuentes son de ambos tipos (Figura 1).



Figura 1. Origen de los MP

Lo anterior indica que aun cuando se tenga un APMC con el fin de evitar que sufra presiones antropogénicas y que su hábitat se vea afectado, no está exenta de la contaminación por residuos y MP, ya que, aunque en se cuenta con la legislación local más estricta, existen fuentes no locales que en ocasiones no se pueden controlar y que son las que más contribuyen.

4. Conclusiones

Los resultados de este trabajo han demostrado que en todas las APMC de los estudios analizados hay contaminación por MP, ésta es mayor en sedimentos de playas, con concentraciones de hasta 7 070 MP/m². De todos los tipos de MP, los más comunes son fibras y fragmentos. Si bien estos resultados son

relevantes, falta conocer que sucede en más ambientes de las APMC. Por otro lado, las fuentes de ingreso de MP a las APMC no sólo son de las actividades realizadas en APMC, sino que también las llevadas a cabo en las zonas aledañas. Esto indica que no sólo hay deficiencias en el propio en manejo de las APMC, sino que también falta regular el tema de los residuos sólidos en las zonas aledañas o incluso en otras partes del mundo porque están llegando a las APMC por medio de las corrientes marinas, oleaje o escorrentías.

5. Referencias

- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., & Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, *155*, 104633. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- Baptista Neto, J. A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A. C., da Silva Quaresma, V., & de Carvalho, D. G. (2019). Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean & Coastal Management*, *169*, 247–253. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2018.12.030>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chem. Eng.*, *8*, 3494–3511. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chen, M. C., & Chen, T. H. (2020). Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, *151*, 110861. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110861>
- Cheshire, A., Adler, E., Barbieri, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R.-T., Kinsey, S., Kusui, T. E., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., & Westphalen, G. (2009). UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring Litter. In *2020 9th IFIP International Conference on Performance Evaluation and Modeling in Wireless Networks, PEMWN 2020* (Issue 186).
- Chubarenko, I., Esiukova, E., Khatmullina, L., Lobchuk, O., Grave, A., Kileso, A., & Haseler, M. (2020). From macro to micro, from patchy to uniform: Analyzing plastic contamination along and across a sandy tide-less coast. *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111198. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111198>
- Cozzolino, L., Nicastro, K. R., Zardi, G. I., & de los Santos, C. B. (2020). Species-specific plastic accumulation in the sediment and canopy of coastal vegetated habitats. *Science of the Total Environment*, *723*, 138018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138018>
- Dodson, G. Z., Shotorban, A. K., Hatcher, P. G., Waggoner, D. C., Ghosal, S., & Noffke, N. (2020). Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*, *151*, 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>
- Ferreira, M., Thompson, J., Paris, A., Rohindra, D., & Rico, C. (2020). Presence of microplastics in water, sediments and fish species in an urban coastal environment of Fiji, a Pacific small island developing state. *Marine Pollution Bulletin*, *153*, 110991. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110991>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Cardoso, R. P., Issa Cardozo, B. B., & Meigikos dos Anjos, R. (2020). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, *267*, 115495. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Pereira, R., & Costa, M. (2020). The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, *160*, 111558.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>

Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K. A., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L. M., & Espinosa, L. F. (2020). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, *154*, 111085. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085>

GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). *Rep. Stud. GESAMP, No. 90*, 96 p.

Godoy, V., Prata, J. C., Blázquez, G., Almendros, A. I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Calero, M., & Martín-Lara, M. Á. (2020). Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). *Science of the Total Environment*, *746*, 142023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142023>

Green, B. C., & Johnson, C. L. E. (2020). Characterisation of microplastic contamination in sediment of England's inshore waters. *Marine Pollution Bulletin*, *151*, 110788. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110788>

Johnson, D. E., Ross Salazar, E., Gallagher, A., Rees, A., Sheridan Rodriguez, C., Cambroner Solano, S., Rojas Ortega, G., & Barrio Froján, C. (2018). Preventing plastics pervading an oceanic oasis: Building the case for the Costa Rica Thermal Dome to become a World Heritage site in ABNJ. *Marine Policy*, *96*(January), 235–242. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.022>

Mazariegos-Ortíz, C., de los Ángeles Rosales, M., Carrillo-Ovalle, L., Cardoso, R. P., Muniz, M. C., & dos Anjos, R. M. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111220. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111220>

Portz, L., Manzolli, R. P., Herrera, G. V., Garcia, L. L., Villate, D. A., & Ivar do Sul, J. A. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *157*, 111323. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323>

Renzi, M., & Blašković, A. (2020). Chemical fingerprint of plastic litter in sediments and holothurians from Croatia: Assessment & relation to different environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, *153*, 110994. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110994>

Renzi, M., Blašković, A., Broccoli, A., Bernardi, G., Grazioli, E., & Russo, G. (2020). Chemical composition of microplastic in sediments and protected detritivores from different marine habitats (Salina Island). *Marine Pollution Bulletin*, *152*, 110918. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110918>

Rodrigues, S. M., Almeida, C. M. R., & Ramos, S. (2020). Microplastics contamination along the coastal waters of NW Portugal. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *2*, 100056. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100056>

UNEP-WCMC, IUCN, & NGS. (2018). *Protected Planet Report 2018*.

UNEP. (2017). *Sustainable Development Goals About Oceans : Marine pollution Policy Brief*. 1–3.

Urban-Malinga, B., Zalewski, M., Jakubowska, A., Wodzinowski, T., Malinga, M., Pałys, B., & Dąbrowska, A. (2020). Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *155*, 111170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111170>



Análisis de flujo de residuos sólidos mediante diagrama de Sankey: estudio de caso en Victoria de Durango, México.

Betancourt Soto, César Adrián¹; Saldaña Durán, Claudia Estela²

¹Doctorado en Gestión de las Organizaciones, Unidad Académica de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura "Amado Nervo", Tepic, Nayarit, México, 1900835@uan.edu.mx

²Doctorado en Gestión de las Organizaciones, Unidad Académica de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura "Amado Nervo", Tepic, Nayarit, México, cesduran@uan.edu.mx

Resumen

Este estudio presenta el flujo de residuos sólidos generados en una empresa mediana de construcción eléctrica de la ciudad de Victoria de Durango, México. El objetivo principal es caracterizar y describir el comportamiento de los residuos sólidos generados en la empresa al momento de su disposición final. Mediante el uso de una metodología descriptiva, exploratoria y transversal se caracterizó los residuos sólidos que se originan en la empresa y mediante el uso de diagramas tipo Sankey se plasmó gráficamente los comportamientos. Se observó en los resultados obtenidos a través de la caracterización y los diagramas Sankey, que se pueden implementar medidas para reducir, reciclar o reutilizar algunos tipos de residuos sólidos. En conclusión, se obtuvo información relevante para que la empresa pueda tener elementos para la toma de decisiones que favorezcan a sus propios intereses y los del cuidado del medio ambiente.

Palabras clave: *Caracterización, Reciclaje, Residuos sólidos, Sankey.*

Abstract

This study presents the flow of solid waste generated in a medium-sized electrical construction company in the city of Victoria de Durango, Mexico. The main objective is to characterize and describe the behavior of the solid waste generated in the company at the time of final disposal. Using a descriptive, exploratory, and transversal methodology, the solid waste generated in the company was characterized and by means of the use of Sankey diagrams, the behaviors were graphically represented. The results obtained from the characterization and the Sankey diagrams show that measures can be implemented to reduce, recycle, or reuse some types of solid waste. In conclusion, relevant information was obtained so that the company can have elements to make decisions that favor its own interests and those of environmental care

Keywords: Characterization, Recycling, Solid waste, Sankey.

Introducción

La industria de la construcción en México ha sido una de las más golpeadas a raíz de la pandemia mundial causada por el virus SARS-CoV-2 (Covid-19), además de la incertidumbre creada a raíz del cambio de reglas en la generación y comercialización de la electricidad, lo que ha implicado que la industria de la construcción especializada en instalaciones eléctricas este más propensa a sufrir un estancamiento en sus actividades (Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción, 2020), razón por la que estudiar los residuos sólidos que se generan en el presente caso de estudio es un propuesta de inicio de tareas de desarrollo sustentable que ayude a la empresa identificar sus impactos ambientales y de esa forma reducir, reutilizar o reciclar sus residuos sólidos.

Mediante el uso de modelos de entradas y salidas se cuantifico la generación de residuos sólidos, se representó gráficamente los flujos mediante el uso de diagramas Sankey de los flujos (Yang, Ingwersen, Hawkins, Srocka, and Meyer 2017).

De lo anterior se desprende que el objetivo general de este estudio es describir los impactos ambientales y el comportamiento de los residuos sólidos mediante el uso de diagramas Sankey en una empresa de construcción eléctrica en la ciudad de Victoria de Durango, México.

Metodología

Para lograr el objetivo de la investigación se utilizó el método de observación analítica y transversal. Se clasifico los residuos sólidos generados en una empresa construcción eléctrica de la ciudad de Victoria de Durango. La investigación utilizó información recabada de agosto de 2019 a agosto de 2020. Se realizó un balance de los residuos sólidos que se producen en la empresa a través de la caracterización de las variables de los residuos (de tipo: metal, orgánico, plásticos, caucho y metal, electrónicos, papel y cartón, desechos sanitarios, inorgánicos y textiles), se identificó a su vez la disposición final de los residuos sólidos (reciclaje, reúso, almacenamiento y recolección de basura).

Para la representación gráfica se usó diagramas tipo Sankey por su facilidad de uso para mostrar tipos particulares de información compleja de la fuente de los impactos basadas en cantidades numéricas a la generación de los valores añadidos en su disposición final. Se utilizó la herramienta web SankeyMATIC la cual se encuentra en la dirección web www.sankeymatic.com, como es una aplicación web basada en código abierto su utilización es gratuita en su única versión (Bogart, 2021).

Impacto ambiental

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (SEMARNAT, 2018) define al impacto ambiental como la “Modificación del ambiente ocasionada por la acción del hombre o de la naturaleza”. Se observó la clasificación de impactos ambientales, los cuales por su origen pueden ser provocados por el aprovechamiento de recursos naturales por la generación de contaminación y por la ocupación del territorio y dependiendo de los atributos del impacto ambiental. Se clasifican en términos de los efectos provocados como positivos o negativos y directos o indirectos. Cuando son la suma de los varios impactos ya sea pasados o en proceso se les denomina acumulativos, cuando es un incremento debido al actuar conjunto de varios impactos se le consideran sinérgico. En el caso de ya haber aplicado medidas y los impactos persisten se les reconoce como residuales, también se les clasifica por su temporalidad o permanencia, lo grave del daño, ya sea reversible o irreversible y si es continuo o periódico.

Después de la valoración de los residuos sólidos encontrados dentro de la empresa y los impactos ambientales que se puedan ocasionar y dependiendo de la clasificación por origen o de acuerdo con sus atributos será el tratamiento que se le pueda dar al residuo. La mayoría de las empresas de alguna manera

u otra producen residuos sólidos, por lo que en el caso de los impactos negativos es importante considerar las formas para mitigarlos y contribuir al desarrollo sustentable.

Discusión

Los diagramas Sankey, originalmente fueron diseñados para observar los flujos de energía en máquinas de vapor, actualmente su uso principal es en el empleo de la energía en general; además de la energía, los diagramas Sankey son ampliamente utilizados para presentar el flujo de recursos (Lupton & Allwood, 2017).

Al comparar otros estudios similares y al uso de los diagramas de Sankey como medio gráfico para presentar los flujos de materiales en un sistema cerrado. Normalmente estos diagramas permiten ver entradas y salidas del sistema, existencias y flujos internos que son de gran importancia en la economía circular.

Algunos como lo son los residuos sólidos de la agricultura urbana, mediante el uso de invernaderos integrados en azoteas, aprovechando los nutrientes de los residuos sólidos y gases al generar biomasa (Manríquez-Altamirano et al., 2020).

En el caso de los desperdicios generados en la industria alimentaria se puede analizar los productos químicos contenidos en ellos y mediante el uso de diagramas Sankey identificar soluciones alternativas de valorización (García-García et al., 2019).

En cuanto el flujo de los residuos electrónicos, se observó que las universidades contribuyen al rápido crecimiento de este tipo de residuos y al implementar un modelo de análisis del flujo de materiales se identifica el final de su vida útil y su disposición final (Agamuthu et al., 2015).

Los desechos sólidos urbanos en ciertas ciudades y el tratamiento que se les da a esos residuos, así como el flujo de los desechos urbanos y el potencial que tienen para implementar un modelo de economía circular (Herva et al., 2014)(Zeller et al., 2019).

Por otro lado una utilidad de los diagramas Sankey es el analizar las fuentes de emisión de gases de efecto invernadero en Canadá mediante el uso de un modelo de sistemas de planificación alternativa energética que permite identificar áreas clave de potencial mitigación de los gases de efecto invernadero (Davis et al., 2018).

Se observó que los diagramas Sankey son una herramienta útil al momento de representar los procesos y flujos al utilizar modelos cuantitativos ya que de forma gráfica nos permite observar el desempeño de los flujos.

Resultados

De los residuos sólidos se identificó mediante la observación directa que tipo de materiales y la cantidad de kilos que de forma mensual se desechan en la empresa. Se categorizaron los materiales en metales, orgánicos, plásticos, caucho/metal, cartón/papel, sanitarios, inorgánicos electrónicos y textiles, se identificó la procedencia en industrial, automotriz, orgánico, comida, papelería y desechos sanitarios.

Se obtuvo los procesos en los que se utilizan los materiales que los residuos sólidos y el almacenamiento que se le da hasta su disposición final, ver tabla 1. Se identificó la disposición final de los materiales en reciclaje, almacenaje, recolección de basura y reutilización.

Tabla 1. Residuos sólidos mensuales generados en la empresa.

| Categoría | Tipo de Residuos sólidos | Cantidad residuos Kg/Mes | Salidas / Disposición | Almacenamiento | Proceso involucrado | Fuente | Valor +/- (\$MX) | |
|---------------------|------------------------------|--------------------------|------------------------|---------------------------|---|------------|------------------|------|
| Metal | Cable sobrante | 500 | Reciclaje | Aire libre | Instalación de líneas de cableado eléctrico | Industrial | \$15.00 | Kilo |
| Metal | Refacciones de vehículos | 20 | Almacenaje | Bodega taller | Mantenimiento de vehículos | Automotriz | \$0.00 | Kilo |
| Metal | Herramienta dañada | 2 | Reciclaje | Almacén general | Instalación de líneas de cableado eléctrico | Industrial | \$1.00 | Kilo |
| Orgánico | Carrete de madera | 300 | Almacenaje / Reciclaje | Bodega de patio | Instalación de líneas de cableado eléctrico | Industrial | \$5.00 | Kilo |
| Orgánico | Tarimas de madera | 100 | Almacenaje / Reciclaje | Bodega de patio | Transporte de piezas | Orgánico | \$2.50 | Kilo |
| Orgánico | Desechos de jardinería | 12 | Recolección de basura | Depósito de basura | Mantenimiento de áreas verdes | Orgánico | \$0.00 | Kilo |
| Orgánico | Comedor / cafetería | 8 | Recolección de basura | Depósitos de basura | Facilidades laborales | Orgánico | \$0.00 | Kilo |
| Plásticos | Ducto subterráneo | 100 | Reúso | Bodega de patio | Instalación de líneas eléctricas subterráneas | Industrial | \$2.00 | Kilo |
| Plásticos | Plástico de embalaje emplaye | 16 | Recolección de basura | Almacén general | Embalaje de piezas | Industrial | \$0.00 | Kilo |
| Plásticos | Tóner cartuchos | 2 | Reúso | Almacén general | Impresión general | Industrial | \$20.00 | Kilo |
| Caucho y metal | Llantas de vehículos | 40 | Almacenaje | Bodega taller | Mantenimiento de vehículos | Automotriz | \$0.00 | Kilo |
| Electrónicos | Computador | 2 | Almacenaje | Bodega administración | Renovación de equipos de computo | Industrial | \$15.00 | Kilo |
| Papel y cartón | Cartón | 16 | Recolección de basura | Almacén general | Embalaje de piezas | Industrial | \$1.00 | Kilo |
| Papel y cartón | Planos | 2 | Almacenaje | Almacén de operaciones | Elaboración de proyectos | Papelería | \$1.50 | Kilo |
| Papel y cartón | Libros contables | 2 | Almacenaje | Almacén de administración | Control contable | Papelería | \$1.50 | Kilo |
| Desechos sanitarios | Papel higiénico | 24 | Recolección de basura | Depósito de basura | Higiene humana | Sanitario | \$0.00 | Kilo |
| Inorgánicos | Basura de oficinas | 4 | Recolección de basura | Depósito de basura | Administración | Papelería | \$0.00 | Kilo |
| Textiles | Estopas/trapos | 4 | Recolección de basura | Depósito de basura | Limpieza en general | Industrial | \$0.00 | Kilo |

Del diagrama Sankey de flujo de salidas de residuos, ver figura 1, se observó que en relación a los materiales que se reciclan, es el cable sobrante el que se recicla en su totalidad, generando un ingreso para la empresa. En cuanto a los materiales de carretes y tarimas, solo se recicla el 50% de estos por lo que sería importante implementar una estrategia para aprovechar al 100% estos materiales y que no queden solo almacenados.

En cuanto a las refacciones automotrices, herramientas, llantas, computadoras, planos y libros contables que quedan almacenados es necesario el buscar una alternativa para su reuso o reciclaje. Del material que se reutiliza se tiene que los ductos de plástico y los toners generan ahorros a la empresa.

En el caso de los materiales que se desechan en la recolección de basura, los correspondientes a jardinería, papel higiénico, estopas y plástico de empaque no tienen reutilización o reciclaje por lo que se tendrá que prestar atención a los residuos de cartón que son reciclables, de basura de oficina que pueda ser reusada y desechos de cafetería que puedan ser compostables.

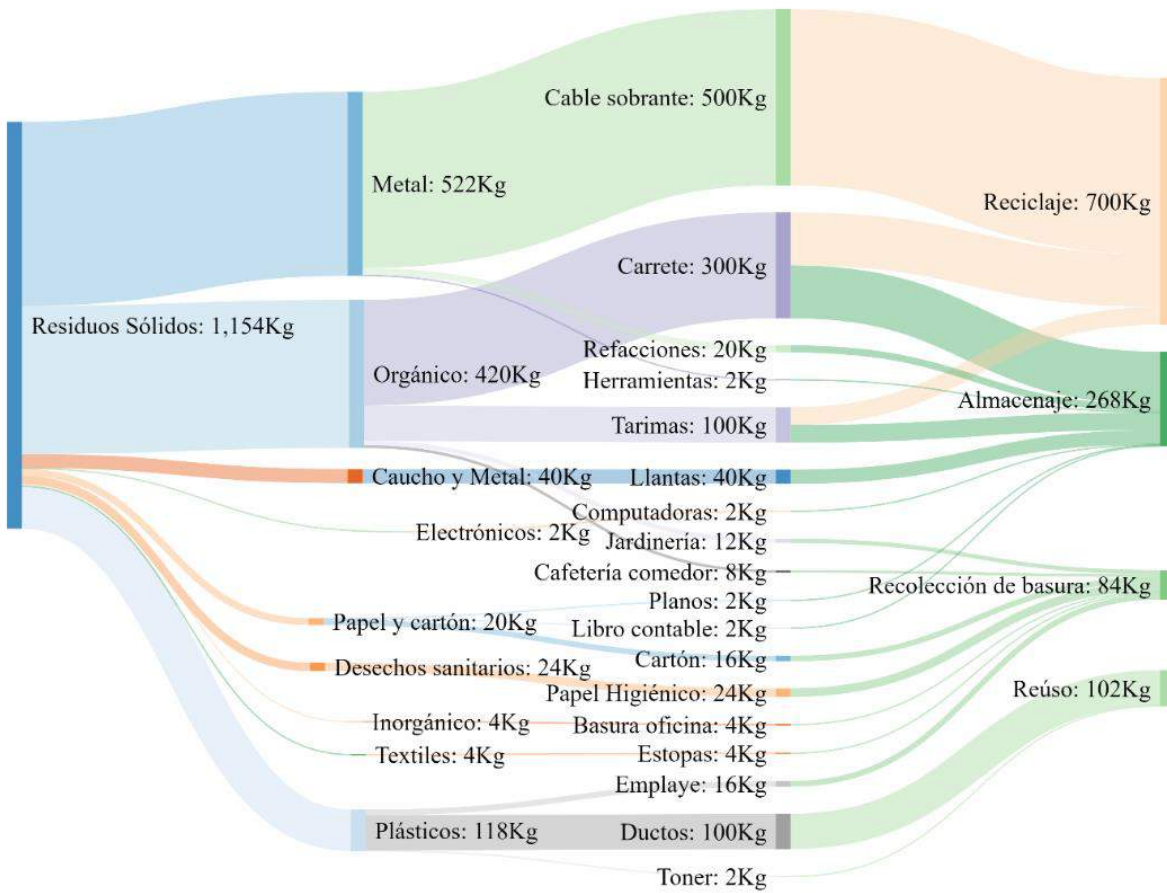


Figura 1. Diagrama Sankey de flujo de salidas de residuos sólidos.

Conclusiones

Lo más relevante de los resultados del diagrama Sankey de residuos sólidos es que de los 1154 kg que se generan mensualmente se reciclan casi dos terceras partes (700 kg). Se identificó que del material que tiene capacidad de reciclaje se almacena 258 kg por mes, lo cual genera un gasto por ocupación del espacio y se dejan de recibir ingresos por no reciclarlo.

Mediante el análisis de flujo de materiales de residuos sólidos se identificó áreas de oportunidad donde se pueden plantear estrategias que ayuden a reducir el impacto ambiental de la generación de residuos sólidos y que permitan generar valor a la empresa a partir de la reutilización y reciclaje de los materiales.

Se presentaron recomendaciones para disminuir el impacto que genera la empresa al medio ambiente, el atender las recomendaciones abre una ventana a nuevo estudio para descubrir el impacto en el desarrollo sustentable y si las medidas son viables para realizar análisis de flujo de impactos ambientales en otras empresas y como disminuir su disposición final al medio ambiente o de ser posible aprovecharlos. Además, de los insumos obtenidos de este estudio se puede realizar un análisis de ciclo de vida en esta etapa del proceso de la empresa.

Referencias bibliográficas

- Agamuthu, P., Kasapo, P., & Mohd Nordin, N. A. (2015). E-waste flow among selected institutions of higher learning using material flow analysis model. *Resources, Conservation and Recycling*, *105*, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.018>
- Bogart, S. (2021). *SankeyMATIC (BETA): A Sankey diagram builder for everyone*. <http://www.sankeymatic.com/>
- Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción. (2020). *Empresas constructoras se comienzan a recuperar*. <https://www.cmic.org/empresas-constructoras-se-comienzan-a-recuperar-cmic/>
- Davis, M., Ahiduzzaman, M., & Kumar, A. (2018). How will Canada’s greenhouse gas emissions change by 2050? A disaggregated analysis of past and future greenhouse gas emissions using bottom-up energy modelling and Sankey diagrams. *Applied Energy*, *220*(December 2017), 754–786. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.064>
- García-García, G., Stone, J., & Rahimifard, S. (2019). Opportunities for waste valorisation in the food industry – A case study with four UK food manufacturers. *Journal of Cleaner Production*, *211*, 1339–1356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.269>
- Herva, M., Neto, B., & Roca, E. (2014). Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). *Journal of Cleaner Production*, *70*, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.007>
- Lupton, R. C., & Allwood, J. M. (2017). Hybrid Sankey diagrams: Visual analysis of multidimensional data for understanding resource use. *Resources, Conservation and Recycling*, *124*(May), 141–151. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.05.002>
- Manríquez-Altamirano, A., Sierra-Pérez, J., Muñoz, P., & Gabarrell, X. (2020). Analysis of urban agriculture solid waste in the frame of circular economy: Case study of tomato crop in integrated rooftop greenhouse. *Science of the Total Environment*, *734*, 139375. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139375>
- SEMARNAT. (2018). *Impacto ambiental y tipos de impacto ambiental | Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales | Gobierno | gob.mx*. <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/impacto-ambiental-y-tipos-de-impacto-ambiental>
- Yang, Y., Ingwersen, W. W., Hawkins, T. R., Srocka, M., & Meyer, D. E. (2017). USEEIO: A new and transparent United States environmentally-extended input-output model. *Journal of Cleaner Production*, *158*, 308–318. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.150>
- Zeller, V., Towa, E., Degrez, M., & Achten, W. M. J. (2019). Urban waste flows and their potential for a circular economy model at city-region level. *Waste Management*, *83*, 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.034>



ANÁLISIS DE COSTO DEL COMPOST COMO MATERIAL DE COBERTURA A PARTIR DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA UN RELLENO SANITARIO

Sánchez Paniagua, Claudia P.¹; Lima Morra, Roberto A.²; González Villalba, Jorge D.³

¹ Ing. Amb. Egresada de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, Paraguay, clausanchez03@gmail.com

² Prof. Ing. Civ. MSc. Docente de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, Paraguay, r.lima.morra@gmail.com

³ Prof. Ing. Agr. Docente de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, Paraguay, jorgedaniel.gonzalez@gmail.com

Resumen

Los residuos sólidos urbanos son consecuencias de actividades humanas que se abandonan tras ser utilizados. Por ello, se planteó el compostaje de la fracción orgánica de los mismos, utilizándolo como material de cobertura para un relleno sanitario. Este material es definido como un material natural o sintético con que se cubre una franja de residuos en dichos lugares. Esta investigación tuvo por objetivo evaluar el costo de la producción de material de cobertura a partir del compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos. Para lo cual, se debió identificar los materiales utilizados como capa de cobertura intermedia, determinar la efectividad del compost como material de cobertura intermedia y, establecer los costos de las diferentes alternativas con relación a las propiedades del material de cobertura exigidas. Se pudo constatar que los materiales utilizados se deben a dos formas de vertidos, una, en área donde el material es adquirido a través de un proveedor, y otra, en trincheras, el cual permite el uso del material excavado como cobertura. En cuanto a la efectividad, el compost producido alcanzó una temperatura de 39,4°C, humedad de 19,97%, pH alcalino y relación C/N de 17,85 igualmente presentó un color oscuro y ausencia de olores, sin embargo, el coeficiente de permeabilidad tuvo un $K=4,7 \times 10^{-2}$ cm/s. Los análisis de costos obtenidos arrojaron que el compost no es factible económicamente, ya que existe una gran diferencia de costos en comparación a otros materiales, no obstante, técnicamente es más viable, en comparación a otros materiales con permeabilidades mayores.

Abstract

Solid wastes are consequences of multiple activities performed by men in their daily lives and are abandoned after being used. To confront this issue, it is proposed the composting of the organic fraction of municipal solid waste, using it as cover material for landfill. This material is defined as a natural or synthetic material that is covered with a strip of waste in a landfill. This investigation had as the general objective to evaluate the production cost of cover material from the composting of organic fraction of municipal solid waste. For this purpose, must identify the materials currently used as intermediate cover layer, to determine the effectiveness of compost as intermediate cover material and finally, determine costs of different alternatives with respect to the material properties required coverage. Therefore, it was found that the materials used are due to two forms of discharges, one in the area where the material is purchased by a supplier, and the other is in trenches, which allows the use of excavated material as layer

coverage. In terms of effectiveness, the produced compost temperature reached 39,4°C, 19,97% moisture, alkaline pH and C/N relation of 17,85, also showed a dark color and no odor, however the coefficient of permeability (K) was $K=4,7 \times 10^{-2}$ cm/s. According to cost analyzes obtained, they showed that the compost is not economically viable, since there is a large difference in cost according to the other materials, however, is technically more viable, as compared to other materials with higher permeability.

Palabras clave: Análisis de costo, compost, fracción orgánica, material de cobertura, relleno sanitario.

1. Introducción

Los residuos sólidos urbanos son consecuencias de las múltiples actividades que realiza el hombre en su vida cotidiana, en términos generales, se definen como aquellos objetos o materiales de desechos que se producen tras la fabricación, transformación o utilización de los bienes de consumo, y que se abandonan después de ser utilizados. Existen numerosas técnicas y/o tratamientos encaminados a la minimización de dichos residuos sólidos, una de ellas es el compostaje, entendido como un proceso de descomposición bioquímica de los restos orgánicos bajo condiciones controladas hasta lograr su estabilización; sin embargo, una de las aplicaciones menos frecuente del compost es su utilización como materiales de cobertura, entendido como un material natural o sintético con que se cubre una franja de residuos en un relleno sanitario. El objetivo general de la investigación fue evaluar el costo de la producción de material de cobertura a partir del compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para un relleno sanitario para ello se propuso: identificar los materiales usualmente utilizados como capa de cobertura a nivel nacional; determinar la efectividad del compost como material de cobertura intermedia y establecer los costos de las diferentes alternativas con relación a las propiedades del material de cobertura. Es decir, si existe alguna diferencia con aquellos materiales utilizados, considerando los criterios socio-ambientales, técnicos y económico.

2. Metodología

La investigación se llevó a cabo en el relleno sanitario perteneciente a la empresa El Farol S.A. ubicado en la Ciudad de Villa Hayes y dista de la Ciudad de Asunción unos 31 km aproximadamente. El tipo de investigación adoptado fue el experimental, teniendo como población a todos los residuos orgánicos que ingresan al relleno sanitario, mientras que la muestra estuvo constituida por una parte de esos residuos orgánicos, por tanto, la unidad de análisis estuvo conformada por la pila de compost; esta pila fue medida y evaluada de acuerdo a las siguientes variables: temperatura, humedad relativa, pH, aireación, relación carbono – nitrógeno (C/N) y troceado de los restos orgánicos. El trabajo fue elaborado en dos etapas, la primera, consistió en la elaboración y manejo de un sistema de compostaje aeróbico, para lo cual fue necesario establecer un área para tal actividad, posterior traslado de los residuos urbanos al área de trabajo y más tarde, la separación y pesaje de los restos orgánicos; una vez conformada la pila de compost, se midió la temperatura en 5 (cinco) puntos, todos los días durante una semana y posteriormente cada 15 días hasta finalizar el proceso de maduración del compost, y se extrajeron dos muestras para determinar la relación C/N, humedad y pH, una al inicio y otra, al final del proceso de compostaje. La segunda etapa de la investigación consistió en la determinación del costo del compost como material de cobertura, para ello, primeramente, se extrajo una muestra de 110 kg aproximadamente para la determinación de su compactación y permeabilidad. Por tanto, para estimar el costo total de la implantación de compost como material de cobertura, se consideró el valor unitario de

todos los materiales y equipos necesarios con relación a la cantidad utilizada de modo a verificar la viabilidad económica del proceso. Una vez obtenido los resultados de las variables mencionadas, éstos fueron contrastados con lo establecido en el Manual para la elaboración de compost - bases conceptuales y procedimientos de la OPS/OMS (Sztern y Pravia, 1999) y con la Resolución N° 750/02 “Por la cual se aprueba el Reglamento referente al Manejo de los Residuos Sólidos Urbanos Peligrosos Biológicos – Infecciosos, Industriales y Afines; y se deja sin efecto la Resolución S.G. N° 548 de fecha 21 de agosto de 1996”.

3. Resultados

3.1. Materiales utilizados como capa de cobertura intermedia

A partir de una revisión de literatura, se identificó la utilización de algunos materiales como cobertura diaria en nuestro país. Se consultó a técnicos de dos rellenos sanitarios habilitados por el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES) los cuales se pueden ver en la siguiente tabla.

Tabla 1. Rellenos habilitados por el MADES.

| | Cateura | Relleno El Farol |
|---|-------------------------|----------------------------|
| Ubicación | Asunción | Villa Hayes |
| Ingreso de residuos sólidos urbanos (t/d) | 600 – 800 | 450 – 600 |
| Tipo de vertido | Área | Trinchera |
| Material de cobertura | Arena lavada | Limo-arcilloso |
| Coeficiente de permeabilidad (cm/s) | 0,46 – 0,11 | 1×10^{-6} |
| Disponibilidad | A través de proveedores | Resultado de la excavación |

Para ambas situaciones según Tchobanoglous et al. (1998), éstos se encuentran entre los materiales listados posibles de utilizarse como cubierta en rellenos sanitarios.

3.2. Efectividad del compost como material de cobertura

Para determinar la efectividad del proceso de compostaje, se preparó una parva de 1.305,4 kg de restos orgánicos con una dimensión de 2,50 m de ancho y 1,00 m de altura aproximadamente. Durante el proceso de maduración del compost se midieron las variables ya mencionadas, que arrojaron los siguientes valores (tabla 2):

Tabla 2. Resultado de parámetros estudiados

| Parámetros | Sztern y Pravia (1999) | Resultados obtenidos |
|-------------|------------------------|-----------------------|
| Temperatura | Estable | Tº ambiente de 39.4ºC |
| Color | Marrón | Marrón oscuro |
| Olor | Sin olor desagradable | Sin olor |
| pH | Alcalino | Alcalino igual a 8.02 |

| Parámetros | Sztern y Pravia (1999) | Resultados obtenidos |
|--------------|------------------------|----------------------|
| Relación C/N | 20 | 17.85 |
| Humedad | 15 a 35% | 19.97% |

Además de estos parámetros de control de la estabilidad del compost, se determinó la permeabilidad del compost, dicha variable es un indicador de la mayor o menor dificultad con que un suelo resiste a la percolación del agua a través de sus poros. Por tanto, una vez finalizado el proceso de compostaje, el compost obtuvo un coeficiente de permeabilidad (K) de 4.7×10^{-2} cm/s; sin embargo, la Resolución N° 750/02 propone un coeficiente de permeabilidad mayor o igual a 1×10^{-5} cm/s o sea, hace referencia a suelos impermeables, pero este valor es para un material de cobertura final, no así para cobertura diaria.

3.3. Análisis de costo versus las propiedades de los materiales de cobertura

Según Jaramillo (2002), la cantidad de material de cobertura necesaria es de un 1 m^3 de tierra por cada 4 o 5 m^3 de residuos sólidos urbanos, es decir, entre el 20 y 25% del volumen de residuos compactados, y teniendo en cuenta que la densidad óptima de los residuos sólidos es de $0,8 \text{ t/m}^3$, valor ideal para un óptimo proceso de degradación (Landfill design, construction and operational practice citado por Garrido, 2008), se necesitaría 1 tonelada aproximada de material para cubrir 4 toneladas de RSU. En base a estos datos, se tomó como valor de referencia a 1 t de material de cobertura para los cálculos de costos.

Caso 1: vertido en trinchera

Para determinar los costos de este caso, primeramente, se calculó los costos (ver tabla 3) que conlleva la obtención de dicho material, es decir, la excavación, que se muestra en el siguiente cuadro junto con los demás costos operaciones de la utilización de este material.

Tabla 3. Costo de implementación – Caso 1

| Material de cobertura | Concepto | Cantidad | Precio (Gs) |
|---|-------------------------|----------|-------------|
| 1 tonelada de material limo-arcilloso $K=10^{-6}$ cm/s | Extracción de material | - | 4.167 |
| | Retroexcavadora | 1 | 4.167 |
| | Compactadora | 1 | 2.333 |
| | Mano de obra (operario) | 1 | 2.013 |
| Subtotal (Gs) | | | 12.680 |
| Imprevisto (10%) | | | 1.268 |
| Total (Gs/día) | | | 13.948 |

El costo total de poner en obra 1 tonelada de material limo-arcilloso como capa de cobertura es de 13.948 Gs, y teniendo en cuenta el coeficiente de permeabilidad lo hace idóneo como material de cobertura. Sin embargo, González y Vega (2002) señalan que materiales con contenido de arcilla pueden ser aptos desde el punto de vista técnico, pero cuando son compactadas por lo general no cumplen con las expectativas de buen desempeño en el campo. A pesar esto, es un material que posee una permeabilidad ideal para la cubrición de los residuos sólidos urbanos debido a que limita la entrada de agua, y los costos para su puesta en obra son bajos, ya que el material es propio del sitio de disposición final.

Caso 2: vertido en área

El material debe ser trasladado desde zona de préstamo hasta los sitios de disposición final. Seguidamente se presenta en la tabla 4, los valores que conllevan tanto el traslado como su puesta en obra de este material.

Tabla 4. Costo de implementación – Caso 2

| Material de cobertura | Concepto | Cantidad | Precio (Gs) |
|--|-------------------------|----------|-------------|
| 1 t de arena lavada K= 0,46 y 0,11 cm/s | Adquisición de material | - | 42.000 |
| | Retroexcavadora | 1 | 4.167 |
| | Compactadora | 1 | 2.333 |
| | Mano de obra (operario) | 1 | 2.013 |
| Subtotal (Gs) | | | 50.513 |
| Imprevisto (10%) | | | 5.051 |
| Total (Gs/día) | | | 55.564 |

El costo total del traslado de 1 tonelada de arena lavada y su posterior utilización como material de cobertura es de 55.564 Gs; González y Vega (2002) mencionan que la arena es apta desde el punto de vista económico y práctico para utilizarse como cubierta, pero desde el punto de vista técnico, podría no serlo. Debido a que una de las características generales de la arena es su alta permeabilidad en comparación a otros materiales, su fácil manejo y alta disponibilidad hace que pueda ser considerado como material de cobertura.

Caso 3: Compost como Material de cobertura

Para la elaboración del compost se empleó 1.305,4 kg de residuos orgánicos de los cuales se redujeron hasta alcanzar un valor de 206,13 kg de compost maduro, y para extrapolar los costos, se efectuó el siguiente cálculo:

$$1.305,4 \text{ kg de residuos orgánicos} \rightarrow 206,13 \text{ kg de compost} \quad (1)$$

$$X \text{ kg de residuos orgánicos} \rightarrow 1 \text{ tonelada de compost}$$

$$X = (1 \text{ t} \times 1.305,4 \text{ kg}) / (206,13 \text{ kg}) = 6.332,8 \text{ kg de residuos orgánicos} \quad (2)$$

Sin embargo, para obtener el costo total, por un lado, se calculó el costo de la disposición de los residuos dentro de relleno (tabla 5), y por el otro, el costo de oportunidad de aprovechar la fracción orgánica mediante la producción de compost (tabla 6).

Movimiento de desechos

Tabla 5. Costo de movimientos de desechos

| Operación | Concepto | Cantidad | Precio (Gs) |
|------------------------------|-----------------|----------|-------------|
| Disposición de 6.33 t de RSU | Retroexcavadora | 1 | 28.250 |
| | Compactadora | 1 | 15.820 |
| Subtotal (Gs) | | | 44.070 |

Entonces, la colocación de los residuos sólidos urbanos en el lugar de vertido tendría un gasto de 44.070 Gs.

Producción de compost

Los cálculos de los costos se consideraron en forma diaria ya que la producción del mismo se realizaría en forma continua dentro de las instalaciones del relleno sanitario. Con relación a los materiales y equipos utilizados se realizó mediante la depreciación de los materiales que consiste en la relación entre el costo del material/equipo y la vida útil del mismo.

Tabla 6. Costo de producción de costo

| Operación | Concepto | Cantidad | Precio (Gs) |
|------------------------------|--------------------------------|----------|-------------|
| Producción de 1 t de compost | Materiales | | |
| | Equipos de protección personal | 4 | 1.200 |
| | Pala | 2 | 602 |
| | Rastrillo | 2 | 82 |
| | Manguera | 1 | 466 |
| | Equipos | | |
| | Báscula | 1 | 284 |
| | Termómetro | 1 | 81 |
| | Otros | | |
| | Mano de obra (operario) | 3 | 72.468 |
| | Mano de obra calificada | 1 | 37.500 |
| Subtotal (Gs/día) | | | 112.683 |

El costo de producción asciende a 112.683 Gs, sin embargo, de modo a obtener el valor real, a este monto se le debió descontar los gastos de la disposición de los residuos sólidos en el relleno sanitario de 44.070 Gs.

Ahora bien, una vez finalizado el proceso de compostaje, el compost está listo para emplearse como material de cobertura, en la siguiente tabla se mencionan los costos que implica el uso de este material.

Tabla 7. Implantación del compost como material de cobertura

| Operación | Concepto | Precio (Gs) |
|---|-------------------------|-------------|
| Implementación de 1 t de compost como m.c. K=4.7 x 10 ⁻² cm/s | Compost | 68.613 |
| | Retroexcavadora | 4.167 |
| | Compactadora | 2.333 |
| | Mano de obra (operario) | 2.013 |
| Subtotal (Gs) | | 77.126 |
| Imprevistos (10%) | | 7.713 |
| Total (Gs/día) | | 84.839 |

Se puede observar que el costo de producción de una 1 tonelada de compost y su posterior uso como material de cobertura es de 84.839 Gs, y teniendo en cuenta el coeficiente de permeabilidad, Röben (2002) sostiene que el uso de compost como capa de cobertura funciona como un filtro anaeróbico para las aguas lixiviadas, es decir, se reduce considerablemente la contaminación de dichas aguas. De acuerdo a los valores obtenidos y analizándolos porcentualmente se establece que el costo de de producción del compost para utilizarlo como material de cobertura resulta 84% más elevado que el Caso 1 y, asimismo, 35% que el Caso 2.

3.4. Referencias bibliográficas

Garrido, M. (2008). Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, adaptación para su informatización utilizando técnicas difusas y su aplicación en vertederos de Andalucía (en línea). Granada, ES. Consultado 9 de agosto de 2011. Disponible en <http://digibug.ugr.es/bitstream/10481/1860/1/1738283x.pdf>

González, R.; Vega, R. (2002). Materiales de suelos de Yucatán factibles de utilizarse como cubierta en sitios de disposición de desechos sólidos. Revista internacional de contaminación ambiental 2002:18 (002)

Paraguay. Resolución Nº 750/02. (2002). Por la cual se aprueba el reglamento referente al manejo de los residuos sólidos urbanos peligrosos biológicos – infecciosos, industriales y afines; y se deja sin efecto la Resolución S.G. Nº 548 de fecha 21 de agosto de 1996. PY

Röben, E. (2002). Diseño, construcción, operación y cierre de rellenos sanitarios municipales. Loja, EC. Consultado 22 de octubre de 2011. Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsars/fulltext/rellenos/indice.pdf>

Sztern, D.; Pravia, M. (1999). Manual para la elaboración de compost, bases conceptuales y procedimientos. Montevideo, UY. Consultado 23 de febrero de 2011. Disponible en www.bvsops.org.uy/pdf/compost.pdf

Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. (1998). Gestión integral de residuos sólidos. Madrid, ES, McGraw-Hill. 2. 1120 p.

4. Conclusión

A nivel país, la composición de los RSU permite el aprovechamiento de la fracción orgánica ya que corresponde a un 60% de los residuos que ingresan al sitio de disposición final, por lo que se planteó la posibilidad de utilizar el compost como material de cobertura en estos sitios, pero la falta de cultura acerca de la “segregación en la fuente” de los mismos contribuye a la complejidad de este proceso.

Se resalta la existencia de una debilidad en la legislación, ya que no define con exactitud las propiedades que debe reunir el material de cobertura diaria, de manera a determinar si un material es el apropiado para tal fin. Más bien, esta normativa hace referencia al material de cobertura final comprendido para un Plan de Post-Clausura.

En base a los hallazgos obtenidos, llevar a cabo la producción de compost resulta costoso en comparación a los otros materiales, pero no se puede descartar totalmente su uso, debido a que las propiedades de dicho material responden adecuadamente para los fines propuestos pues ofrece un grado de eficiencia mayor con relación a otros materiales.



REDUCCIÓN DE IMPACTOS EN LA GESTIÓN DE RCD EN LAS OBRAS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN

Buenaño Mariño, Cristina del Pilar¹; Esteban Altabella, Joan¹; Sánchez Collado, Paula¹; Colomer Mendoza, Francisco J.²; Gallardo Izquierdo, Antonio².

¹ COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U. Ronda de circunvalación, 188. 12003 Castellón de la Plana, España. +34 621 254 962. joan@cocircular.es

² INGRES, Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat, s/n. 12071 Castelló de la Plana, España. fcolomer@uji.es

Resumen

En España se generan anualmente más de 40 millones de toneladas de residuos de construcción y demolición (RCD). De estos, se estima que tan solo el 30% son valorizados por lo que gran parte continúan siendo depositados en vertederos. Para revertir esta situación y alcanzar el objetivo mínimo de valorización del 70% fijado en 2020 se ha publicado el nuevo anteproyecto de ley de residuos y suelos contaminados. Este nuevo marco establece las medidas necesarias para aplicar el principio de economía circular en el sector de la construcción con el fin de reducir el impacto medioambiental generado. Bajo esta premisa, se estima que más del 95% de los RCD generados actualmente pueden ser valorizados reincorporándolos al sistema productivo como materia prima secundaria, consiguiendo con ello reducir el impacto asociado a la extracción de recursos minerales y a la ocupación de suelo destinado a vertederos. Para que esto sea posible se establece como prioritario implantar la separación de RCD en las obras de construcción. En este trabajo se presenta la aplicación del principio de economía circular a la gestión de RCD mediante varios casos reales de obras de construcción de edificios. De este modo se demuestra para una adecuada separación de las distintas fracciones de RCD en los lugares de generación la reducción de impactos medioambientales consiguiendo ahorrar un 90% de déficit de carbono con respecto al escenario lineal y más de un 45% de emisiones de CO².

Abstract

In Spain, more than 40 million tons of construction and demolition waste (RCD) are generated annually. Of these, it is estimated that only 30% are valued, so a large part continues to be deposited in landfills. To reverse this situation and reach the minimum recovery target of 70% set in 2020, the new waste and contaminated soil bill has been published. This new framework establishes the necessary measures to apply the principle of circular economy in the construction sector in order to reduce the environmental impact generated. Under this premise, it is estimated that more than 95% of the RCD that are currently generated can be recovered by reincorporating the production system as secondary raw material, thus reducing the impact associated with the extraction of mineral resources and the occupation of land destined for sanitary landfills. . To make this possible, it is a priority to implement RCD separation on construction sites. This article presents the application of the circular economy principle to CDR management through various real cases of building works. In this way, the reduction of environmental impacts is demonstrated by an adequate separation of the different fractions of RCD in the generation sites, achieving savings of 90% of the carbon deficit with respect to the linear scenario and more than 45% of the emissions of CO².

Palabras clave/keywords: RCD, economía circular, impacto medioambiental, valorización, emisiones de CO₂.

1. Introducción

Los residuos de construcción y demolición deben ser sometidos a operaciones de tratamiento previo antes de proceder a su vertido (RD646/2020). Estas operaciones permiten recuperar gran parte de las fracciones reciclables de los residuos, aunque bien es cierto, que siguen siendo depositadas grandes cantidades en vertederos controlados (PEMAR, 2016).

De acuerdo con el informe Symonds & Ass, España se posiciona como el quinto país de la UE que más RCD genera. Del total de residuos producidos, que supera los 130 millones de toneladas (INE, 2019), se estima que al menos 40 millones provienen del sector de la construcción (Eurostat, 2017) y de estas cantidades en torno al 75% continúan siendo gestionados de forma irregular (RETEMA, 2017) a pesar de que es obligatorio realizar operaciones de tratamiento previo (RD105/2008).

Para resolver esta situación y conseguir implantar la economía circular en el sector de la construcción se ha aprobado la nueva Ley de residuos de España (Ley de residuos y suelos contaminados, 2021). El nuevo marco establece como obligatoria, entre otras medidas, la separación de residuos de construcción en las obras para incrementar la valorización y reducir el impacto medio ambiental generado por el sector. Bajo esta premisa, resulta interesante realizar un estudio que demuestre la reducción de impacto que conlleva la separación de residuos a pie de obra frente a los sistemas lineales que no lo aplican como se puede ver en la figura 1.

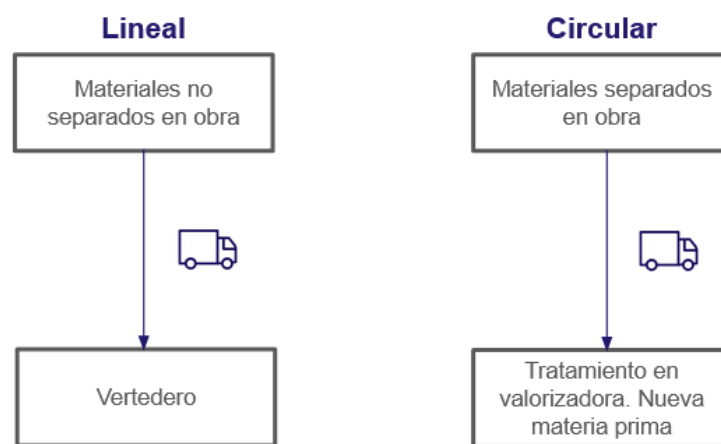


Figura 1: Escenarios de trazabilidad de RCD

2. Metodología

Este estudio se ha realizado con los datos obtenidos de un edificio de 105 viviendas y un bloque logístico de 4 naves industriales. Ambas obras ubicadas en Valencia (España) y ejecutadas en 22 y 14 meses respectivamente. Durante este periodo de tiempo se ha realizado un estricto control de la separación de residuos a pie de obra que ha permitido estimar las cantidades de residuos generados de cada flujo conforme a lo establecido por la Lista Europea de Residuos (Orden MAM 304/2002).

Para iniciar el estudio se ha evaluado en primer lugar la reducción de emisiones de CO₂ que se puede alcanzar al realizar la separación a pie de obra con respecto a la mezcla de residuos. En base a ello se han planteado dos escenarios: construcciones que mezclan los residuos generados (1) y obras que implementan un sistema de separación a origen y envían los residuos a gestoras que los valorizan (2)

Los datos de emisiones de CO₂ equivalente se obtienen de los análisis de ciclo de vida de tres materiales: madera aglomerada, plástico PET y grava. La base de datos empleada ha sido la de ECOINVENT. En ambas obras se han registrado los volúmenes de residuos generados y con las densidades de cada material se ha obtenido su peso en toneladas que ha sido multiplicado por la cantidad de toneladas de CO₂ equivalentes calculadas, obteniendo de este modo el valor para cada material en los distintos escenarios planteados. Para los residuos inertes: hormigón, gravas, tejas y materiales cerámicos se realizan los cálculos con los datos de los análisis de ciclo de vida correspondientes a dichos flujos.

Por último, considerando que los residuos han sido gestionados por la gestora autorizada de la zona, situada a 37 km de distancia, se ha calculado el impacto asociado al transporte de residuos conforme al número de contenedores considerando dos nuevos escenarios: obras que analizan el volumen de generación y optimizan el uso de contenedores contratando los de mayor volumen (1) obras que emplean el volumen de contenedores estándar (2). Para realizar los cálculos se han adoptado 2,79 kg de CO₂ por cada litro de gasoil consumido (Guía práctica para el cálculo de emisiones de GEI, 2011) y se establece que por cada ruta de ida y vuelta se recorren 74 km que representan un consumo de 26 litros de gasoil.

3. Resultados y Discusión

En las Figuras 2 y 3 se puede observar que la separación de residuos a pie de obra permite reducir las emisiones de CO₂ equivalente con respecto a las obras que no separan. En cuanto a la valorización de los distintos flujos separados en ambas obras cabe indicar que la madera ha sido empleada para fabricar tableros de aglomerado, el plástico triturado para su reciclado y el hormigón, gravas, tejas y cerámicos para fabricar árido reciclado.

La figura 2 muestra para la construcción residencial que la separación de residuos ha permitido reducir las emisiones de CO₂ equivalente en 43 toneladas para el caso de la madera, 26 toneladas para el plástico, 11 toneladas para tejas y cerámicos. En el caso del hormigón y gravas la reducción es imperceptible por las pequeñas cantidades de residuos generadas.



Figura 2: Comparativa t CO₂ equivalente generadas construcción residencial

La figura 3 muestra para la construcción industrial que la separación de residuos ha permitido reducir las emisiones de CO₂ equivalente en 7 toneladas para el caso de la madera, 9 toneladas para el plástico y 2 toneladas para el hormigón, tejas y cerámicos.

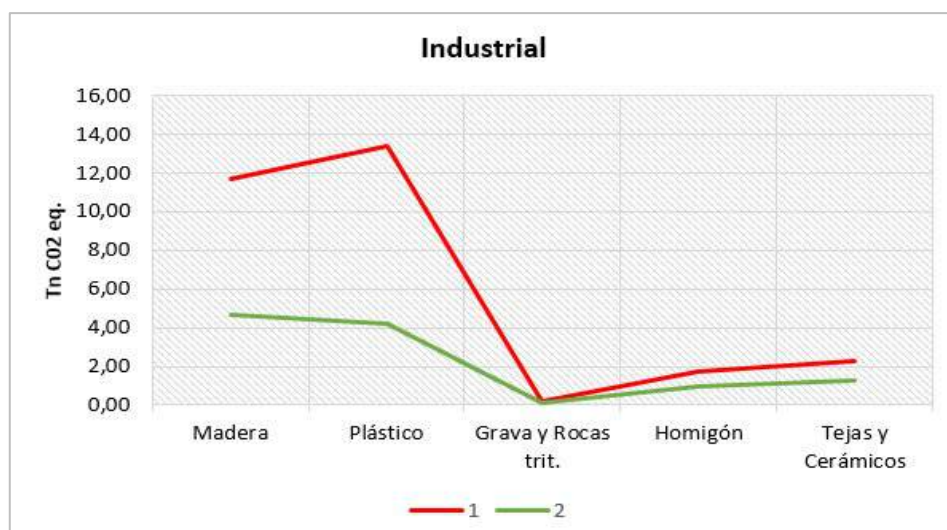


Figura 3: Comparativa t CO₂ equivalente generadas construcción industrial

Estas reducciones de emisiones se aprecia que son especialmente elevadas en el caso de la madera y el plástico, cuya separación permite reducir las emisiones de CO₂ equivalente en torno a un 69% y 43% respectivamente.

Por su parte, en las figuras 4 y 5 se puede observar que la separación de residuos a pie de obra empleando contenedores de mayor volumen permite reducir las emisiones de CO₂ asociadas al transporte de residuos con respecto a las obras que emplean el tamaño estándar de 6 m³. En lo que refiere a la optimización se considera que en ambas obras se han utilizado contenedores de 30 m³ para la madera, de 20 m³ para los metales y el papel, de 9 m³ para el asfalto, el plástico y las fracciones inertes compuestas por hormigón, gravas, tejas y cerámicos y de 6 m³ para el vidrio y el yeso.

La figura 4 muestra para la construcción residencial que la separación de residuos optimizando el uso de estos contenedores ha permitido reducir las emisiones de CO₂ equivalente asociadas al transporte en torno a un 55%. Concretamente se obtiene una reducción de las emisiones de en torno a 0,29 toneladas para el asfalto, 0,94 toneladas para la madera, 0,36 toneladas para los metales y el papel, 0,07 toneladas para el plástico, 0,29 toneladas para las gravas, 0,51 toneladas para el hormigón y 2,90 toneladas para las tejas y materiales cerámicos.

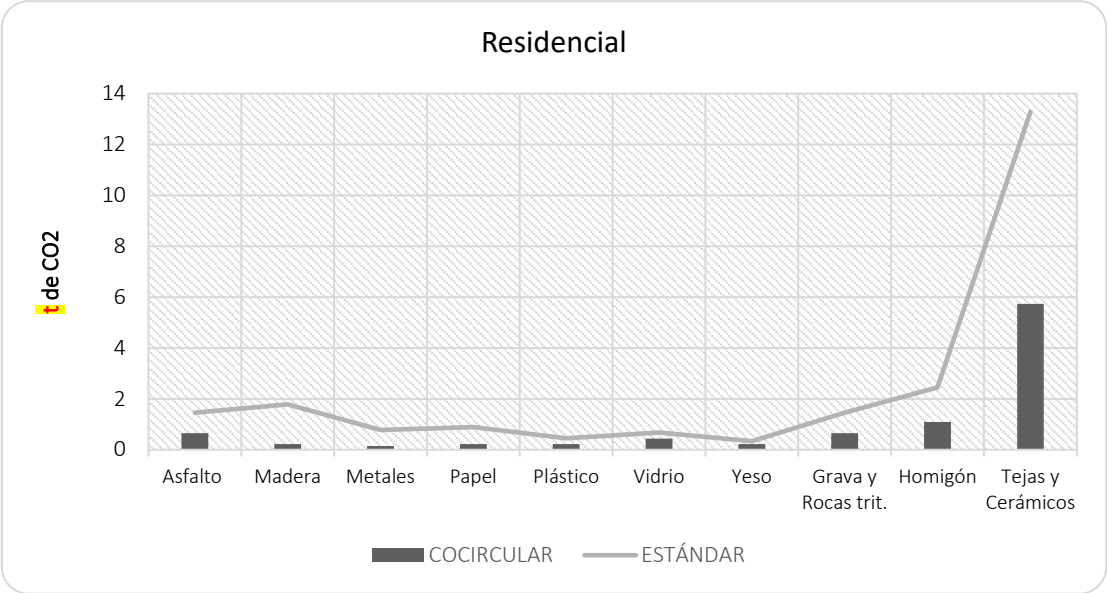


Figura 4: Comparativa optimización de contenedores caso residencial

La figura 5 muestra para la construcción industrial que la reducción de emisiones de CO₂ asociadas al transporte en torno a un 37%. Concretamente se obtiene una reducción de las emisiones de en torno a 0,07 toneladas para el asfalto, 0,29 toneladas para la madera, 1.89 toneladas para los metales. 0,15 toneladas para el papel, 0,07 toneladas para el plástico, 0,07 toneladas para las gravas, 0,22 toneladas para el hormigón y 0,36 toneladas para las tejas y materiales cerámicos.

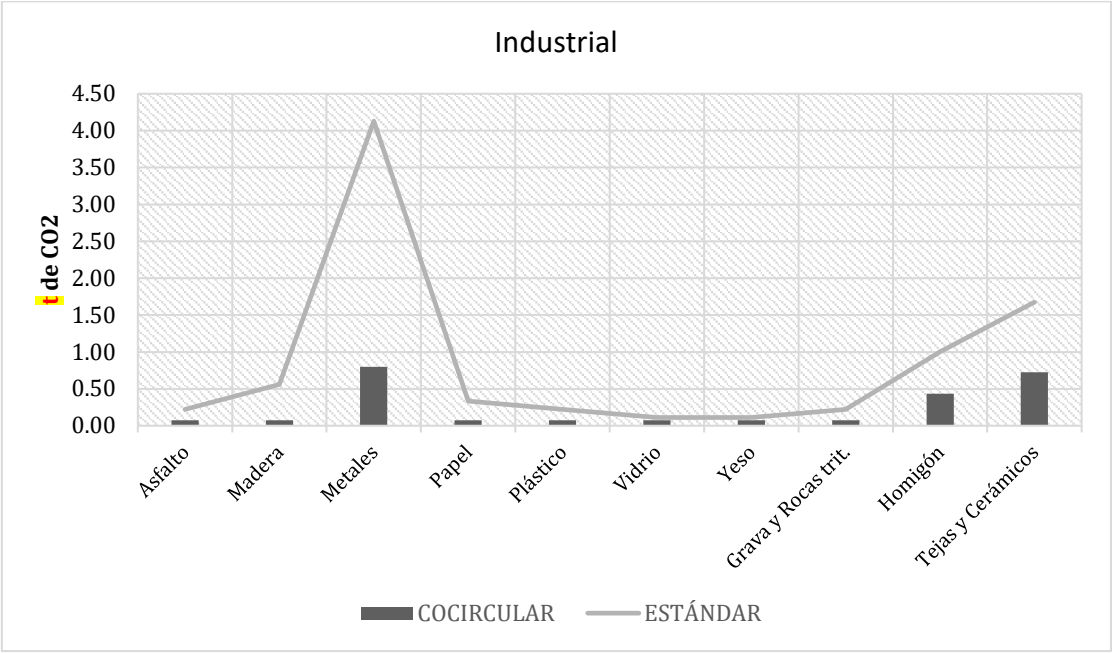


Figura 5: Comparativa optimización de contenedores caso Industrial

4. Conclusiones

En el presente trabajo se ha podido demostrar que la separación de residuos a pie de obra reduce considerablemente el impacto al medio ambiente porque el aprovechamiento de materiales reduce la demanda de materias primas y el uso de combustibles fósiles. Esta separación permite que en gran medida los residuos inertes puedan ser reintroducidos como material reciclado, el plástico no recuperable destinado a valorización energética y el recuperable, así como la madera y el metal, reintroducido a los sistemas de fabricación como materia prima secundaria. La separación permite además reducir el vertido de residuos.

En lo que respecta a la comparativa entre construcciones residenciales e industriales cabe indicar que se obtiene una diferencia de impactos que debe asociarse principalmente a la diferencia de tipologías constructivas. Por su parte la construcción residencial genera un mayor volumen de residuos inertes con respecto a la industrial, cuyo volumen de metales es mucho más elevado porque forma parte de la estructura principal y la cubierta.

Por último, se ha podido comprobar que la optimización de contenedores también es importante porque permite reducir las emisiones asociadas al transporte de residuos, así como los costes de gestión.

5. Referencias

- Comisión Europea. (2020). Plan de economía circular.
- EUROSTAT. (2017). Categoría: Waste treatment. Estadísticas explicadas.
- Generalitat de Catalunya Comisión Interdepartamental del Cambio Climático. (2019). Guía práctica para el cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). España.
- INE. Instituto Nacional de Estadística. Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico. (2020). Borrador del anteproyecto de ley de residuos y suelos contaminados. España.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. PEMAR. (2016). Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022.
- Ministerio de la Presidencia. (2008). RD105/2008 Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. España.
- Ministerio de Medio Ambiente. Orden MAM 304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. (2002). España.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2020). RD 646 Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. España.
- RETEMA. (2017). Federación RCDs alerta que más del 75% de los residuos de construcción se gestionan de forma irregular. España.



PRESENCIA DE RESIDUOS SÓLIDOS EN DOS PLAYAS CON DISTINTA AFLUENCIA TURÍSTICA EN TUXPAN, VERACRUZ

Morales Arroyo, David¹; Tapia Fuentes, Jocelyn¹, Sánchez Hernández, Stephanie¹, Cruz Salas, Arely Areanely¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Vázquez Morillas, Alethia¹; Velasco Pérez, Maribel¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México.

Resumen

Los residuos sólidos en playas surgen a partir de la inadecuada gestión de residuos en zonas aledañas, su arrastre por las corrientes marinas y las actividades turísticas. El objetivo del estudio fue cuantificar y analizar los residuos presentes en dos playas de Tuxpan, Veracruz, con diferente afluencia turística, alta y baja. El muestreo se realizó en cinco secciones de 5 m cada una, elegidas aleatoriamente de un transecto de 100 m paralelo a la pleamar. Los residuos se recolectaron en dos zonas: en la pleamar y por encima, hasta una infraestructura fija o dunas (Z1) y debajo de la pleamar hasta la línea de agua (Z2). Las muestras se clasificaron en macro residuos y fragmentos. Los resultados evidenciaron que la playa con más residuos fue la de baja afluencia (134 piezas). Para las categorías de residuos, en la playa de alta afluencia los macro residuos más comunes fueron sanitarios (32,4 %) para Z2 y bolsas plásticas (28,6 %) para Z1; en los fragmentos, el papel aluminio fue el más común (40 %) para Z2. Por otro lado, en la playa de baja afluencia los macro residuos más frecuentes correspondieron a la madera procesada en ambas zonas (24 %), mientras que para los fragmentos los mayores porcentajes los ocuparon los plásticos semirrígidos (40 %) en Z2 y papel aluminio (37,8 %) en Z1. La composición de residuos en ambas zonas presenta diferencias, las cuales están influenciadas directamente por la afluencia de turistas y por la inadecuada limpieza y gestión de residuos.

Abstract

Solid waste is present on beaches due to an inadequate waste management in surrounding areas, the drag of ocean currents and tourism. This research aim was to quantify and analyze solid waste in two beaches in Tuxpan, Veracruz, with high and low tourism influx. The samples were collected on five sections of 5 m each one, chosen randomly in a 100 m transect parallel to the high tide line. The samples were collected in two zones: in the high tide line and above, until fixed structures or dunes end (Z1), and below the high tide line to the waterline (Z2). The samples were classified as macro waste and fragments. The results showed that the beach with the most solid waste was the low influx beach (134 pieces). Regarding the waste categories, in the high influx beach the most common macro waste type were sanitary waste (32,4 %) for Z2, and plastic bags (28,6 %) for Z1. For fragments, the most common was aluminum foil (40 %) for Z2. Contrarily, in the low influx beach the most common macro waste was processed wood on both zones (24 %) while for fragments the highest percentages were found for semi-rigid plastics (40 %) on Z2 and aluminum foil (37,8 %) on Z1. The composition of solid waste in both zones have differences, which are directly influenced by tourism influx and an inadequate cleaning and waste management.

Palabras clave: fragmentos, pleamar, contaminación marina, plásticos

1. Introducción

Los residuos sólidos encontrados en el medio marino y costero son conocidos como residuos marinos, los cuales son desechados directamente a los cuerpos de agua y áreas costeras o bien, aquellos que llegan a partir de la dispersión de residuos provenientes de vías terrestres (Loizidou *et al.*, 2018).

Los residuos marinos se encuentran en diferentes tamaños, geometrías y niveles de degradación; pueden permanecer en el medio marino semanas o incluso años, dependiendo del tiempo de degradación de cada residuo, lo que implica una acumulación de los residuos no degradables. De los residuos encontrados en los cuerpos de agua, el 15 % queda flotando en la superficie, otro 15 % se encuentra suspendido dentro de los cuerpos de agua y el resto (70 %) permanece en el fondo (IMO, 2020). Tan solo en 2018, SEMARNAT reportó que se encontraron cerca de 5,25 millones de micropartículas de plástico, es decir, microplásticos flotando en los océanos (SEMARNAT, 2018).

La contaminación por residuos en las costas o dentro de los cuerpos de agua causa severas consecuencias al hábitat marino y a su fauna. Las cinco islas de plástico ubicadas en los océanos Pacífico, Atlántico e Índico son un ejemplo representativo del problema. Estas islas son una gran concentración de residuos marinos flotantes de millones de km², en su mayoría plásticos, que llegaron al mismo punto a partir de las corrientes oceánicas (Aimone, 2018). La acumulación de residuos flotantes puede provocar una disminución de luz y oxígeno para las especies marinas, o una liberación de compuestos contaminantes a los cuerpos de agua, como bifenilos policlorados o pesticidas (EPA, 2017a).

Anteriormente ya se ha investigado la composición de residuos presentes en las playas de Tuxpan, Veracruz, encontrando porcentajes mayores del 50 % para residuos plásticos, intervalos entre 22,5 – 31,3 % para colillas de cigarro y el resto compuesto por residuos variados como papel, cartón, madera, metal, tela, vidrio, caucho y látex, plásticos espumados, por mencionar algunos (Alvarez *et al.*, 2018). Sin embargo, no se ha analizado como varían los resultados con relación a la afluencia turística; por lo tanto, el objetivo del estudio es cuantificar y analizar los residuos presentes en dos playas con diferente afluencia turística (alta y baja) en Tuxpan, Veracruz.

2. Metodología

Es este apartado se describe brevemente la selección de las áreas de muestreo, el método empleado para la recolección de residuos y su clasificación.

2.1 Lugar de estudio

Se eligieron dos playas ubicadas en la parte norte de Veracruz, en el municipio de Tuxpan. La primera playa, con coordenadas 20,974133, -97,306833, se caracteriza por tener una alta afluencia turística debido a que se localiza en la zona urbanizada, además cuenta con hoteles y restaurantes en frente de la playa, estacionamiento, y un servicio de renta de palapas para los visitantes; es fácil acceder a ella, puesto que la entrada está conectada a la carretera principal. En cambio, la segunda playa (21,019898, -97,330448) está cerca de una planta termoeléctrica, no cuenta con servicios turísticos y es menos accesible, por lo que es una playa con una baja afluencia turística. La Figura 1 muestra los lugares de muestreo de ambas playas.

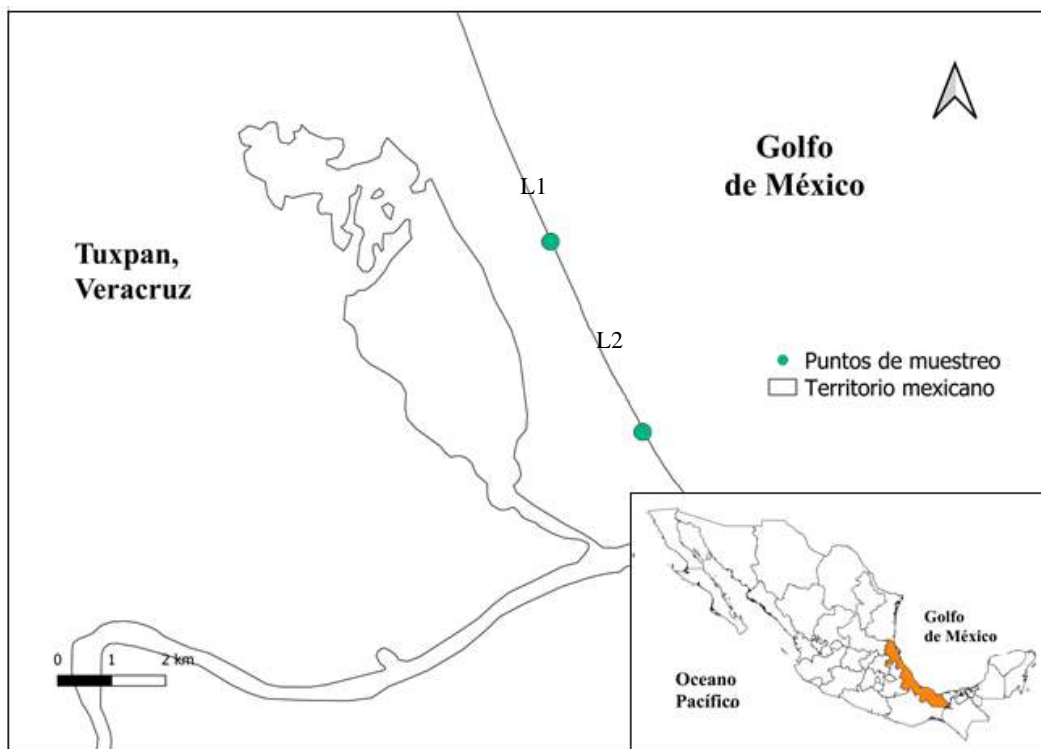


Figura 1. Lugares de muestreo, L1 es la playa de baja afluencia y L2 la playa de alta afluencia

2.2 Muestreo de residuos

El estudio se llevó a cabo en un fin de semana de marzo de 2020, antes del alba para que la zona de estudio no se alterara por factores externos como la limpieza de la playa, el tránsito de personas y vehículos motorizados. Se delimitó con una cuerda un transecto de 100 m a lo largo de la playa, paralelo a la línea pleamar (línea natural de deposición de residuos). El transecto se dividió en segmentos de 5 m de los cuales se eligieron cinco de forma aleatoria para recolectar los residuos. La recolección de residuos se realizó de forma perpendicular al segmento de cuerda y se dividió en dos zonas: en la pleamar y encima de ésta, hasta llegar a una infraestructura fija o dunas (zona 1 o Z1); y por debajo de la pleamar hasta la línea de agua (zona 2 o Z2).

2.3 Clasificación de residuos

Las muestras obtenidas se clasificaron, principalmente, en dos categorías: macro residuos (piezas completas o a las que les faltaba una pequeña parte y aun así se distinguían) y fragmentos (piezas mayores a 5 mm en los cuales no se distinguía el macro residuo del que provenían). Estas dos categorías se clasificaron, a su vez, con base en el número de piezas y masa húmeda, en las subcategorías de plásticos rígidos y semirrígidos, plásticos espumados, tela, vidrio y cerámica, metal, papel y cartón, madera y otros.

3. Resultados

En esta sección se presentan los resultados de los residuos y fragmentos recolectados en ambas playas, así como sus características.

3.1 Residuos

En la playa de alta afluencia se encontraron 90 piezas de residuos en total, 34 de ellas pertenecían a la Z2, mientras que las 56 piezas restantes se encontraron en la Z1. Por otro lado, en la playa de baja afluencia se encontraron 79 piezas, 25 pertenecientes a la Z2 y 54 a la Z1.

En la playa de alta afluencia (específicamente en la Z1) los residuos con mayor proporción con base en su número de piezas fueron los plásticos rígidos y semirrígidos (67,8 %), entre los que se encontraron bolsas, colillas de cigarro, empaques de un solo uso, cuerdas y mangueras. En términos de masa húmeda, el porcentaje más alto de la muestra total fue para la categoría de vidrio y cerámica (78,45 %), mientras que los plásticos rígidos y semirrígidos representaron el 9,2 % (Figura 2.b).

En la Z2, la categoría de residuos con mayor presencia fue la de “otros” con un 61,77 % de piezas encontradas (Figura 2.a) y 80,7 % (Figura 3.b) de la masa en base húmeda. En esta categoría se incluyen a los residuos orgánicos y sanitarios.

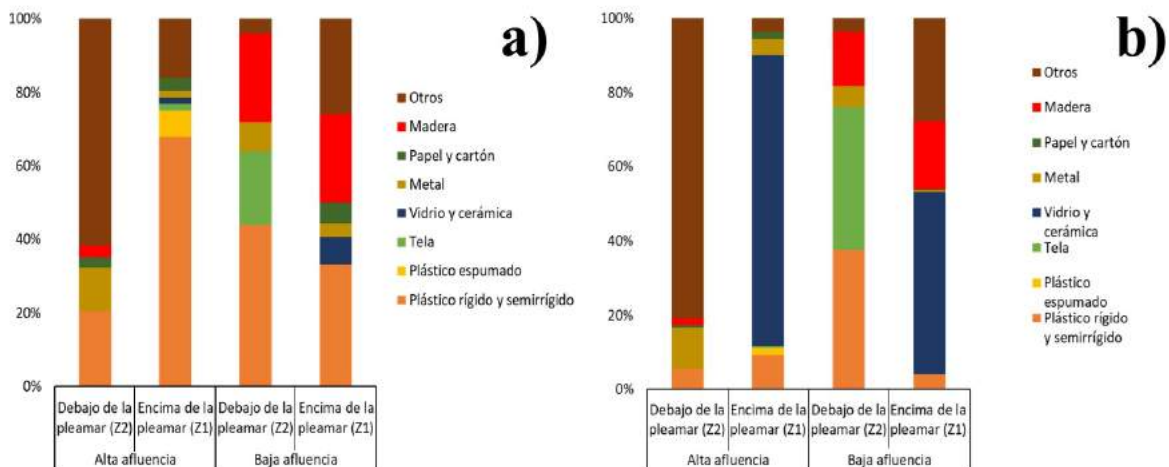


Figura 2. Proporción de residuos encontrados para ambas playas. a) número de piezas, b) masa húmeda

Por el contrario, para la playa con baja afluencia, la Z1 presentó mayor porcentaje de piezas encontradas para la categoría plásticos (33,33 %), mientras que en la Z2 los residuos plásticos rígidos y semirrígidos tuvieron mayor presencia (44 %) (Figura 2.a). Respecto a la masa, la Z1 siguió la misma tendencia que la playa de alta afluencia, ya que presentó el mayor porcentaje para los vidrios y cerámicas (49 %), mientras que en la Z2 el valor más alto fue para las telas (38,5 %) (Figura 2.b).

Una menor cantidad de residuos en la Z2 en ambas playas podría estar relacionada al constante movimiento de las olas que favorece el arrastre de residuos mar adentro y disminuye el depósito de estos en la arena (Godoy et al., 2020) dependiendo de las condiciones climáticas. Por otro lado, una mayor cantidad de residuos en la Z1, especialmente para la playa de alta afluencia, está relacionada con las actividades recreativas, ya que en esta zona es común el servicio de renta de mobiliario (palapas, sillas, mesas o camastros) a los turistas (Garcés-Ordóñez et al., 2020a).

Garcés-Ordóñez et al., (2020) reportaron en total 2 257 macroplásticos recolectados en playas del Caribe y el Pacífico Colombiano, con una mayor presencia de envolturas de comida, palitos de paleta, poliestireno y botellas. El rango fue de 35±15 a 81±23 piezas plásticas por 100 m. Las altas concentraciones de macroplásticos se relacionaron principalmente con el turismo y las actividades recreativas (55 – 60 %), así como con la gestión inadecuada de residuos en las zonas aledañas (Garcés-Ordóñez et al., 2020b).

Otros autores reportaron una mayor proporción de residuos orgánicos en playas de Colombia. En dos muestreos llevados a cabo, se reportó que para el primero se habían recolectado 94,2 kg de residuos sólidos, de los cuales el 60,7 % (51,7 kg) correspondían a orgánicos, mientras que el 39,3 % (39,3 %) restante pertenecían a la categoría de inorgánicos. Esta tendencia se mantuvo en el segundo muestreo con 118,88 kg de residuos recolectados con un 63 % (70,44 kg) correspondiente a orgánicos y 37 % (41,1) de inorgánicos (Guloso y Vega 2011).

3.2 Fragmentos

En la playa de alta afluencia se encontraron 10 piezas de fragmentos en total, todas ellas pertenecientes a la Z2. Respecto a la playa de baja afluencia se encontraron 55 piezas, la mayoría de ellas en la Z1 (45 piezas), mientras que en la Z2 solo se encontraron 10 fragmentos.

Para la playa de alta afluencia, en la Z1 no se encontraron fragmentos, mientras que en la Z2 los fragmentos de metales tuvieron la mayor presencia, con base en el número de piezas, con 70 % (Figura 3.a). Sin embargo, como en el caso de los residuos, los fragmentos de vidrio correspondieron al porcentaje más alto con respecto a la masa húmeda (70 %) (Figura 3.b).

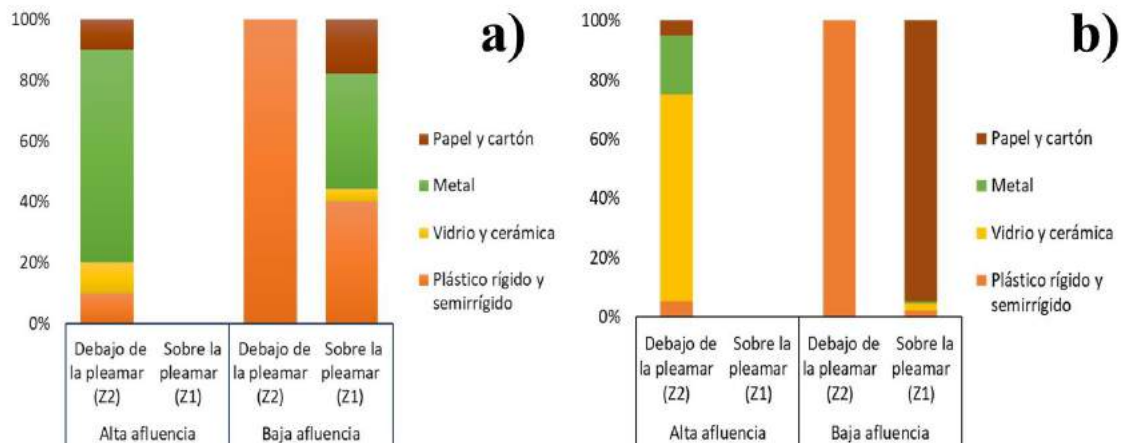


Figura 3. Proporción de fragmentos encontrados para ambas playas. a) número de piezas, b) masa húmeda

Por otro lado, para la playa de baja afluencia, todos los fragmentos encontrados en la Z2 correspondían a plásticos, mientras que en la Z1 los plásticos presentaron la mayor presencia, en términos de número de piezas, con 40 % seguidos por el papel y cartón con 17,88 % (Figura 3.a). Esta última categoría presentó el mayor porcentaje de masa en base húmeda con 94,88 % (Figura 3.b).

La acumulación de fragmentos en las playas podría estar relacionada con las dificultades que se presentan para ser recolectadas en una limpieza de playa al no ser fácilmente detectados por el ojo humano, así como con el hecho de que los fragmentos de plásticos (especialmente los menos densos) son transportados por el viento costa arriba (Browne et al., 2010; Garcés-Ordóñez et al., 2020b).

4. Conclusiones

La acumulación de residuos y de fragmentos tuvo diferencias dependiendo de la afluencia de cada playa y de la zona de estudio. Una mayor acumulación de residuos en la playa de alta afluencia está relacionada con la actividad turística, el consumo de plásticos de un solo uso y una gestión inadecuada de los residuos. Para la playa de baja afluencia se obtuvo un menor número de piezas, pero las categorías de residuos más

comunes fueron los plásticos y los pertenecientes a la categoría “otros”, lo cual probablemente se deba a que no cuenta con programas de limpieza de playas por su baja actividad turística.

Para ambas playas se encontró un menor número de residuos en el área de Z2 debido al constante movimiento de las olas que podría llevar mar adentro los residuos en lugar de favorecer su depósito en la arena y en la línea pleamar, mientras que en la Z1 (especialmente para la playa de alta afluencia) se tiene la conjetura de que las actividades turísticas son la fuente principal de generación de residuos sólidos.

En este tipo de estudios es importante conocer la procedencia de los residuos para establecer métodos que reduzcan su generación y mantener una buena gestión. También es necesario monitorear el nivel de contaminación de la playa y los efectos que puede causar a nivel global, como el transporte de residuos por medio del oleaje y las mareas, la generación de microplásticos y el daño a los ambientes marinos. Por lo tanto, se recomienda tomar en cuenta estos aspectos para futuros trabajos.

5. Referencias

- Aimone, G. (2018). El Plástico en el mar. *Revista de Marina*, 236, 30–33.
- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benitez, S., Vázquez Morillas, A., Ramírez-Barreto, M. E., Beltrán-Villavicencio, M., & Rosado-Piña, V. L. (2018). Presencia de colillas de cigarros en una playa de Tuxpan, Veracruz. *Los Residuos Como Recurso*, 11(1), 13–21.
- Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology*, 44(9), 3404–3409. <https://doi.org/10.1021/es903784e>
- EPA - Environmental Protection Agency. (2017). *Impacts of Mismanaged Trash*.
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Cardoso, R. P., Issa Cardozo, B. B., & Meigikos dos Anjos, R. (2020a). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Cardoso, R. P., Issa Cardozo, B. B., & Meigikos dos Anjos, R. (2020b). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Godoy, V., Prata, J. C., Blázquez, G., Almendros, A. I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Calero, M., & Martín-Lara, M. Á. (2020). Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). *Science of the Total Environment*, 746, 142023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142023>
- Guloso, E. M., & Vega, J. R. R. (2011). Classification and environmental impact of solid waste generated in the beaches of Riohacha, La Guajira, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería*, 60, 118–128.
- IMO - International Maritime Organization. (2020). *Basura marina*.
- Loizidou, X. I., Loizides, M. I., & Orthodoxou, D. L. (2018). Persistent marine litter: small plastics and cigarette butts remain on beaches after organized beach cleanups. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(7), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6798-9>
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018, September). *¿Qué es la basura marina?*



Aplicación de la economía circular en las obras de construcción y demolición

Salvador Peirats, Francisco¹; Esteban Altabella, Joan¹; Sánchez Collado, Paula¹; Colomer Mendoza, Francisco J.^{2*}, Gallardo Izquierdo, Antonio².

¹ COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U. Ronda de circunvalación, 188. 12003 Castellón de la Plana, España. +34 621 254 962. joan@cocircular.es

² INGRES, Dpto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat, s/n. 12071 Castelló de la Plana, España.* fcolomer@uji.es Aplicación de la economía circular en las obras de construcción y demolición

Resumen

Los residuos de construcción y demolición (RCD) representan aproximadamente un tercio de los residuos totales generados en la Unión Europea. En España se generan anualmente más de 40 millones de toneladas. Con carácter general, el 60-70% de la composición de los RCD son materiales minerales inertes, compuestos principalmente por tierras, hormigón, ladrillos y cerámicos. El resto de las fracciones están formadas, en gran medida, por cantidades variables de madera, metales, cartón, plásticos, yesos y vidrio. En torno al 95% de estas fracciones no son peligrosas y pueden ser valorizadas para ser reintroducidas en los sistemas productivos como materias primas secundarias, reduciendo de este modo el consumo de recursos minerales. La posibilidad de su aprovechamiento se reduce considerablemente cuando éstos son mezclados o se contaminan por sustancias peligrosas, por lo que es necesario que se implanten en las obras sistemas de separación de las distintas fracciones durante la construcción. En este trabajo se presenta la aplicación de la economía circular a la gestión de RCD mediante varios casos reales de obras de construcción de edificios. De este modo, se demuestra que una adecuada separación de las distintas fracciones de RCD en los lugares de generación no sólo permite aprovechar una mayor cantidad de residuos y reducir el vertido, sino que además genera una reducción de costes para la empresa constructora, ya que se ahorra la mayor parte de los costes asociados a la separación y vertido en plantas de tratamiento consiguiendo alcanzar un aprovechamiento de residuos superior al 80%.

Palabras clave: RCD, economía circular, reciclaje, valorización, residuos inertes

Abstract

Construction and demolition waste (C&D waste) accounts for almost one third of all the waste in Europe. In Spain, more than 40 million tonnes are produced every year. Generally, around 60-70% of C&D waste composition are inert materials, mainly soil, concrete, bricks and ceramics. Most of the remaining portion consist in varying amounts of wood, metal, carton, plastic and glass. Around 95% of this portion are not hazardous and can be enhanced and brought back to the productive systems as secondary raw materials, minimizing by this means natural sources consumption. If those materials mix or get polluted by dangerous materials the potential uses are reduced, consequently the introduction of systems for the sort out of each material portions during the construction its essential. This study produces the implementation of the circular economy in the C&D waste management process through building projects genuine cases. Thus, a proper separation of C&D waste portions on generation sites not only allows for a

bigger waste enhancement and a minimized dumping, but also allows for a cost reduction to the construction companies, since they save most of the cost related to separation and dumping on treatment units achieving more than an 80% waste enhancement.

Key words: C&D waste, circular economy, recycle, enhance, inert waste

1. Introducción

En España se generan anualmente más de 130 millones de toneladas de residuos (INE, 2019) y se estima que al menos 40 millones provienen del sector de la construcción (Eurostat, 2016). Esta tipología de residuos continúa siendo en gran medida gestionada de forma irregular (Federación FEAEV-RCDs, 2017) a pesar de que es obligatorio realizar operaciones de tratamiento previo (RD105/2008), que está prohibida la mezcla entre residuos no peligrosos y peligrosos (Ley 22/2011) y que estos residuos son fácilmente reciclables si se implantan sistemas de separación en las obras (CGATE, 2020). Para resolver esta situación y conseguir que se incremente la valorización en detrimento del vertido de residuos, de acuerdo con lo establecido según el principio de jerarquía de residuos (RD 1481/2001), se ha publicado un nuevo proyecto de ley (Ley de Residuos y Suelos Contaminados 2021).

Este nuevo marco jurídico, que incluye la aplicación del principio de responsabilidad ampliada a constructores y promotores o el endurecimiento del régimen sancionador, obliga a aplicar, entre otras medidas, operaciones de demolición selectiva y de separación de residuos en todas las obras, documentando en ambos casos la trazabilidad completa de los residuos desde el punto de generación en las obras hasta llegar a su destino final. Bajo esta premisa, resulta interesante realizar un estudio que demuestre las ventajas técnicas y económicas que conlleva la separación de residuos en las obras a fin de cerrar el ciclo de Economía Circular (Figura 1).



Figura 1: Esquema del proceso de gestión de RCD en la Economía Circular

2. Metodología

Para realizar este estudio se han analizado los sistemas de separación de residuos implantados en dos obras de distinta tipología ubicadas en Valencia (España). La primera corresponde a la construcción de un edificio de 105 viviendas y la segunda a la construcción de un bloque logístico de 4 naves industriales que fueron ejecutadas en 22 y 14 meses y que constan de 19.000 y 9.500 metros cuadrados construidos respectivamente. Para realizar el análisis se han revisado en primer lugar, todos los datos obtenidos de la generación y costes de gestión de los residuos que fueron desglosados según los flujos separados en la obra de acuerdo con lo establecido por la Lista Europea de Residuos (Orden MAM 304/2002). En segundo lugar, se ha calculado el porcentaje de residuos generados según los flujos separados y el volumen de generación por metro cuadrado construido con el fin de poder extrapolar estos datos de generación a otras obras de idéntica tipología constructiva.

A partir de los datos obtenidos se han planteado tres escenarios en cada una de las obras para realizar un análisis económico de los costes asociados a la gestión; obras que implementan un sistema de separación a origen estableciendo una previsión de la generación para optimizar el volumen de contenedores (1), obras que implementan un sistema de separación a origen sin establecer una previsión de la generación empleando el mismo volumen de contenedores para todas las fracciones (2) y obras que no realizan la separación a origen empleando un único contenedor para depositar todos los residuos mezclados (3). A partir de esta metodología se consigue medir el ahorro generado en el primer escenario que se corresponde con la aplicación del principio de Economía Circular con respecto a los sistemas que no implantan la separación en origen, ni se centran en optimizar el volumen de contenedores empleados para conseguir reducir los costes de gestión y el impacto medioambiental asociado al transporte.

Por último, finalizado este proceso de análisis, el siguiente paso ha consistido en la reiteración de este mismo proceso para obras en cinco ciudades españolas permitiendo obtener en cada una de ellas la reducción de costes medio que se podría obtener por metro cuadrado cuando se implantan sistemas que implementan la separación en origen y se centran en optimizar el volumen de contenedores empleados.

3. Resultados y Discusión

La cantidad de residuos generados por flujos y metro cuadrado construido, así como los porcentajes que representan con respecto al volumen total de residuos generados en la obra residencial, que alcanza los 1.490 m³, y la industrial, que se sitúa en torno a 518 m³, son los indicados en la Figura 2.



Figura 2: Generación por m² y porcentajes

Los resultados obtenidos de la obra residencial e industrial muestran que el porcentaje de residuos inertes representa el 73% y 39% respectivamente. Por su parte, del total de residuos generados en torno al 97% son no peligrosos en ambos casos. Finalmente, en cuanto al porcentaje de valorización de residuos cabe indicar que la separación a pie de obra permite alcanzar un 88% de aprovechamiento con respecto al 56% que se alcanza cuando todas las fracciones se recogen mezcladas. Esto implica que si se realiza la separación de residuos en las obras se puede reducir el vertido un 32%, por lo que en la obra residencial se ha evitado que 477 m³ vayan a vertedero y que en la industrial esta cifra de reducción se sitúe en torno a 166 m³.

Tabla 1: Ahorro generado con una gestión separada y racional en la tipología residencial

| Tipología | Volumen | Gestión optimizada con valorizadoras | | | | Total | Gestión con centro de transferencia | | | |
|-----------|---------------------|--------------------------------------|-------------------|----------|-----------|----------|-------------------------------------|--------------|-------|----------|
| | | Capacidad | Cantidad | Coste ud | Capacidad | | Cantidad | Coste unidad | Total | |
| NO PÉTREA | Asfalto | 75 m ³ | 9 m ³ | 9 Ud | 140 € | 1.260 € | 6 m ³ | 13 Ud | 115 € | 1.495 € |
| | Madera | 94 m ³ | 30 m ³ | 3 Ud | 150 € | 450 € | 6 m ³ | 16 Ud | 110 € | 1.760 € |
| | Metales | 38 m ³ | 20 m ³ | 2 Ud | 0 € | 0 € | 6 m ³ | 7 Ud | 0 € | 0 € |
| | Papel | 45 m ³ | 20 m ³ | 3 Ud | 150 € | 450 € | 6 m ³ | 8 Ud | 110 € | 880 € |
| | Plástico | 21 m ³ | 9 m ³ | 3 Ud | 140 € | 420 € | 6 m ³ | 4 Ud | 110 € | 440 € |
| | Vidrio | 34 m ³ | 6 m ³ | 6 Ud | 115 € | 690 € | 6 m ³ | 6 Ud | 115 € | 690 € |
| | Yeso | 19 m ³ | 6 m ³ | 3 Ud | 115 € | 345 € | 6 m ³ | 3 Ud | 115 € | 345 € |
| PÉTREA | Grava y Rocas trit. | 75 m ³ | 9 m ³ | 9 Ud | 140 € | 1.260 € | 6 m ³ | 13 Ud | 115 € | 1.495 € |
| | Arena y Arcilla | 0 m ³ | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € |
| | Hormigón | 131 m ³ | 9 m ³ | 15 Ud | 140 € | 2.100 € | 6 m ³ | 22 Ud | 115 € | 2.530 € |
| | Ladrillos | 0 m ³ | 9 m ³ | 0 Ud | 140 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € |
| | Tejas y Cerámicos | 713 m ³ | 9 m ³ | 79 Ud | 140 € | 11.060 € | 6 m ³ | 119 Ud | 115 € | 13.685 € |
| | Mezcla inertes | 0 m ³ | 9 m ³ | 0 Ud | 140 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 120 € | 0 € |
| | RCDs mezclados | 113 m ³ | 9 m ³ | 13 Ud | 150 € | 1.950 € | 6 m ³ | 19 Ud | 130 € | 2.470 € |

| | | | | | |
|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|
| Volumen de residuos: | 1.358 m³ | Gestión optimizada: | 19.985 € | Gestión separación: | 25.790 € |
|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|

| Tipo de gestión | Ahorros en gestión de RCD | | | |
|----------------------------------|---------------------------|------------------------|-------------------|---------|
| | Coste | Si ya separan en obra | Si no separan aun | |
| Valorización optimizada: | 19.985 € | 15 €/m ³ | 5.805 € | 9.438 € |
| Separación convencional en obra: | 25.790 € | 19 €/m ³ | - € | 3.633 € |
| Sin separación en obra: | 29.423 € | 21,67 €/m ³ | - € | - € |

Tabla 2: Ahorro generado con una gestión separada y racional en la tipología industrial

| Tipología | Volumen | Gestión optimizada con valorizadoras | | | | Total | Gestión con centro de transferencia | | | |
|-----------|---------------------|--------------------------------------|-------------------|----------|-----------|---------|-------------------------------------|--------------|-------|---------|
| | | Capacidad | Cantidad | Coste ud | Capacidad | | Cantidad | Coste unidad | Total | |
| NO PÉTREA | Asfalto | 9 m ³ | 9 m ³ | 1 Ud | 140 € | 140 € | 6 m ³ | 2 Ud | 115 € | 230 € |
| | Madera | 28 m ³ | 30 m ³ | 1 Ud | 150 € | 150 € | 6 m ³ | 5 Ud | 110 € | 550 € |
| | Metales | 222 m ³ | 20 m ³ | 11 Ud | 0 € | 0 € | 6 m ³ | 37 Ud | 0 € | 0 € |
| | Papel | 15 m ³ | 20 m ³ | 1 Ud | 150 € | 150 € | 6 m ³ | 3 Ud | 110 € | 330 € |
| | Plástico | 7 m ³ | 9 m ³ | 1 Ud | 140 € | 140 € | 6 m ³ | 2 Ud | 110 € | 220 € |
| | Vidrio | 5 m ³ | 6 m ³ | 1 Ud | 115 € | 115 € | 6 m ³ | 1 Ud | 115 € | 115 € |
| | Yeso | 3 m ³ | 6 m ³ | 1 Ud | 115 € | 115 € | 6 m ³ | 1 Ud | 115 € | 115 € |
| PÉTREA | Grava y Rocas trit. | 7 m ³ | 9 m ³ | 1 Ud | 140 € | 140 € | 6 m ³ | 2 Ud | 115 € | 230 € |
| | Arena y Arcilla | 0 m ³ | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € |
| | Hormigón | 52 m ³ | 9 m ³ | 6 Ud | 140 € | 840 € | 6 m ³ | 9 Ud | 115 € | 1.035 € |
| | Ladrillos | 0 m ³ | 9 m ³ | 0 Ud | 140 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 115 € | 0 € |
| | Tejas y Cerámicos | 88 m ³ | 9 m ³ | 10 Ud | 140 € | 1.400 € | 6 m ³ | 15 Ud | 115 € | 1.725 € |
| | Mezcla inertes | 0 m ³ | 9 m ³ | 0 Ud | 140 € | 0 € | 6 m ³ | 0 Ud | 120 € | 0 € |
| | RCDs/mezclados | 28 m ³ | 9 m ³ | 3 Ud | 150 € | 450 € | 6 m ³ | 5 Ud | 130 € | 650 € |

| | | | | | |
|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------|----------------------------|----------------|
| Volumen de residuos: | 464 m³ | Gestión optimizada: | 3.640 € | Gestión separación: | 5.200 € |
|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------|----------------------------|----------------|

| Tipo de gestión | Ahorros en gestión de RCD | | | |
|----------------------------------|---------------------------|------------------------|-------------------|---------|
| | Coste | Si ya separan en obra | Si no separan aun | |
| Valorización optimizada: | 3.640 € | 8 €/m ³ | 1.560 € | 6.416 € |
| Separación convencional en obra: | 5.200 € | 11 €/m ³ | - € | 4.856 € |
| Sin separación en obra: | 10.056 € | 21,67 €/m ³ | - € | - € |

En lo que respecta al ahorro de costes de gestión cabe indicar, como se observa en las tablas 1 y 2, que la separación de residuos a pie de obra contemplando la optimización de contenedores permite generar un ahorro del 22,5% en la construcción residencial y del 30% en la industrial con respecto a las obras que separan los flujos sin considerar la optimización y un 32% en la industrial y del 64% en la industrial con respecto a las que directamente mezclan todos los residuos empleando un único contenedor.

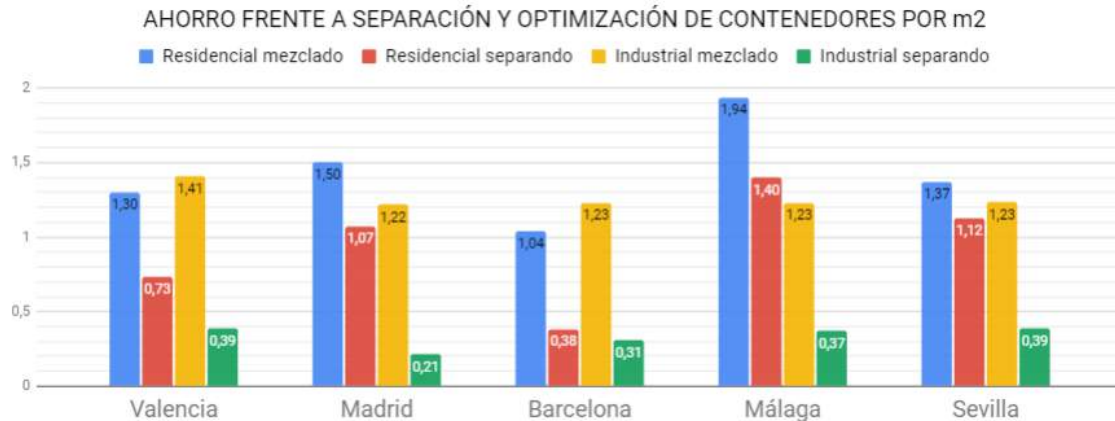


Figura 3: Ahorro en €/m² generado con la gestión en la tipología residencial

Por último, de acuerdo con lo indicado en la Figura 3, tras la reiteración de este mismo proceso para obras de cinco ciudades españolas obtenemos que la separación de residuos a pie de obra contemplando la optimización de contenedores permite alcanzar un ahorro promedio del 35% en construcciones residenciales y del 31% en industriales con respecto a las obras que separan los flujos sin considerar la optimización, y un promedio del 45% en las residenciales y del 63% en las industriales con respecto a las obras que directamente mezclan todos los residuos empleando un único contenedor.

En la ciudad de Málaga con una separación y gestión optimizadas se puede alcanzar un ahorro aproximado de 2 euros por metro cuadrado construido, frente a la gestión sin separación que es actualmente la más utilizada en la zona y que conlleva sobrecostes en la gestión de residuos de en torno al 219%. En el caso de la ciudad de Sevilla el ahorro promedio que se logra alcanzar es de 0,40 euros por metro cuadrado construido, frente a la gestión separada sin optimizar que conlleva sobrecostes del 244% para la gestión de residuos.

En estos cálculos no se han tenido en cuenta los abonos para determinados materiales, como por ejemplo los metales o el cartón, que en la actualidad ya se están abonando a 0,18 y 0,08 euros el kilogramo respectivamente. Esto representaría, por ejemplo, en las obras de Madrid descritas inicialmente un aporte de 2.736 euros por el metal y 720 euros por el cartón en el caso residencial, y 15.984 euros por el metal y 240 euros por el cartón en el caso industrial si han sido separados correctamente.

4. Conclusiones

En el presente trabajo se ha podido comprobar que la separación de residuos a pie de obra y la optimización de los volúmenes de contenedores supone un gran ahorro de gestión de residuos en las obras residenciales e industriales. Esta situación genera un nuevo cambio de paradigma en el sector que durante años ha asumido sobrecostes innecesarios y que en la actualidad, considerando además el abono de los metales y el cartón bien separados, está conllevando un mayor interés por implantar efectivamente la separación de residuos y la optimización del volumen de contenedores en las construcciones de nuevos bloques de viviendas y naves industriales. No obstante, cabe indicar que el bajo ahorro obtenido en obras

de reformas con poca generación de residuos continúa generando poco interés en la implementación de la separación a pie de obra, por lo que los residuos continúan recogidos mezclados mayoritariamente. Para revertir esta situación y conseguir aplicar una economía circular en todo el sector, la Unión Europea y los países que la conforman están desarrollando marcos legislativos cada vez más restrictivos, como es el caso de la nueva Ley de Residuos y suelos contaminados de España mencionada en el presente estudio.

Esta adaptación de las empresas implica además un mayor interés por la formación de personal especializado en gestión de residuos que sea capaz, por una parte, de realizar estudios y planes de gestión de residuos mucho más detallados y, por otra parte, de supervisar y verificar todo el proceso a pie de obra con el fin de garantizar la implantación y asegurar que los residuos son entregados a gestoras autorizadas, una situación que está potenciando la creación de empleo verde.

Referencias y bibliografía

- INE: Instituto Nacional de Estadística (2019). *España en cifras*.
- Eurostat: Oficina Europea de Estadística (2016). *Generación de residuos*.
- Federación FEAEV-RCDs (2017). *Residuos profesional*.
- Real Decreto 105 de 2008. Por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. 1 de febrero de 2008.
- Ley 22 de 2011. De residuos y suelos contaminados. 28 de julio de 2011.
- *Helena Granados Menéndez, José Fernández Castillo, Juan López-Asiain Martínez, Consejo General de Arquitectura Técnica de España y Consejo Superior de Colegios de Arquitectos de España (2020). Ratios nacionales.*
- Real Decreto 1481 de 2001. Por la que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. 27 de diciembre de 2001. *Boletín Oficial Del Estado*, 29 de enero, pp. 3507–3521.
- Proyecto de Ley de Residuos y Suelos Contaminados. Aprobado por el Consejo de Ministros el 18 de mayo de 2021.
- Orden MAM 304 de 2002. Por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. 8 de febrero de 2002.



FOTOCATALIZADORES BACTERICIDAS DE PEROVSKITA HEXAGONAL $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ PARA LA DEGRADACIÓN DE LIXIVIADOS RESISTENTES A TRATAMIENTOS CONVENCIONALES

Monrós Guillermo, Cerro Sara, Badenes José Antonio, Llusar Mario

¹Química Inorgánica Medioambiental y Materiales Cerámicos, Dpto. Química Inorgánica y Orgánica, Universidad Jaume I, Castellón, monros@uji.es.

Resumen

Los procesos de oxidación fotocatalítica se han considerado uno de los métodos prometedores aplicados para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios. Los colorantes azoicos contienen el grupo $-\text{N}=\text{N}-$ y son ampliamente utilizados como colorantes en la industria textil, papelera, alimentaria, etc. (Rojo Congo, Azul de metileno, Naranja II...) son compuestos resistentes al tratamiento convencional, siendo la fotocatalisis una alternativa a su tratamiento eficiente en los lixiviados de residuos. En esta comunicación se evalúa la actividad fotocatalítica de composites de composición formal $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ y con cerio sustituyendo parcialmente a Mn ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_4$) así como de los materiales calcinados a $1000^\circ\text{C}/12\text{h}$ con estructura de perovskita hexagonal distorsionada (grupo espacial $P321$). Los composites fueron obtenidos por métodos de descomposición metal-orgánica (MOD) o ruta citratos en fase acuosa así como de Sol-Gel basados en la hidrólisis-condensación de disoluciones alcohólicas de nitratos (PG). Los materiales secos a 110°C son de color negro intenso con un aspecto vítreo y presentan alta capacidad de fotodegradación frente a Naranja II, con valores de periodos de semivida similares a la anatasa de referencia (P25 de Degussa). En el caso de las muestras calcinadas a $1000^\circ\text{C}/12\text{h}$ los tiempos de vida media son 10 veces superiores. Aunque la actividad fotocatalítica es biocida, es deseable combinar métodos bactericidas diferentes pero complementarios (como los iones Cu^{2+} en este caso: en 1852 Victor Burq descubrió que las personas que trabajaban con cobre tenían muchas menos muertes por cólera que cualquier otra persona, estudios posteriores confirman su actividad bactericida).

Abstract

Photocatalytic oxidation processes have been considered to be one of the promising methods applied for leachate from landfills. Azo dyes that contain the $-\text{N}=\text{N}-$ group are widely used as colorants in the textile, paper, food industry, etc. (Congo Red, Methylene Blue, Orange II ...) and are compounds resistant to conventional treatment, being photocatalysis an alternative to its efficient treatment in the waste leachate. In this communication, the photocatalytic activity of composites of formal composition $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ and with cerium partially substituting Mn ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_4$) as well as materials calcined at $1000^\circ\text{C}/12\text{h}$ with distorted hexagonal perovskite structure are evaluated. The composites were obtained by methods of metal-organic decomposition (MOD) or aqueous citrate route as well as Sol-Gel based on the hydrolysis-condensation of alcoholic solutions of nitrates (PG). Dry materials at 110°C are deep black in color with a glassy appearance and have a high photodegradation capacity over Orange II, with half-life values similar to the reference anatase (Degussa P25). In the case of samples fired at $1000^\circ\text{C}/12\text{h}$, the half-life times are 10 times higher. Although the photocatalytic activity is biocidal, it is desirable to combine different but complementary bactericidal methods (such as Cu^{2+} ions in this case: in 1852 Victor

Burq discovered that people who worked with copper had far fewer deaths from cholera than anyone else, later studies confirm its bactericidal activity).

Palabras clave/keywords:

Lixiviados, cerámicas fotocatalíticas, azoderivados, cobre, cerium./Leachates, photocatalytic ceramics, azo dyes, copper, cerium.

1. Introducción

El lixiviado de los rellenos sanitarios puede crear un problema grave para el suelo y la calidad del agua subterránea cerca de los rellenos sanitarios, especialmente en la temporada de lluvias. El costo y la eficiencia del tratamiento de lixiviados por los métodos actuales, como los métodos químicos y físicos, aún no son adecuados para su uso generalizado; por lo tanto, es necesario encontrar un método adecuado y respetuoso con el medio ambiente para resolver este problema. Los procesos de oxidación fotocatalítica se han considerado uno de los métodos prometedores aplicados para el tratamiento de estos lixiviados. Se llevaron a cabo varios estudios sobre esto que demostraron ser útiles y pueden acoplarse con la energía solar, por lo que puede convertirse en una solución muy rentable para el tratamiento de lixiviados. La anatasa es la referencia como material fotocatalizador por su alta actividad, estabilidad, bajo costo y baja toxicidad, L.T T. Nguyen utiliza anatasa TiO_2 para el tratamiento de lixiviados de vertederos demostrando que en las condiciones óptimas para el proceso de tratamiento (pH 4, catalizador de TiO_2 de 0,05 g / L y exposición a UV de 90 minutos) se podía eliminar hasta un 67,2% de DQO y un 56,4% de color (de composición formal $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ y con cerio sustituyendo parcialmente a Mn ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_4$) así como de los materiales calcinados a 1000°C/12h con estructura de perovskita hexagonal distorsionada (grupo espacial *P321*) (L.T T. Nguyen, 2015). Sin embargo, la anatasa presenta problemas asociados con baja velocidad de fotocatálisis y necesidad de irradiación UV al no acoplarse su band gap con la luz solar: la utilización de composites cerámicos puede mejorar estos aspectos. Los colorantes azoicos contienen el grupo -N=N- son ampliamente utilizados como colorantes en la industria textil, papelera, alimentaria, etc. (Rojo Congo, Azul de metileno, Naranja II...) son compuestos resistentes al tratamiento convencional, siendo la fotocatálisis una alternativa a su tratamiento eficiente en los lixiviados de residuos (Gargori, 2009). En esta comunicación se estudia la capacidad fotocatalítica de composites de composición formal $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ y con cerio sustituyendo parcialmente a Mn ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_4$) así como de los materiales calcinados a 1000°C/12h con estructura de perovskita hexagonal distorsionada (grupo espacial *P321*) (Bae B., 2017).

2. Metodología

En esta comunicación se evalúa la actividad fotocatalítica de composites de composición formal $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_4$ y con cerio sustituyendo parcialmente a Mn ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_4$) así como de los materiales calcinados a 1000°C/12h con estructura de perovskita hexagonal distorsionada (grupo espacial *P321*).

2.1 Síntesis.

Los composites fueron obtenidos por métodos de coprecipitación (CO, de descomposición metal-orgánica (MOD) o ruta citratos en fase acuosa así como de Sol-Gel basados en la hidrólisis-condensación de disoluciones alcohólicas de nitratos (PG). En el método CO para 10 g de producto final se disolvieron los nitratos de Sr ($\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$), Mn ($\text{MnN}_2\text{O}_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), Cu ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_3 \cdot 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$) y en su caso de Ce ($\text{Ce}(\text{NO}_3)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)

y se disolvieron en 200 ml de agua, posteriormente manteniendo agitación y una temperatura de 70°C se añadió gota a gota amoniaco 16% hasta formación de un gel. En el método MOD a la disolución de nitratos se añadieron 0,5 moles de ácido cítrico por mol de compuesto final y se neutraliza con amoniaco 16% hasta la formación de gel. En el método PG los nitratos se disuelven en 200 ml de etanol absoluto y se mantienen 24 h a temperatura ambiente y agitación continua en recipiente cerrado con película de polietileno. Los geles se secaron en estufa a 110°C. Los materiales secos a 110°C son de color negro intenso con un aspecto vítreo en el caso de las muestras CO y MOD, en cambio PG presenta una coloración blanca (Figura 1)

2.2. Métodos de caracterización.

Las muestras se caracterizaron en un difractómetro Siemens D5000 con radiación Cu K α en el intervalo 10-70°2 θ , velocidad de barrido 0.05°2 θ /s, constante de tiempo 10 s y condiciones de 40 kV y 20 mA.

El color se midió mediante los parámetros de color L*a*b* siguiendo la metodología CIE (Commission International de l'Eclairage) utilizando el espectrómetro Jasco V670, con iluminante D65 y observador 10°. En este método, L* mide la claridad (100=blanco, 0=negro), a* y b* miden el chroma (-a*=verde, +a*=rojo, -b*=azul, +b*=amarillo) (Cerro S, 2012).

Los espectros UV-Vis-NIR de las muestras de polvo cocido y también de las aplicaciones de los pigmentos se recolectaron muestras usando el espectrómetro Jasco V670 mediante la técnica de reflectancia difusa. La energía de band gap de los semiconductores se calculó mediante el método de Tauc utilizando los espectros UV-Vis-NIR de Kubelka-Munk (Tauc J., 1966).

La caracterización microestructural de los polvos se realizó con un microscopio electrónico de (SEM, Scanning Electron Microscopy) Leo-440i de LEYCA.

Para el seguimiento de la cinética de fotodegradación de los substratos se realizó el montaje que aparece en la Figura 1 con una lámpara de mercurio de media presión de 125 W de potencia, con espectro de emisión que presenta tres líneas características a 254, 313 y 365 nm, empleada como fuente de radiación UV sobre la disolución contenida en un reactor de vidrio de cuarzo (que minimiza el filtrado de la radiación UV de la fuente) refrigerado por una camisa con corriente de agua. Se utilizaron disoluciones del colorante monoazo Naranja II de concentración 0.6·10⁻⁴ M tamponadas a pH 7,4 con una mezcla de NaH₂PO₄·4H₂O y Na₂HPO₄·7H₂O (Panreac, S.A) a la que se añade el polvo fotocatalizador en suspensiones de 500 mg/l mantenidas en agitación continua (Gargori, 2009).

La degradación de Naranja II se siguió por colorimetría a 480 nm. Las curvas de fotodegradación se analizan según el modelo de Langmuir-Hinshelwood (Cerro 2012). Con bajas concentraciones iniciales (C₀) y con baja absorción por el fotocatalizador este modelo cinético sigue la ecuación 1:

$$\ln \frac{C}{C_0} = kKt = K_{app}t \quad (1)$$

Donde t= tiempo de irradiación, C= concentración actual del colorante.

Al representar ln(C/Co) frente al tiempo de irradiación, la cinética que sigue el modelo Langmuir-Hinshelwood presenta un ajuste lineal siendo la pendiente de la recta la constante aparente de velocidad de primer orden K_{app}. El tiempo de semivida (t_{1/2}) se puede calcular considerando las expresiones:

$$\ln \frac{c_0/2}{c_0} = K_{app} t_{1/2} \quad t_{1/2} = -\frac{\ln 2}{K_{app}} \quad (2 \text{ y } 3)$$

2.3. Resultados y discusión.

La Figura 1 presenta los composites secos $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_9$ y la Figura 2 los de la composición con cerio $\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$ incluyendo su $L^*a^*b^*$ y difractograma de rayos X, así como calcinados a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$ incluyendo los espectros Kubelka Munk de absorbancia óptica. En los composites secos se observa un carácter amorfo con cristalización de sales secundarias de nitrato de estroncio en PG y MOD, en cambio en CO cristaliza NH_4NO_3 en el caso de la formulación sin cerio y en los segundos con cerio cristaliza nitrato de estroncio en las tres muestras. Todas las muestras presentan una coloración negra o marrón oscuro como indican los valores $L^*a^*b^*$ incluidos en la imagen de los polvos, salvo la muestra PG no calcinada de aspecto claro. Al calcar a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$ cristaliza la perovskita hexagonal $\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$ como fase única en todas las muestras sin cerio, en cambio, el cerio no entra completamente en disolución sólida en la red de perovskita hexagonal y aparecen en todas las muestras picos intensos de la perovskita SrCeO_3 (picos C en la Fig.1)

En la Figura 3 se presentan las curvas de fotodegradación de Naranja II con muestras representativas, los composites secados a 110°C (K1 muestras sin Ce ($\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_9$), K2 muestras con Ce ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$)) y sus homólogas calcinadas a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$. En la Tabla 1 se observa que los materiales sin calcar presentan excelentes resultados de fotodegradación frente a Naranja II, con valores del periodo de semivida similares a la referencia P25 de Degussa, sin embargo los finos polvos dispersados son difíciles de recuperar y no se han podido realizar pruebas de ciclado. En el caso de las muestras calcinadas a $1000^\circ\text{C}/12\text{h}$ los tiempos de vida media son 10 veces superiores. Aunque la actividad fotocatalítica es biocida, la ventaja de estos composites es que combina métodos bactericidas diferentes pero complementarios ya que en la composición se incluyen iones Cu^{2+} en este caso: en 1852 Víctor Burq descubrió que las personas que trabajaban con cobre tenían muchas menos muertes por cólera que cualquier otra persona, estudios posteriores confirman su actividad bactericida (Yasuyuki M. 2010, Zou Y., 2020). Los materiales calcinados, en cambio, no presentan una actividad fotocatalítica significativa al presentar valores de periodo de semivida similares a la prueba CONTROL sin adición de fotocatalizador.

El estudio por espectroscopía UV-Vis-NIR utilizando el modelo de Kubelka-Munk, que se presenta para las muestras calcinadas en las Figuras 1 y 2 para las muestras sin cerio y con presencia de cerio, indica la presencia de una banda de absorción adicional con punto de inflexión en 800 nm para todas las muestras con valores de bandgap de 1,55 eV medido por el método de Tauc. Aunque en principio cubriría el intervalo apto para el desarrollo de fotoactividad, el semiconductor no se muestra activo frente a Naranja II, a pesar también de que presentan partícula finas, como se observa en la Figura 4 donde se compara con una muestra de CE obtenida por el método convencional cerámico a partir de carbonato de estroncio y óxidos de cobre (II) y Mn(III) calcinada a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$) con partículas de 0.5-1 μm de tamaño medio formando agregados de 1-7 μm y la muestral CO de la composición sin cerio K1 que presenta partículas más finas de 0.5 μm formando agregados de 2-8 μm . La posible rápida recombinación de los pares hueco-electrón explicaría este resultado.





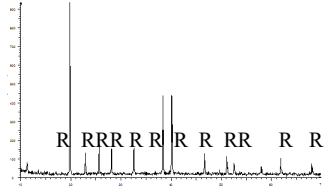
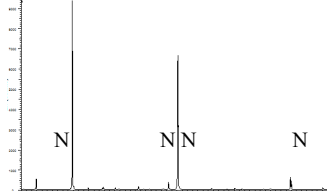
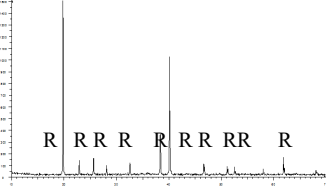



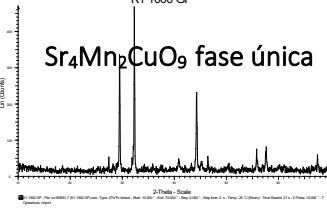
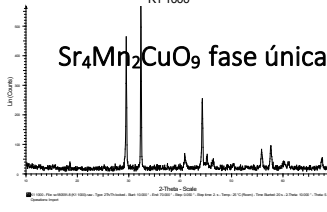
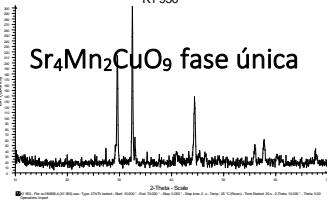
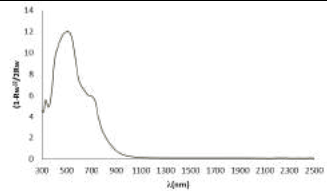
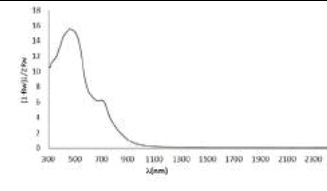
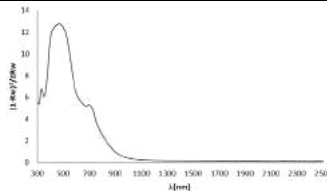
| $Sr_4Mn_2CuO_9$ | | | |
|---|---|--|---|
| Disolución de Nitratos | PG (110°C) | CO (110°C) | MOD (110°C) |
|  |  47.35/-2.56/14.07 |  40.23/0.36/0.45 |  23.37/0.26/-0.10 |
| |  |  |  |
| | PG (100°C/3h) | CO (100°C/3h) | MOD (100°C/3h) |
| |  26,04/6,95/4,33 |  31,90/9,28/10,99 |  29,51/8,09/8,55 |
| |  $Sr_4Mn_2CuO_9$ fase única |  $Sr_4Mn_2CuO_9$ fase única |  $Sr_4Mn_2CuO_9$ fase única |
| |  |  |  |

Figura 1. Composites secos $Sr_4Mn_2CuO_9$ incluyendo su $L^*a^*b^*$ y difractograma de rayos X, así como calcinados a 1000°C/3h incluyendo los espectros Kubelka Munk de absorción óptica. Fases cristalinas: N (NH_4NO_3), R($Sr(NO_3)_2$)

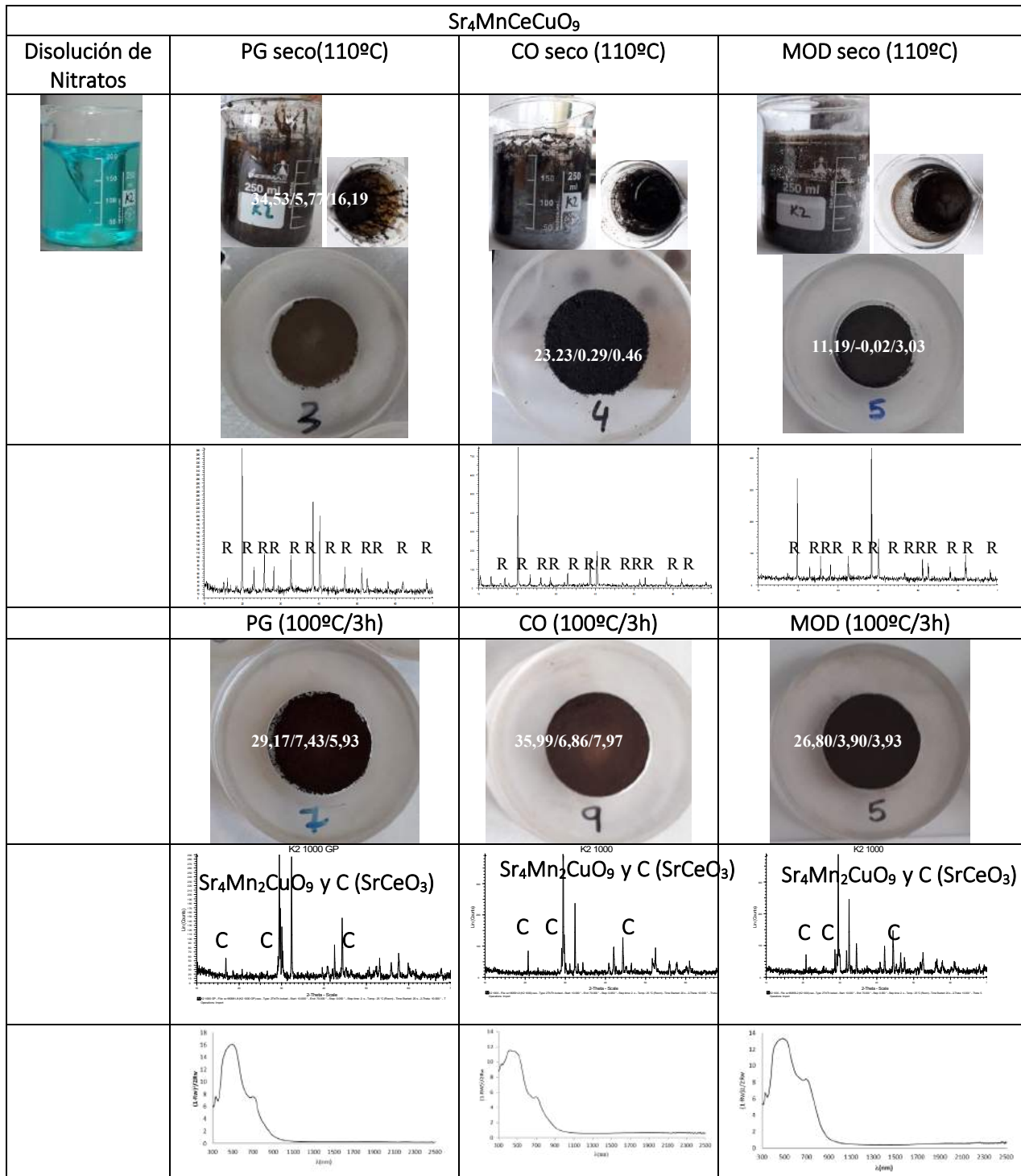


Figura 2. Composites secos Sr_4MnCuO_9 incluyendo su $L^*a^*b^*$ y difractograma de rayos X, así como calcinados a 1000°C/3h incluyendo los espectros Kubelka Munk de absorción óptica. Fases cristalinas: $R(Sr(NO_3)_2)$, $C(SrCO_3)$

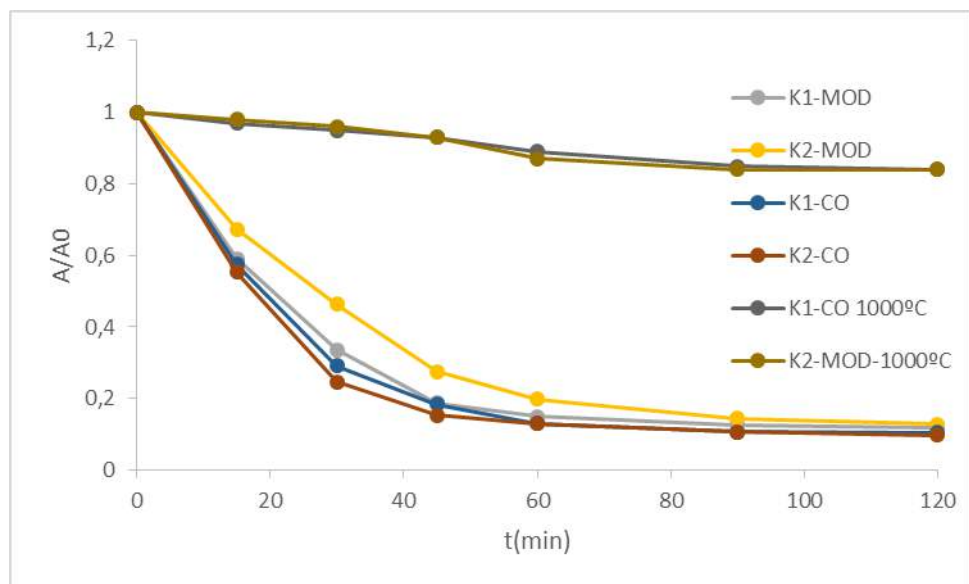


Figura 3. Curvas de fotodegradación de Naranja II con muestras representativas: K1 muestras sin Ce ($\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_9$), K2 muestras con Ce ($\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$) secas o calcinadas a 1000°C .

Tabla 1. Parámetros de la fotodegradación de Naranja II de las muestras de la Figura 3 utilizando dos referencias: TiO_2 P25 de Degussa de fotoactividad comercial contrastada y CONTROL realizada sin adición de ningún fotocatalizador.

| Muestra | $t_{1/2}$ (min) | R^2 |
|---------------|-----------------|-------|
| K1 -CO | 37 | 0,814 |
| K1-MOD | 40 | 0,810 |
| K2-CO | 37 | 0,784 |
| K2-MOD | 39 | 0,907 |
| K1-CO-1000°C | 495 | 0,986 |
| K2-MOD-1000°C | 470 | 0,897 |
| P25 (Degussa) | 27 | 0,980 |
| CONTROL | 497 | 0,890 |

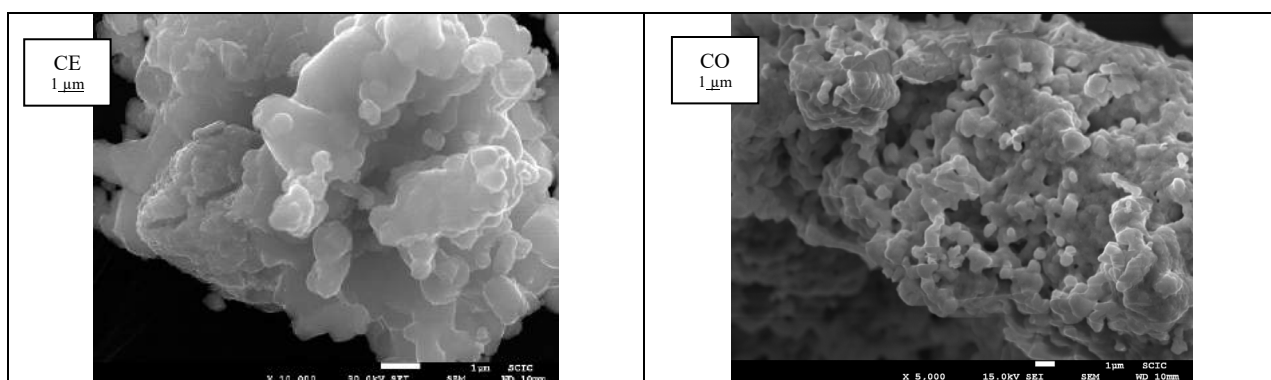


Figura 4. Microscopía SEM de muestras CE obtenidas por el método convencional cerámico (a partir de carbonato de estroncio y óxidos de Cu (II) y Mn(III)) y la muestra K1-CO-1000°C ambas calcinadas a 1000°C

3. Conclusiones

El lixiviado de los rellenos sanitarios puede crear un problema grave para el suelo y la calidad del agua subterránea cerca de los rellenos sanitarios, especialmente en la temporada de lluvias. Los procesos de oxidación fotocatalítica se han considerado uno de los métodos prometedores aplicados para el tratamiento de estos lixiviados. Se prepararon composites obtenidos por métodos de coprecipitación (CO), de descomposición metal-orgánica (MOD) o ruta citratos en fase acuosa así como de Sol-Gel basados en la hidrólisis-condensación de disoluciones alcohólicas de nitratos (PG) de composición $\text{Sr}_4\text{Mn}_2\text{CuO}_9$ y con sustitución de Mn por cerio $\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$ así como calcinados a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$. En los composites secos se aprecia un carácter amorfo con cristalización de nitratos de estroncio y/o de amonio presentando una coloración negra salvo la muestra PG no calcinada de aspecto claro. Al calcinar a $1000^\circ\text{C}/3\text{h}$ cristaliza la perovskita hexagonal $\text{Sr}_4\text{MnCeCuO}_9$ como fase única en todas las muestras sin cerio, en cambio, el cerio no entra completamente en disolución sólida en la red de perovskita hexagonal y aparecen en todas las muestras picos intensos de la perovskita SrCeO_3 .

Los composites secados a 110°C presentan excelentes resultados de fotodegradación frente a Naranja II, con valores del periodo de semivida similares a la referencia P25 de Degussa, sin embargo los finos polvos dispersados son difíciles de recuperar y no se han podido realizar pruebas de ciclado. Aunque la actividad fotocatalítica es biocida, la ventaja de estos composites es que combina métodos bactericidas diferentes pero complementarios ya que en la composición incluyen iones bactericidas Cu^{2+} con la propia actividad fotocatalítica.

Los materiales calcinados, en cambio, no presentan una actividad fotocatalítica significativa al presentar valores de periodo de semivida similares a la prueba CONTROL sin adición de fotocatalizador. Aunque su bandgap de 1,55 eV y cubriría el intervalo apto para el desarrollo de fotoactividad, el semiconductor no se muestra activo frente a Naranja II, a pesar también de que presentan partícula fina: la posible rápida recombinación de los pares hueco-electrón explicaría este resultado.

Agradecimientos.

Los autores agradecen la financiación de la Universidad Jaume I (Proyecto UJI B2018-43).

Referencias

Bae B, Takeuchi N, Tamura S, Imanaka N. (2017), Environmentally friendly orange pigments based on hexagonal perovskite-type compounds and their high NIR reflectivity, *Dyes and Pigments*, 147, 523-528.

Cerro S., Galindo R., García A., Monrós A., Badenes J. Gargori C., Monrós G. (2012), Photocatalysts in ceramics, *Ceramic Forum International*, 89,5, E143-E149.

Gargori C., Galindo R., Llusar M., Tena M.A., Monrós G., Badenes J. A. (2009) Photocatalytic degradation of Orange II by titania addition to sol-gel glasses, *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 50,314-320.

Nguyen L.T.T. , (2015), Small scale landfill leachate treatment using photocatalytic oxidation process, *Journal of Science and Technology*, 53(3A):49-54

Tauc J., Grigorovici R., Vancu A. (1966), Optical Properties and Electronic Structure of Amorphous Germanium,, *Phys. Status Solidi*, 15,2:627-637.

Yasuyuki M., Kunihiro K., Kurissery S., Kanavillil N., Sato Y., Kikuchi Y. (2010), Antibacterial properties of nine pure metals: a laboratory study using *Staphylococcus aureus* and *Escherichia coli*, *Biofouling*, 26(7), 851-8. Doi: 10.1080/08927014.2010.527000.

Zou, Y., Zhang, Y., Yu, Q., Chen H. (2020), Photothermal bactericidal surfaces: killing bacteria using light instead of biocides, *Biomater. Sci.*, Advance Article DOI: 10.1039/d0bm00617c



DESHIDRATACIÓN DE LODOS PRODUCIDOS EN UN MATADERO BOVINO EMPLEANDO GEOCONTENEDORES. CASO A ESCALA REAL DESARROLLADO EN BUENOS AIRES, ARGENTINA.

Herrera Hernández, Javier¹; Benavides Burgos, Karina²

¹ Maccaferri de Argentina SA, Guemes 1233 Benavídez, Argentina, j.herrera@maccaferri.com

² Maccaferri de Argentina SA, Guemes 1233 Benavídez, Argentina, k.benavides@maccaferri.com

Resumen

La correcta gestión de los lodos representa un importante costo en el tratamiento de las aguas residuales, y es un problema parcialmente resuelto por algunos mataderos. El lodo que se produce durante el tratamiento de las aguas residuales puede contener hasta un 97% de agua. El costo de la disposición del lodo es directamente proporcional a su contenido de agua, por lo tanto, extraerle la mayor cantidad de agua se convierte en uno de los objetivos principales para su tratamiento. Esta investigación tuvo por objetivo establecer la eficiencia de los geocontenedores de geotextil para deshidratar 1.780 m³ de lodo que se encontraban depositados en una laguna de estabilización. Después de un año de clausurados los geocontenedores, se extrajeron muestras de lodo para su caracterización físico-biológica según la normativa local vigente.

Abstract

The correct management of the sludge represents an important cost in sewage treatment, and it is a problem that some slaughterhouses have been able to resolve. The sludge generated during the sewage treatment can have up to 97% of water. Due to the fact, draw the greatest amount of water is the principal objective of the treatment, the cost of the management of the sludge is directly proportional to the water amount. The objective of this research was to determine the efficiency of geocontainers to dewater 1780 m³ of sludge, that were in a waste stabilization pond. After a year, were extracted sludge samples of the geocontainers closed off, to characterize physically and biologically according to the local regulation in force.

Palabras clave/keywords: *lodo, deshidratación, geocontenedor, eficiencia, matadero, geosintético. Sludge, dehydration, geocontainers, efficiency, slaughterhouses, geosynthetic.*

1. Introducción

“Desde hace muchos decenios se ha reconocido que las dinámicas o tendencias de las poblaciones humanas (en particular la presión demográfica) y el desarrollo económico son los principales impulsores del cambio ambiental” (PNUMA, 2019). Estos cambios en el ambiente son en detrimento de este, y se manifiestan en pérdida de biodiversidad, contaminación de la atmosfera, contaminación de los océanos, y contaminación del agua dulce y el suelo. Una gestión inadecuada de los lodos o barros producidos en la industria frigorífica (matadero bovino, en adelante, *frigorífico*) tiene un impacto negativo, en especial, en la calidad del agua dulce y el suelo, debido a la descarga clandestina de los lodos en cuerpos de agua o el suelo.

Las proyecciones de la ONU (2017), indican que la población mundial ascenderá a 8.551 millones en el 2030, 9.772 millones en el 2050. Inexorablemente, el crecimiento de la población representará una mayor demanda de alimentos y generación de residuos. Respecto a la evolución en la demanda productos cárnicos, la OCDE y la FAO (2018) proyectan para el periodo 2018-2027 un aumento del 15% en el consumo mundial de carne y pescado; para el mismo periodo, también prevén que Argentina, Brasil, China, Paquistán y Turquía, incrementaran un 21% su producción de carne bovina. Ante este panorama, urge implementar soluciones innovadoras y económicas para la gestión de un volumen creciente de *lodos*, pero, sobre todo, estas soluciones deben encuadrarse dentro del nuevo paradigma de la *economía circular*, o sea, los lodos deben convertirse en un insumo para la producción, no en un residuo que se descarta en rellenos sanitarios, o peor aún, clandestinamente en cuerpos de agua o el suelo.

En este trabajo se presentan los resultados de una experiencia desarrollada a escala real en un frigorífico localizado en Buenos Aires, empleando geocontenedores (en adelante, GCs) para deshidratar y contener lodos provenientes de una laguna de estabilización. En el marco de esta experiencia, se fijó como objetivo, entre otros, estimar la eficiencia de deshidratación y la eficiencia de filtración que ofrecen los GCs para el tratamiento de este tipo de lodos; además, se hizo una caracterización físico-biológica del lodo según la normativa local vigente, para establecer su aptitud para reforestación, elaboración de abonos o enmiendas, cobertura final de rellenos sanitarios, entre otros usos.

2. Deshidratación de lodos con geocontenedores

La deshidratación de lodos con GCs se consigue introduciendo este material por bombeo en el interior de los GCs, y proveyendo el tiempo suficiente para que el exceso del agua libre y el agua de poro escape del lodo y se filtre a través del geotextil que conforma las paredes del geocontenedor. La corriente que se bombea, integrada por lodo y agua, se denomina generalmente slurry. La apariencia del slurry y el lodo deshidratado se aprecia en la Figura 1. En la actualidad se acepta unánimemente que en el proceso de filtración hay dos barreras que deben ser atravesadas por el agua a drenar: el geotextil que forma las paredes de los GCs y la torta de filtro (filter cake) formada por el mismo material que se introduce al interior de los GCs y se aloja en el perímetro de este. También se acepta unánimemente que la eficiencia de la filtración y deshidratación está principalmente condicionada por la calidad de la torta de filtro y del acondicionamiento químico que se hace al lodo previamente a ser introducido en los GCs.

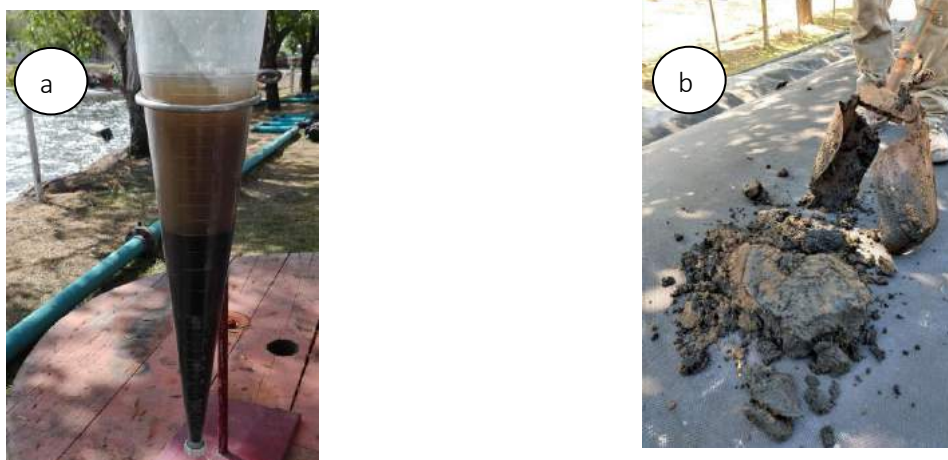


Figura 1. a) Slurry bombeado al interior de los GCs; b) Lodo deshidratado extraído del interior de los GCs

3. Metodología

El lodo objeto de este estudio se encontraba almacenado en el interior de una laguna aireada con aireación forzada a través de aireadores flotantes, esta laguna está antecedida por tres lagunas anaeróbicas, una reja para separación de sólidos, y un tamiz estático. A este sistema de tratamiento ingresan todos los efluentes que se producen en el proceso industrial del frigorífico (línea verde y línea roja); además, de los efluentes provenientes de la limpieza de instalaciones y equipos, limpieza de corrales, lavado de camiones, e instalaciones sanitarias.

La laguna aireada tiene un largo de 36 m, ancho de 26 m y una profundidad de 3 m; y de acuerdo con el relevamiento realizado in situ poseía una altura de colmatación con lodo variable de 1,6 m a 2,0 m, lo cual supone un volumen de lodo del orden de 1.780 m³, equivalente al 67% del volumen útil de la laguna.

El lodo fue bombeado desde la laguna aireada, con un caudal promedio de 45 m³/h *hacia tres GCs* (cada uno con un volumen nominal de 70m³) localizados sobre una celda de contención de líquidos impermeabilizada con geomembrana de PEAD/HDPE. El lodo fue acondicionado químicamente antes de su ingreso a los GCs con la adición de coagulante (50 ppm de FeCl₃) y floculante catiónico (100 ppm); estos químicos fueron inyectados a la línea de conducción de lodo desde una unidad de floculación y coagulación equipada con tanques de mezcla y bombas dosificadoras (ver Figura 2).

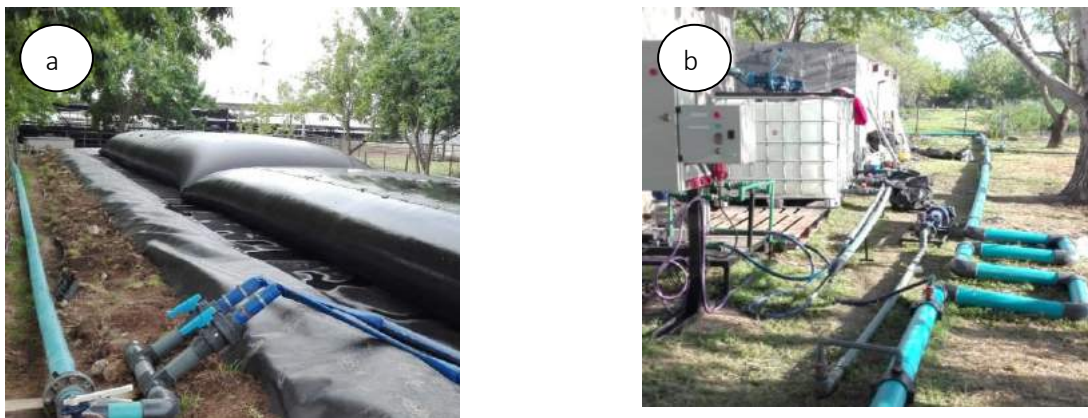


Figura 2. a) GCs y celda para contención de líquido filtrado; b) Unidad de coagulación, floculación y serpentín de mezcla

3.1. Evaluación de la eficiencia de filtración y eficiencia de deshidratación de los geocontenedores

Para tres eventos de llenado, con separación de nueve y cuatro días entre sí, se tomaron muestras de lodo *de la línea de conducción sin la adición de químicos*; también, se tomaron muestras del líquido filtrado (LF) que goteaba a través de las paredes de los GCs. Todas las muestras fueron tomadas bajo la metodología de muestra compensada para un evento de llenado (1 día de operación), garantizando que la fecha de toma de la muestra coincidiera con el avance del retiro de lodo de tres sectores de la laguna: ingreso a la laguna, zona central y salida de la laguna.

Dentro de los parámetros medidos en la muestra de lodo y la muestra de LF, se encuentran los sólidos sedimentables en dos horas (SS2h), los cuales se emplearon para evaluar la eficiencia de filtración (EF) a través de la Ecuación 1, donde $SS2h_{inicial}$ corresponde a los sólidos sedimentables en la muestra de lodo extraída de la tubería de conducción y $SS2h_{final}$ corresponde a los sólidos sedimentables en la muestra de LF. Las muestras fueron remitidas el mismo día de su toma al laboratorio para su respectivo análisis.

$$EF (\%) = \frac{SS2h_{inicial} - SS2h_{final}}{SS2h_{inicial}} \times 100 \quad (1)$$

La eficiencia de deshidratación (ED), se evaluó empleando la Ecuación 2, donde $H_{inicial}$ corresponde a la humedad inicial del lodo *tal cual como se encuentra al interior de la laguna* y H_{final} a la humedad *del lodo deshidratado al interior de los GCs* trascurrido un determinado periodo de tiempo, en este caso, 20, 50, 80 y 124 días desde el último evento de llenado.

$$ED (\%) = \frac{H_{inicial} - H_{final}}{H_{inicial}} \times 100 \quad (2)$$

3.2. Caracterización del lodo deshidratado

Doce meses después de concluir el llenado de los GCs, se extrajeron muestras de lodo deshidratado de su interior para ser caracterizadas según lo especificado en la Resolución 410/2018 (Manejo sustentable de barros y biosólidos generados en plantas depuradoras de efluentes líquidos cloacales y mixtos cloacales-industriales) expedida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Argentina. El objetivo de esta caracterización fue establecer la aptitud del lodo para su potencial uso o disposición según lo establecido por la Resolución de referencia. En total, se extrajeron cuatro muestras de aproximadamente dos kilogramos cada una, desde una profundidad de 0,5Ht, siendo Ht la altura de llenado de los GCs al momento de la toma de la muestra. In situ se seleccionó una muestra por cuarteo y posteriormente esta muestra fue envasada en una bolsa hermética para su transporte y análisis en laboratorio.

La Resolución 410/2018 establece los límites de concentración admisibles para elementos potencialmente tóxicos, así como los límites (o valores de referencia, tal como lo menciona la Resolución) para la deflexión de oxígeno y el nivel de patógenos en los biosólidos; a su vez, también establece las formas de uso, disposición y eliminación para los barros/lodos y biosólidos, y los requerimientos, restricciones y aptitudes diferenciales para el uso y aplicación de biosólidos.

4. Resultados y discusión

4.1. Eficiencia de filtración y eficiencia de deshidratación

En la Tabla 1 se presenta los sólidos sedimentables en 2 horas (SS2h) medidos en la muestra de líquido filtrado (LF) y la muestra de lodo extraída de la tubería de conducción de lodo, y la eficiencia de filtración (EF) para cada evento de llenado calculada con la Ecuación 1. Nótese, que la EF promedio obtenida es 99,2%, un valor en el orden de magnitud determinada por Mukhtar et al. (2007) y Worley et al. (2008), quienes reportaron una EF de 93,5% y 90% a 97%, respectivamente, e incluso un 18% mayor a la EF indicada (80,6%) por Cantrell et al. (2008) para estudios a escala y realizados bajo condiciones controladas en laboratorio. Valga recordar que todas las referencias citadas trabajaron con lodos de tambo provenientes de lagunas primarias.

Tabla 1. Sólidos sedimentables en dos horas y eficiencia de filtración (EF) en cada evento de llenado

| Parámetro | Unidad | Standard Methods | Lodo1 | LF1 | Lodo2 | LF2 | Lodo3 | LF3 | EF (%) medio |
|---------------|--------|------------------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|--------------|
| SS2h | mg/L | 2540-F | 300 | 1 | 150 | 3 | 80 | nd | |
| EF evento (%) | | | 99,6 | | 98,0 | | 100,0 | | 99,2 |

SS2h: Sólidos sedimentables en 2 horas; LF: muestra del líquido filtrado; nd: no detectado

La eficiencia de deshidratación (ED) evaluada con la Ecuación 2, se presenta en la Figura 3; la misma fue evaluada para el día 20, 50, 80 y 124 posterior al último evento de llenado, obteniéndose respectivamente los siguientes valores para ED 18,2%, 24,4%, 26,5% y 29,6%. Todos los valores de ED presentados en la Figura 3 están referidos a $H_{\text{inicial}} = 96,6\%$ (humedad media del lodo tal cual como se encuentra al interior de la laguna). En la misma figura se presenta la evolución de la humedad para el lodo que se encuentra al interior de los GCs, alcanzándose una humedad de 68% en el día 124. Como es de esperar, ED aumenta con el tiempo, y es inversamente proporcional a la disminución de la humedad en el lodo contenido al interior de los GCs. Lamentablemente, en la literatura disponible no se encuentran valores de referencias para ED con lodos iguales o similares a los estudiados en este trabajo, por lo tanto, no se puede realizar una comparación de resultados. No obstante, se debe mencionar que la humedad alcanzada a los 20 días ($H = 79\%$) está dentro del rango de valores típicos para lodos cloacales y lodos de agricultura según Lawson (2008). Por otra parte, un lodo con humedad igual o inferior al 70% es un lodo que ya está en condiciones de ser manipulado por equipos típicamente empleados para movimiento de suelos (pala cargadora, bobcat, tractores, etc), o manualmente. Cabe recordar que se partió de un lodo con contenido de humedad del 96,6%, por lo tanto, se considera que los resultados obtenidos para la ED son satisfactorios.

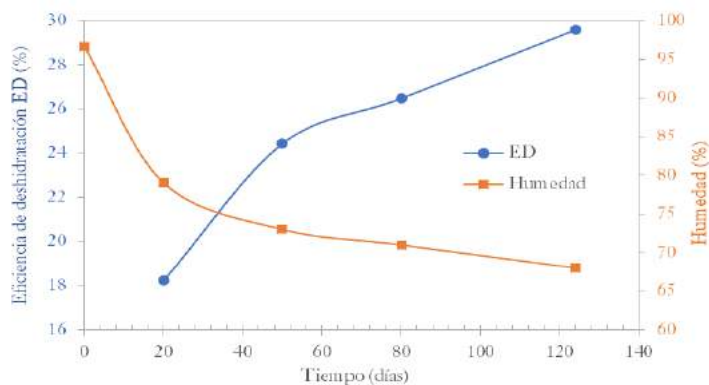


Figura 3. Evolución en el tiempo de la eficiencia de deshidratación ED y la humedad

Valga destacar que, transcurridos 124 días desde el último evento de llenado el volumen de lodo se había reducido en un 92,5% considerando el volumen inicial dentro lodo al interior de la laguna.

4.2. Caracterización del lodo deshidratado y formas de uso o disposición

Los resultados de la caracterización permiten indicar que el material deshidratado extraído de los GCs, transcurridos doce meses desde el último evento de llenado, corresponde a un Biosólido clase A, por lo tanto, podrán ser usados, sin restricciones sanitarias, para todas las formas de uso indicadas en la Resolución 410/418 (forestación y floricultura, recuperación de sitios degradados, restauración del paisaje, elaboración de abonos o enmiendas, cierre de rellenos sanitarios, paisajismo, otros usos: insumo en la elaboración de elementos para la construcción, valorización energética y biorremediación de hidrocarburos), y por supuesto, también podrán ser dispuestos sin restricción alguna según se indica en la Resolución de referencia.

En las tablas Tabla 2, Tabla 3 y Tabla 4 se presentan los límites admisibles establecidos por la Resolución y las concentraciones de los analitos evaluados para la muestra representativa de lodo extraída de los GCs. Nótese que, en el caso de los elementos potencialmente tóxicos analizados todas las concentraciones medidas en el lodo arrojan valores inferiores a los límites admisibles establecidos en la Resolución, siendo el arsénico el elemento que presenta la concentración relativa más alta respecto al límite admisible (11%), y los demás elementos (zinc, cobre, cromo total y níquel) apenas si alcanzan concentraciones relativas del

1% al 3% respecto al límite admisible establecido para cada elemento; cabe indicar, que la concentración que presentan los elementos potencialmente tóxicos es empleada para definir la dosis anual de biosólido que se podrá aplicar como máximo en un año al suelo. En cuanto a los resultados obtenidos para evaluar el nivel de patógenos; se resalta la no detección de Salmonella, y que el recuento de Escherichia coli arroja un valor de 51 NMP/Ms, el cual equivale a un 5% del límite admisible para un biosólido clase A. Respecto a la reducción de atracción de vectores, la Resolución indica que un lodo puede ser caracterizado como biosólido clase A o B si se cumple *con alguno* de los siguientes indicadores. Dada la dificultad que representaba establecer el punto de inicio del tratamiento de los lodos con el objetivo de medir la reducción de sólidos volátiles, se optó por analizar únicamente la deflexión de oxígeno, obteniéndose una tasa menor a la indicada como valor límite por la Resolución.

Tabla 2. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en biosólidos. Según Resolución 410/2018

| Parámetro | Unidad | Método analítico | Muestra de lodo/barro (A) | Valor de referencia (límite admisible) (B) | (A/B x100) |
|-------------|----------|------------------|---------------------------|--|------------|
| Arsénico | | EPA3050/7010 | 8,3 | 75 | 11% |
| Zinc | mg/kg de | EPA3050/7010 | 89,9 | 4.000 | 2% |
| Cobre | materia | EPA3050/SM3113B | 60,1 | 1.750 | 3% |
| Cromo total | seca | EPA3050/SM3113B | 9,3 | 1.500 | 1% |
| Níquel | | EPA3050/SM3113B | 11,1 | 400 | 3% |

Tabla 3. Estabilización. Reducción de atracción de vectores. Según Resolución 410/2018

| Indicador | Unidad | Método analítico | Muestra de lodo/barro | Valor de referencia |
|---|---------------------------|------------------|-----------------------|---------------------|
| Reducción de sólidos volátiles ¹ | % | SM2540G | na | > 38 |
| Deflexión de oxígeno ² | mg O ₂ /h/g ST | SM2710B | 0,49 | < 1,5 |

(1) Para calcular la diferencia en la Reducción de Sólidos Volátiles, se deben considerar como puntos de medición el momento previo y posterior al tratamiento elegido (PRFP o PRSP); (2) La deflexión de oxígeno se debe medir posterior al tratamiento elegido (PRFP o PRSP); SM: Standard Methods; na: no se analizó.

Tabla 4. Nivel de patógenos en biosólidos. Clasificación. Según Resolución 410/2018

| Parámetro | Unidad | Método analítico | Muestra de lodo/barro | Biosólido Clase A | Biosólido Clase B |
|---------------------------------------|-----------|------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|
| Coliformes fecales (Escherichia coli) | NMP/g Ms | SM9221E | 51 | <1.000 | <2.000.000 |
| Salmonella | NMP/4g Ms | SM9260D | nd | <3 | ne |

Ms: masa seca; NMP: número más probable; ne: no especificado; nd: no detectado

Previamente a la realización de los análisis de laboratorio, se intuía que el lodo se encontraba estabilizado, o sea, que se podría caracterizar como un biosólido, allanándose de esta manera el camino para algunas o todas las formas de uso habilitadas en la Resolución 410/18. La hipótesis sobre un lodo estabilizado se basó en que, el lodo con su larga estadía en el fondo de la laguna aireada y su almacenamiento por un periodo de doce meses dentro de los GCs está sometido, aunque parcialmente, a condiciones que corresponden a algunos de los procesos o tratamientos de estabilización: a) digestión anaeróbica mesofílica en el fondo de la laguna, a una temperatura próxima o inferior a los 20°C por un periodo ampliamente superior a sesenta días; b) dentro de los GCs el lodo estuvo almacenado por un periodo superior a tres meses e inferior a dos años, pero a lo largo del periodo de estacionamiento de doce meses

la temperatura ambiente fue superior a 0°C, por lo tanto, estas condiciones se asemejan a las condiciones indicadas para el tratamiento de estabilización en playas de secado y atenuación natural.

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en esta investigación permiten sugerir que los GCs son una alternativa técnicamente viable para deshidratar lodos generados en el tratamiento de efluentes líquidos producidos en frigoríficos/mataderos. Esta conclusión se limita a los lodos generados a través del tratamiento de efluentes con el uso de lagunas de estabilización, guardando coherencia con la naturaleza y origen del lodo analizado en esta investigación.

En esta investigación, se demostró que los GCs tienen una EF media para el tratamiento de lodos de frigorífico mayor al 90%, específicamente se obtuvo una EF media de 99,2%. También, se demostró que son eficientes para deshidratar este tipo de lodo, alcanzándose una ED de 30% a los 124 días partiendo desde una humedad inicial media de 96,6%. Transcurrido un periodo de 124 días se alcanzó una disminución del volumen de lodo de 92,5%. Estos resultados demuestran el buen desempeño de los GCs en la filtración y deshidratación del lodo objeto de este estudio.

El lodo deshidratado y contenido al interior de los GCs fue caracterizado como biosólido clase A según los criterios establecidos en la normativa local vigente. Esta clasificación habilitó al frigorífico a usar, sin restricciones sanitarias, este biosólido en forestación y floricultura, recuperación de sitios degradados, restauración del paisaje, elaboración de abonos o enmiendas, cobertura de rellenos sanitarios, paisajismo, entre otros usos establecidos en la normativa. Este hallazgo trajo implícitamente una ventaja económica para el frigorífico, y es que ahora contaba con un lodo valorizado; y a diferencia de campañas anteriores de limpieza de sus lagunas en esta oportunidad no tuvo que sufragar los costos de disposición final del lodo en un relleno sanitario.

Referencias

Cantrell, K., Chastain, J., & Moore, K. (2008). Geotextile filtration performance for lagoon sludges and liquid animal manures dewatering. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 51(3), 1067-1076.

Lawson, C. R. (2008). Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. *Geosynthetics International*, 15(6), 384-427.

Mukhtar, S., Lazenby, L., & Rahman, S. (2007). Evaluation of a synthetic tube dewatering system for animal waste pollution control. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 23, 669-675.

Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2017). *World Population prospects: the 2017 revision, key findings and advance tables*. New York. Recuperado el 18 de febrero de 2019, de https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/files/wpp2017_keyfindings.pdf

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE]; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2018). *OCDE-FAO Perspectivas agrícolas 2018-2027*. París. Recuperado el 9 de marzo de 2019, de https://read.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/ocde-fao-perspectivas-agricolas-2018-2027/panorama-general-de-ocde-fao-perspectivas-agricolas-2018-2027_agr_outlook-2018-4-es#page1

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA] (2019). *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial, GEO 6: Planeta Sano, Personas Sanas*, Nairobi.

Worley, J., Bass, T., & Vendrell, P. (2008). Use of geotextile tubes with chemical amendments to dewater dairy lagoon solids. *Bioresource Technology*, 4451-4459.



VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN TRES LÍNEAS TEMPORALES DE RESIDUOS DE UNA PLAYA MEXICANA

Tapia Fuentes, Jocelyn¹; Morales Arroyo, David¹; Cruz Salas Arely Areanely²; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Vázquez Morillas, Alethia¹; Ojeda Benítez, Sara²; Cruz Sotelo, Samantha Eugenia²

¹Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México. jozfuentes@gmail.com, davidmorales8902@gmail.com, jucaf@gmail.com, alethia@azc.uam.mx

²Universidad Autónoma de Baja California. Calle Normal s/n Boulevard Benito Juárez. Col. Insurgentes Este, Parcela 44, 21100 Mexicali, Baja California., México. areanelyc@gmail.com, sara.ojeda.benitez@uabc.edu.mx, samantha.cruz@uabc.edu.mx

Resumen

La presencia de microplásticos (MP) en ambientes marinos se ha convertido en un tema de gran interés en la actualidad debido a sus afectaciones a la cadena trófica y los ecosistemas. En lo que respecta a las playas, el transporte y distribución de MP está relacionado a diferentes factores como el vertimiento de aguas residuales, las corrientes de ríos, mareas y el turismo, por mencionar algunos; sin embargo, su transporte y destino está definido por factores ambientales, fuentes de origen y las características de los MP. El objetivo de este estudio fue analizar la variación temporal de la concentración de microplásticos en tres líneas de residuos provocadas por distintas mareas (reciente, intermedia y línea de tormenta) en la playa Barra de Sontecomapan localizada en el municipio de Catemaco en el estado de Veracruz, México. En 29 de las 30 muestras recolectadas se encontró la presencia de MP, de las que se obtuvo un promedio global de $358,57 \pm 306,35$ MP/m², siendo la línea intermedia la que presentó mayor concentración de MP, superando 7,8 veces la concentración en la línea reciente, y 2,3 veces la ocurrencia en la línea de tormenta. En cuanto a clasificación, los fragmentos fueron el tipo con mayor presencia, así como los MP con un tamaño de entre 1 y 2 mm, y las piezas de color blanco. La alta presencia de MP en la zona de la línea intermedia podría atribuirse a acumulación gradual de MP presentes en varios ciclos de mareas.

Abstract

The presence of microplastics (MP) in marine environments has become a currently topic of great interest due to its effects on the food chain and in the ecosystems. About beaches, the distribution and transport of MP is related to different factors such as wastewater discharge, river currents, tides, and tourism, to name a few; however, its transport and destination is defined by environmental factors, sources of origin and characteristics of MP. This research aim was to analyze temporal variations of the concentration of microplastics on three lines of solid waste caused by different tides (high tide, intermediate and storm line) on the beach of Barra de Sontecomapan located in the municipality of Catemaco on the state of Veracruz, Mexico. The presence of MP was found in 29 of the 30 collected samples, the global average of microplastics concentration was $358,57 \pm 306,35$ MP/m², being the intermediate line the one with the highest concentration of MP, exceeding 7,8 times the concentration in the recent line, and 2,3 times the occurrence in the storm line. In terms of classification, the fragments were the form with the greatest presence, as well as the MP with a size between 1 and 2 mm, and white color pieces. The high presence of MP in the intermediate line could be attributed to the gradual accumulation of MP in several tidal cycles.

Palabras clave: mareas, contaminación marina, arena, fragmentos

1. Introducción

Las playas son un depósito de sedimentos que pueden diferenciar en su tamaño y van desde una piedra hasta arena fina, también pueden variar en color, tamaño y composición, estos entornos se ven modificados por factores como: mareas, corrientes y olas. Su extensión va desde donde hay vegetación o dunas hasta donde comienza el fondo marino donde los sedimentos tienen poco movimiento y comienza la base de las olas (Orrin et al., 2011). Las playas han sufrido un impacto por los residuos generados y ha ido en aumento por sus múltiples fuentes de generación, tales como las corrientes marinas, el turismo, una mala gestión de los residuos, la pesca e incluso el clima (UNEP, n.d.).

Los residuos que comúnmente se encuentran en las playas son los plásticos y pueden llegar a ser hasta el 85 % del total de los residuos generados (Terzi et al., 2020), éstos debido a su poca degradabilidad y su alta ocurrencia se van acumulando en el ambiente con la alta probabilidad de generar microplásticos (MP) los cuales son partículas de plástico de un tamaño menor o igual a 5 milímetros. Los MP se clasifican en dos grupos: primarios, los cuales se fabrican de ese tamaño intencionalmente, como los pellets, y los secundarios que se generan por la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño (Shim & Thomposon, 2015).

Los MP pueden provenir de diferentes fuentes, tales como descargas de agua, derrames industriales de productos de plástico, mala gestión de residuos, entre otros. Estos terminan en los ambientes marinos y posteriormente pueden distribuirse en diferentes profundidades del agua dependiendo de sus densidades (Huang et al., 2021). Los MP también pueden transportarse a través de las corrientes marinas y recorrer grandes distancias haciendo susceptible a islas remotas (Monteiro et al., 2018). Al distribuirse en el agua, existe la posibilidad de que los MP sean ingeridos por la biota marina, en todos los niveles tróficos, transfieran contaminantes como metales pesados o sean consumidos por los humanos a través de la alimentación de mariscos (Huang et al., 2021).

Las playas son un reservorio de MP y las investigaciones en este tipo de ambientes puede ayudar a entender la distribución de ellos, para lo cual es importante tomar en cuenta factores como el viento, las mareas y las olas para al realizar un estudio (Carvalho et al., 2021). En investigaciones anteriores se ha comprobado que la distribución de microplásticos en las playas no sólo se da por la fragmentación de los plásticos, sino también por el arrastre del oleaje, ya que por su densidad y la del agua del mar suelen hundirse y por lo tanto son depositados en la arena por las corrientes. En caso de que los MP se mantuvieran en la superficie del agua podría darse la distribución por medio del viento y el oleaje. También demuestra que los climas con vientos fuertes y los niveles de mar también influyen en la distribución de MP en las playas (Chubarenko et al., 2018).

El objetivo de este estudio fue analizar la variación de la concentración de microplásticos en tres mareas distintas en la playa arenosa Barra de Sontecomapan, en Catemaco Veracruz.

2. Metodología

El muestreo de MP en la Barra de Sontecomapan se llevó a cabo en abril de 2018. La metodología se adaptó de lo propuesto por (Besley et al., 2017), se identificó la zona de playa en donde había tres líneas de marea juntas (pleamar, intermedia y de tormenta). Posteriormente paralelo a cada línea de marea se delimitó, con ayuda de una cuerda, un transecto de 100 m que en todos los casos se ubicó a la misma longitud de inicio y fin. En cada uno de los transectos se eligieron los 10 mismos números aleatorios los cuales se proyectaron hacia la pleamar en donde se enterró un muestreador cilíndrico de PVC (diámetro de 19 cm y altura de 5 cm) para extraer la muestra de arena (Figura 1). En total se obtuvieron 30 muestras

de sedimentos (10 de cada línea de marea), éstas se envolvieron en aluminio y se guardaron en bolsas de cierre hermético para su traslado al laboratorio.

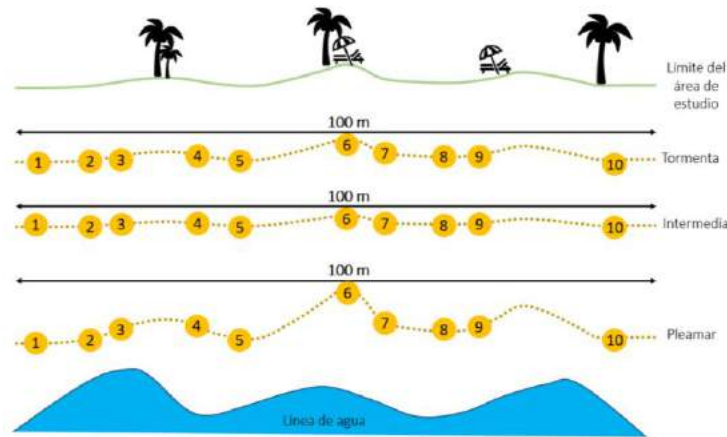


Figura 1. Diagrama del muestreo de microplásticos

El tratamiento de las muestras en laboratorio constó de cinco pasos: 1) determinación de masa húmeda, 2) secado a 105 °C por 24 h, 3) determinación de masa seca, 4) tamizado con mallas de apertura 1,13 y 5 mm y 5) separación por densidad con solución CaCl₂ ($\rho \approx 1,6\text{g/ml}$). Los MP extraídos se clasificaron por tamaño, tipo y color (Hanvey et al., 2017) y finalmente las concentraciones obtenidas se sometieron a un análisis estadístico con la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis.

3. Resultados

En esta sección se presentan los resultados de las concentraciones de microplásticos en las tres líneas temporales de residuos, así como sus características.

3.1 Concentración de microplásticos

En 29 de los 30 puntos muestreados a través de las tres líneas se encontró la presencia de microplásticos. En la Tabla 1 se presentan los parámetros estadísticos evaluados para cada línea de marea, en donde se observa que el promedio con el valor más alto se encontró en la línea intermedia (691,29 MP/m²), mientras que el valor más bajo se presentó en la línea pleamar (88,17 MP/m²).

Tabla 1. Parámetros estadísticos para las líneas de residuos (MP/m²)

| Parámetros | Línea de tormenta | Línea intermedia | Línea pleamar |
|------------|-------------------|-------------------|---------------|
| Mediana | 317,427 | 370,332 | 70,539 |
| Media | 296,27 | 691,29 | 88,17 |
| Intervalo | 0 - 493,776 | 176,349 - 211,618 | 0 - 211,618 |

Con relación al análisis estadístico, la prueba no paramétrica arrojó un valor-P de 0,0004 el cual es menor que 0,05, esto indica que hay diferencias estadísticamente significativas en las medianas de la concentración de microplásticos, dependiendo la línea de marea que se estudie.

La presencia de microplásticos en diferentes líneas temporales ha sido reportada por otros investigadores. Godoy et al., (2020) determinó en tres playas la presencia de microplásticos en cuatro líneas temporales:

línea de rompimiento de olas, línea pleamar, zona supralitoral 1 y zona supralitoral 2, obteniendo resultados similares a los presentados en esta investigación.

En las tres playas muestreadas la menor concentración de microplásticos se presentó en la línea pleamar. El promedio total de microplásticos encontrados para las playas fue $45,0 \pm 24,7$, $31,5 \pm 21,5$ y $22,0 \pm 23,2$ partículas/kg de sedimento seco para La Herradura, Motril y La Rábida respectivamente. Para la playa La Herradura la mayor concentración de microplásticos se encontró en la línea de rompimiento de olas y la zona supralitoral 1 (equivalente a la Línea Intermedia de este estudio). Por el contrario, para las playas Motril y La Rábidas las mayores concentraciones se presentaron en las zonas supralitorales 1 y 2 (equivalente a la Línea de Tormenta de este estudio).

De igual manera, Chubarenko et al., (2020) determinaron la ocurrencia de microplásticos en cuatro playas ubicadas en el Asador de Curlandia (Lituania) a través de cuatro líneas temporales: la cara de la playa (sección de la playa expuesta a la acción de las olas) ($52,7 \pm 35,7$ piezas/kg de peso seco), la línea actual de ruina (el nivel más alto de la marisma) ($30,2 \pm 15,6$ piezas/kg de peso seco), el medio de la berma de invierno (formada por las olas durante el último periodo invernal) ($57,5 \pm 51,2$ piezas/kg de peso seco) y la línea de Tormenta (ubicada a 5 – 25 metros tierra adentro) ($119 \pm 86,8$ kg/de peso seco). En este estudio se reporta la mayor concentración de microplásticos en la línea de tormenta y la cara de la playa como una de las líneas menos contaminadas.

Una menor ocurrencia de microplásticos en la línea pleamar está relacionada con el constante movimiento de las olas, éstas podrían estar eliminando las partículas en lugar de depositarlas en la arena, además esta línea presenta variaciones diarias de acumulación de residuos plásticos (Chubarenko et al., 2020; Godoy et al., 2020).

La playa Barra de Sontecomapan se encuentra en una zona poco frecuentada por turistas o locales, por lo que la limpieza de la playa no es frecuente. En otro estudio, los investigadores realizaron un muestreo en tres playas en la parte sureste del Mar Báltico, dos de ellas eran playas no gestionadas y poco concurridas, mientras que la tercera era una playa con alta afluencia turística. En las tres playas se realizó un muestreo en dos líneas de ruina (cerca de la línea del mar y a la mitad de la playa), y en las dos primeras también se incluyó una línea cercana a las dunas. Los resultados obtenidos muestran que las playas no gestionadas y remotas presentaron la mayor concentración de microplásticos (28 piezas/kg de peso seco y 63 piezas/kg de peso seco), lo que está relacionado con los ciclos de oleaje y sus variaciones naturales, así como la ausencia de servicios de limpieza (Chubarenko et al., 2018).

3.2 Características de los microplásticos

Los microplásticos con un tamaño entre 1 – 2 mm se encontraron en mayor presencia en las tres líneas con 42,86 % para la línea de tormenta, 76,53 % para la línea intermedia y 60 % para la línea pleamar, mientras que las piezas con tamaños entre 4 a 5 mm se encontraron con menor proporción con 9,52 % para la línea de tormenta, 1,02 % para la media, y 4 % para la línea pleamar (Figura 2.a). El promedio total de las tres líneas para el tamaño de 1 a 2 mm fue de 59,8 %.

Para una investigación similar a esta, la ocurrencia de microplásticos con tamaños entre 1 – 2 mm también ha sido reportada con mayor frecuencia. Chubarenko et al., (2020) reportó una concentración de alrededor de 250 piezas/kg de peso seco con tamaños entre los 0,5 a 2 mm, específicamente en la línea de tormenta, así como una menor ocurrencia de microplásticos con tamaños mayores a 2 mm (5 piezas/kg de peso seco).

Respecto al tipo de microplásticos encontrados, los fragmentos se tuvieron la mayor proporción en las tres líneas con porcentajes de 90,48 %, 90,31 % y 100 % para la línea de tormenta, la línea intermedia y la línea pleamar respectivamente, con un promedio total de las tres líneas de 93,59 %. En menores

proporciones, también se encontraron pellets, espumados, fibras y películas con porcentajes menores al 5 % para las tres líneas como se muestra en la Figura 2.c.

Los fragmentos son el tipo de microplásticos más encontrados en las playas debido a la fragmentación de residuos plásticos de gran tamaño que se encuentran presentes en las zonas. Estos residuos plásticos pueden ser provenientes de diferentes fuentes como el arrastre de las corrientes marinas, la fuerza del viento, las actividades turísticas, entre otros. En un estudio parecido al presente, se reportó una mayor presencia de fragmentos en las líneas temporales muestreadas, especialmente en la zona supralitoral 1, con un 92,2 % de concentración de fragmentos contra un 7,8 % de pellets, mientras que en la pleamar se reportó un 21,6 % de pellets contra un 78,4 % de fragmentos (Godoy et al., 2020).

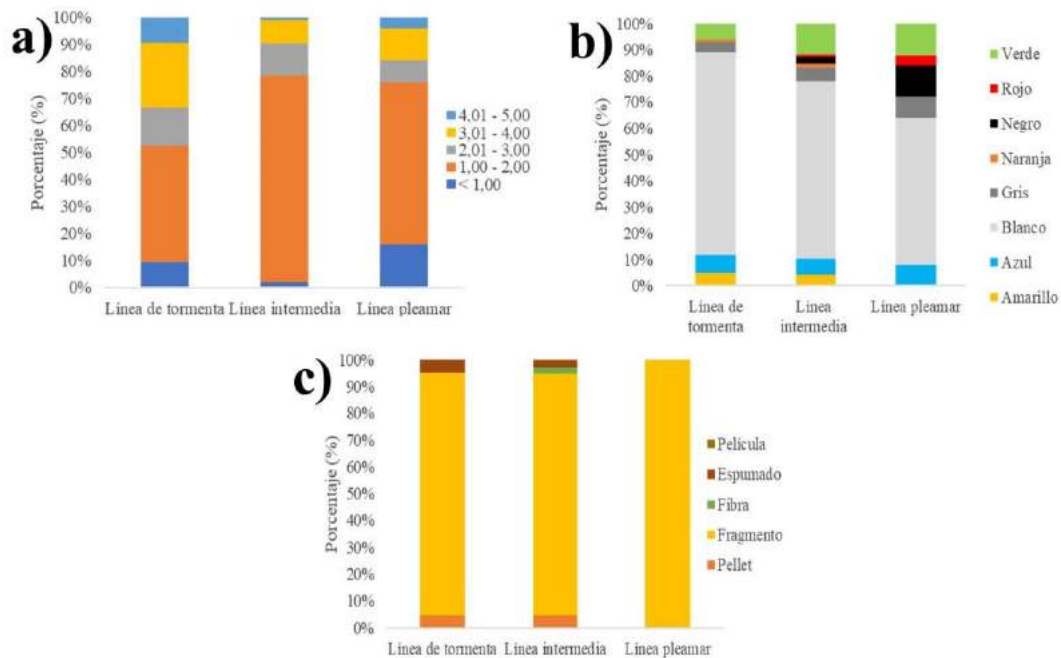


Figura 2. Clasificación de los microplásticos (en las tres líneas). a) tamaño, b) color y c) forma

Por último, en cuanto al color se observa que el blanco tuvo una mayor proporción para las tres líneas con 77,38 %, 67,86 % y 56 % para la línea de tormenta, la línea intermedia y la línea pleamar respectivamente. Siguió el verde con un porcentaje de 12 % y 11,73 % para la línea pleamar y la línea intermedia respectivamente, y el negro con 12 % para la línea pleamar. Otros colores presentes con concentraciones menores al 10 % para las tres líneas, fueron amarillo, azul, gris, naranja y rojo como se muestra en la Figura 2.b.

4. Conclusiones

El tipo de microplásticos más común fueron los fragmentos, esto indica que la playa presenta acumulación de plásticos que se han ido fragmentando quizás en la misma zona o en zonas alejadas de donde probablemente fueron arrastrados por el oleaje o el viento hacia la costa; su procedencia no necesariamente es por los residuos de los turistas, por eso es necesario que para futuros estudios se tomen en cuenta eventos meteorológicos como: fuertes vientos, lluvias y cambios de mareas.

Una concentración elevada de MP en la marea intermedia está relacionada con la acumulación gradual de residuos tierra adentro en los diferentes ciclos de oleaje, mientras que la menor concentración de MP en

la línea pleamar cambia constantemente debido a que la marea regresa los residuos al mar en lugar de depositarlos en la arena. Este contraste sugiere una posible modificación en las metodologías de muestreo de MP en playas de tal modo que no sólo se estudie la línea pleamar, sino que se tomen en cuenta, siempre que sea posible, otras líneas de marea, con la finalidad de determinar una concentración de MP que muestre información más aproximada sobre el estado de contaminación de las playas.

5. Referencias

- Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., & Bosker, T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- Carvalho, J. P. S., Silva, T. S., & Costa, M. F. (2021). Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166(March), 112212. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112212>
- Chubarenko, I., Esiukova, E., Khatmullina, L., Lobchuk, O., Grave, A., Kilesso, A., & Haseler, M. (2020). From macro to micro, from patchy to uniform: Analyzing plastic contamination along and across a sandy tide-less coast. *Marine Pollution Bulletin*, 156(April), 111198. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111198>
- Chubarenko, I. P., Esiukova, E. E., Bagaev, A. V., Bagaeva, M. A., & Grave, A. N. (2018). Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. *Science of the Total Environment*, 628–629, 1340–1351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.167>
- Godoy, V., Prata, J. C., Blázquez, G., Almendros, A. I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Calero, M., & Martín-Lara, M. Á. (2020). Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). *Science of the Total Environment*, 746, 142023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142023>
- Hanvey, J. S., Lewis, P. J., Lavers, J. L., Crosbie, N. D., Pozo, K., & Clarke, B. O. (2017). A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. In *Analytical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 1369–1383). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/c6ay02707e>
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405(July 2020), 124187. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>
- Marine litter | UNEP - UN Environment Programme*. (n.d.).
- Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 238, 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>
- Shim, W. J., & Thomposon, R. C. (2015). Microplastics in the Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 265–268. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0216-x>
- Terzi, Y., Erüz, C., & Özşeker, K. (2020). Marine litter composition and sources on coasts of south-eastern Black Sea: A long-term case study. *Waste Management*, 105, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.032>



Fabricación de polímeros biodegradables a base de almidón de tubérculos panameños seleccionados

Manufacture of starch polymer obtained from selected panamenian tubers

Rodríguez, José¹; Montenegro, Virna²; Marín Calvo, Nacari³

¹ Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, jose.rodriguez48@utp.ac.pa

² Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, Virna.montenegro@utp.ac.pa

³ Grupo de Investigación: Iniciativa de Integración de Tecnologías para el Desarrollo de Soluciones Ingenieriles, Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, nacari.marin@utp.ac.pa

Resumen

En Panamá se cosechan siembras almidonadas como el arroz, caña de azúcar y tubérculos. Los tubérculos panameños como la yuca, el ñame, el otoi y el ñampí son una fuente rica en almidón, por lo que se consideran rubros potenciales para el desarrollo de biopolímeros. En este documento se presenta un estudio para la fabricación de polímeros biodegradables a base de almidón de tubérculos panameños seleccionados. El ácido poliláctico es el agente principal para la manufactura del bioplástico y este se encuentra en el almidón de estos tubérculos. Se evaluó la deformación por tensión y la biodegradación. El material desarrollado es evaluado para aplicaciones de un solo uso, constituyéndose en una alternativa amigable con el ambiente. Con este estudio se enfatiza el potencial de uso de recursos naturales disponibles en la región y de forma sostenible, mediante la aplicación de conceptos de diseño mecánico, ingeniería de manufactura y ciencias de los materiales.

Palabras clave: *Acido poliláctico, almidón, bioplásticos, tubérculos.*

Abstract

Starchy crops such as rice, sugar cane and tubers are harvested in Panama. Panamanian tubers such as cassava, yam, cocoyam and ñampi are a rich source of starch, which is why they are considered potential sources for the development of biopolymers. This document presents a study for the manufacture of biodegradable polymers based on starch from selected panamanian tubers. Polylactic acid is the main agent in the making of bioplastic and it is found in the starch of these tubers. Stress deformation and biodegradation were evaluated. The material developed is evaluated for single-use applications, becoming an environmentally friendly alternative. This study emphasizes the potential for using natural resources available in the region in a sustainable way, through the application of concepts of mechanical design, manufacturing engineering and materials science.

Keywords: *Polylactic acid, starch, bioplastics, tubers.*

1. Introducción

El plástico es uno de los materiales sintéticos o semisintéticos más utilizado por el ser humano hoy día, desde una botella de agua hasta un equipo médico este fabricado parcial o por completo de este material (What are plastics, s.f).

El plástico es proveniente de fuentes no renovables como el petróleo o el gas natural (Beckman, 2018). Estos plásticos perduran años en la tierra hasta que llegan al punto de descomposición ocasionando altos índices de contaminación (Manejo de los desechos plásticos en Panamá, s.f). En el 2018, 359 millones de toneladas de plástico entraron a los mercados alrededor del mundo. Entre el 35% y 45% de la producción global (dependiendo de la región) se utilizó en empaçado (Slav, 2019).

Y no podemos dejar de lado la contaminación plástica que ha causado la pandemia de COVID-19 donde los insumos para evitar la propagación de la enfermedad están fabricados de plástico provenientes de petróleo como tal es el caso de las mascarillas y los guantes, esto ha provocado un aumento significativo en la cantidad de plástico en el mundo y más del 70% de estos llegan océanos y vertederos (Cambio climático y medioambiente, s.f).

En Panamá, diariamente desechamos 5 toneladas de basura (Manejo de los desechos plásticos en Panamá, s.f) donde más del 19% forma parte los plásticos y que actualmente no cuentan con el manejo adecuado provocando que lleguen a ríos, quebradas y mares afectando considerablemente los animales de los ecosistemas marinos (Beckman, 2018).

Debido a esta realidad, en los últimos años científicos se encuentran en búsquedas de alternativas que sean biodegradable y a la vez que sean de fuentes renovables, tal es el caso de los bioplásticos, cuya materia prima es de origen biológico reemplazando así las fuentes fósiles (Gibben, 2018). En 2017 estudios demuestran que se cuenta con un considerable porcentaje de entre 50-75% de disminución de los gases invernadero (Beckman, 2018).

Un compuesto que es aprovechado para la producción de biopolímeros vegetales es el ácido poliláctico, presente en el almidón o fécula de alimentos, como el maíz y la papa (Martin & Avérous, 2001).

El almidón es el carbohidrato de reserva almacenado en la fécula de maíz, el arroz, trigo y tubérculos. Se encuentra como el segundo hidrato después de la celulosa, más abundante en la biosfera. Esta constituido de amilosa y amilopectina las cuales son polisacáridos que pueden ser utilizados para la fabricación de bioplásticos. La cantidad de almidón va a variar en cada uno por el clima en el que es cultivado, el tiempo de cosecha, entre otros factores.

Este estudio se enfoca en la fabricación de polímeros a base de ácido poliláctico extraído de tubérculos cultivados en Panamá. Los tubérculos almidonados panameños como la yuca, el ñame, el otoi, y el ñampi son una fuente rica en almidón, por lo que se consideran rubros potenciales para el desarrollo de biopolímeros.

2. Materiales y métodos

2.1. Obtención de Materia prima para el almidón

Los tubérculos ñampi, ñame, otoi y yuca, fueron comprados en supermercados de la Ciudad de Panamá y en mercados locales en Tonosí, provincia de Los Santos. Todos son producidos a nivel nacional.

2.2. Extracción de almidón

Al tubérculo se le retira la cáscara, se lava y ralla para que así quede en finas tiras para poder procesarlas en una licuadora. Se agrega 1-1.5 kilogramos de masa de tubérculo y 1 L de agua.

Luego de ser procesadas, se filtra por medio de tela de algodón y un colador. El líquido filtrado contiene agua y almidón. Se almacena en un envase en el refrigerador por doce horas. Trascorrido este tiempo el almidón se encuentra en el fondo del recipiente y el agua en la parte superior, se descarta el agua y así nos queda únicamente con el almidón.

El almidón es puesto al aire libre con temperatura ambiente, para que el agua restante se evapore con el sol y quede el sedimento seco. Sino se puede secar al sol, se puede meter en el tostahorno por 1 hora y 30 minutos a 120°C. Posteriormente es triturado o molido hasta que nos quede un polvo.

2.3. Elaboración del bioplástico

El procedimiento utilizado en esta prueba se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Procedimiento para la manufactura del bioplástico, dentro del paréntesis corresponde al porcentaje

| Ingredientes | Procedimiento (%) |
|--------------|-------------------|
| Almidón | 15 g (17,6%) |
| Agua | 60 ml (7,1%) |
| Glicerina | 5 ml (5,9%) |
| Vinagre | 5 ml (5,9%) |

Los procedimientos para la película de biopolímero de tubérculo fueron derivados de los procedimientos para la caracterización microestructural para películas de almidón de ñame (Mali et. Al, 2002) y un análisis de bioplástico de almidón de maíz en contraste con su contraparte de petróleo (Prasteen, 2008). En la figura 2 podemos ver los pasos para la elaboración de la película de biopolímero.



Figura 1. Elaboración del bioplástico de tubérculos panameños

2.4. Ensayo de tensión

La probeta utilizada para las pruebas de tensión del bioplástico se construye bajo la norma de la Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales (ASTM por sus siglas en inglés) con la designación D 638-14. En específico, se utiliza una probeta tipo IV B (Test Method for Tensile Properties of Plastics, 2018). Se hizo un molde en cartoncillo de la probeta, y con un exacto se cortó en el plástico la forma de la probeta.

Para determinar la resistencia a la tensión que soporta, utilizamos un método casero que puede observarse en la figura 3. La base de la herramienta de prueba de tensión es un trípode. En la parte superior donde se encuentra el adaptador se coloca el primer sujeta papeles, el mismo nos sirve como soporte para el segundo donde las mordazas de este deben ir hacia abajo. Las mordazas se encuentran recubiertas de lija de grano 100 para aumentar el agarre a la probeta de bioplástico. Colgada la probeta, se coloca el tercer sujeta papeles con lija en el extremo de esta. Y por último se suspende un pedazo de hilo donde se colocarán las masas.

En cuanto a la masa utilizada para el cálculo de la fuerza aplicada en cada una de las probetas se utilizó clips de papel, ya que este registra una masa de un gramo por cada uno. Se aplican siete gramos de masa por

cada intervalo, para así tener un registro más exacto de la masa que soporta el material justo antes de romperse. Para medir la deformación que sufre la probeta se coloca una cinta de medir en un costado del trípode.



Figura 2. Prueba de tensión casera.

2.5. Ensayo de biodegradabilidad

Se puede obtener el potencial de biodegradación de un plástico al ver el progreso de su desintegridad física en presencia de enzimas digestivas como la amilasa (MITK12, 2012)

Para llevar a cabo los ensayos, se destinan dos recipientes para cada tipo de plástico. Uno tendrá pedazos del plástico (previamente pesados y con registro fotográfico) y 250 ml de agua mientras que el otro tendrá lo mismo y adicional tendrá 2 capsulas de multienzimas digestivas que contienen 1000 SKB de amilasa entre las dos.

Después de 24 horas, se sacan los plásticos de los recipientes y se secan con papel toalla. Se registra la masa de cada uno y se toma una fotografía después del tratamiento

3. Resultados y discusión

3.1 Ensayo de tensión

El bioplástico de almidón de *ñampí* soporta 112 g. Justo en ese momento ocurrió la ruptura en el medio de la probeta, el tiempo total transcurrido en la prueba fue de 25 minutos con 3 segundos. En cuanto a la deformación, se registró una deformación apreciable de 1 mm.

Para el bioplástico de *ñame diamante*, se tuvo que realizar la prueba tres veces ya que la probeta fallaba por los extremos, esto podía darse debido al tiempo que tenía el bioplástico con el que se fabricó la probeta y también contaba con imperfecciones geométricas en la superficie; sin embargo, en la tercera prueba obtuvimos una deformación de 1 mm cuando el bioplástico soporta 63 g. El tiempo de la prueba fue de 10 minutos y 13 segundos.

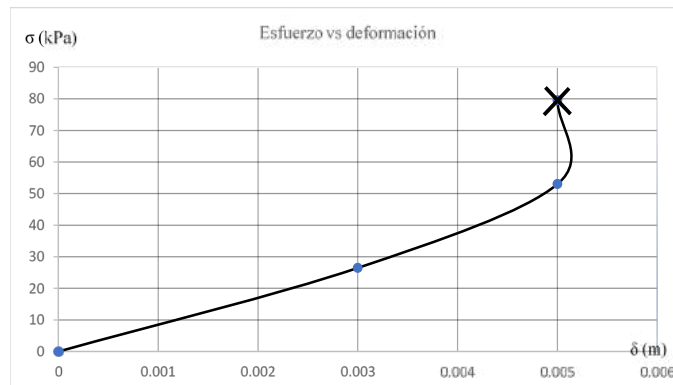
En cuanto al bioplástico de *otoe*, presentó una ruptura en la parte del medio de la probeta como se muestra en la figura 3, cuando alcanzaba un peso de 49 g y le produce una deformación apreciable de 1 mm.

El bioplástico que presentó la mayor deformación fue el de *yuca parafinada*. Alcanzó una deformación de 5 mm en el momento que se le colgó 21 gramos, previo a su fractura. Todas las probetas utilizadas en los ensayos se pueden observar en la figura 3.



Figura 3. Ruptura de probeta. De izquierda a derecha, 2 de ñampí, yuca, oteo y ñame diamante.

La gráfica 1 muestra el esfuerzo respecto a la deformación que sufre la probeta. Esta es calculada con respecto a la masa aplicada.



Gráfica 1. Curva esfuerzo- deformación, en bioplástico de yuca parafinada

3.2. Ensayo de biodegradabilidad

se pusieron a prueba el biopolímero de ñampí morado y el ñame chombo. Ambos mostraron ritmos mucho mas elevados de desintegración en presencia de las enzimas digestivas que usando solamente agua que se mantenía prácticamente igual. En la figura 4 se puede ver el desarrollo de la desintegración del plástico en el tiempo. También tuvo un impacto en la masa de los plásticos. Los que se mantuvieron con agua mantuvieron su masa igual, pero en presencia de las enzimas digestivas, ambos plásticos bajaron su masa en 1 gramo pasadas 24 horas.



Figura 4. Biodegradación de bioplástico de ñampí en solución con enzimas digestivas. A la izquierda, antes del tratamiento. Derecha, después del tratamiento

4. Conclusiones

Para la evaluación de la investigación a pesar de contar con métodos rudimentarios se obtuvo resultados que demuestran que la propuesta de bioplástico con almidón extraído de tubérculos producidos en suelos panameños tiene potencial para ser un material de fuente renovable y a la vez biodegradable.

Se debe mejorar la fabricación de las probetas para realizarles las pruebas de tensión, ya que el método de moldeado utilizado en tubérculos como el otoo y la yuca parafinada se quedan pegados en las superficies.

Agradecimientos

Al Centro Experimental de Ingeniería de la Universidad Tecnológica de Panamá, especialmente al Ing. José Sánchez y al Lic. Jesús Villar por el apoyo y asesoría en la realización de este proyecto.

Referencias

- Beckman, E. (ago, 2018). “Problemática del plástico en los últimos años. Obtenido desde: <https://www.weforum.org/agenda/2018/08/the-world-of-plastics-in-numbers>. [may. 19, 2021]
- Cambio climático y medioambiente. (s.f). ONU. Obtenido desde: <https://news.un.org/es/story/2021/03/1490302/>. [may. 20, 2021].
- Enero, 2018. Test Method for Tensile Properties of Plastics. ASTM Standards. “, Vol 17 11:33:13 D638-14:” pp. 4.
- Gibben S. (nov, 2018). Bioplástico en el mundo. National Geographic Society. Obtenido desde <http://https://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/2018/11/todo-lo-que-necesitas-saber-sobre-los-bioplasticos>. [may. 20, 2021].
- Manejo de los desechos plásticos en Panamá. (s.f). EFE, 38(1), pp. 778-998. Obtenido desde: <https://www.efe.com/efe/america/sociedad/el-principal-vertedero-de-panama-carece-mecanismos-para-tratar-plastico/20000013-4074776>. [may. 19, 2021].
- MITK12. (mar, 2012). Bioplastic [Videos]. YouTube. Obtenido desde: <https://youtu.be/ilPjk0yI5vQ> [Jun. 11, 2021].
- Slav I. (2019). ¿How much crude oil does plastic production really consume? Oilprice. Obtenido desde: <https://oilprice.com/Energy/Energy-General/How-Much-Crude-Oil-Does-Plastic-Production-Really-Consume.html#:~:text=Most%20of%20the%20natural%20gas,percent%20of%20global%20oil%20production...> [ene. 31, 2021].
- What are plastics. (s.f). Plastics Europe. Obtenido desde: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics>. [may. 17, 2021].



“Evaluación de los residuos orgánicos generados en Servicios de alimentación y supermercados para su uso potencial alimenticio en animales por medio de compostaje automatizado”

Rojas Vargas, Julián ¹ Cisneros Chaves, John ²

¹ UNA Campus Sostenible, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, julian.rojas.vargas@una.ac.cr

² UNA Campus Sostenible, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, jcisneros95.jc@gmail.com

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial alimenticio para la alimentación animal de tres distintos tipos de residuos de comida provenientes de los Servicios de alimentación de la Universidad Nacional, los cuales consistieron en un alimento crudo compuesto por las cascavas de verduras que se desechan como residuos orgánicos pero que no pasan por un proceso de cocción. Alimento cocinado compuesto por los residuos sobrantes de cada platillo de los consumidores de las distintas Servicios de alimentación de la Universidad Nacional y alimento mixto compuesto por una mezcla de ambas. Se realizaron análisis físicos y químicos en Laboratorio de Análisis de Productos Animales y Vegetales de la Escuela de Ciencias Agrarias, para verificar su composición nutricional y características físicas. En el análisis físico, las muestras del material crudo presentaron menor tamaño de partículas con un 50.93% (± 21.15) del total de las muestras con partículas inferiores a 2 mm, el material mixto presentó el mayor tamaño de partículas con un 73.87% (± 3.52) del total de las muestras con partículas superiores a 8 mm. En el análisis químico el material mixto presentó los valores más altos en proteína cruda con un promedio de 12.3 (± 0.5), mientras que el crudo con un valor de 6.72 (± 1.0), fue el que obtuvo porcentaje más bajo, siendo este mismo el material con un porcentaje de MS mayor con 70.8 (± 24.2).

Palabras clave: residuos, orgánicos, materia seca, análisis.

Abstract

The objective of this work was to evaluate the nutritional potential for animal feeding of three different types of food waste from the food service of the National University, which consisted of a raw food composed of vegetable skins that are discarded as organic waste but they do not go through a cooking process. Cooked food composed of the leftover residues of each consumer dish of the different Servicios de alimentación of the National University and mixed food composed of a mixture of both. Physical and chemical analyzes were carried out in the Laboratory for the Analysis of Animal and Vegetable Products of the School of Agrarian Sciences, to verify their nutritional composition and physical characteristics. In the physical analysis, the raw material samples presented the smallest particle size with 50.93% (± 21.15) of the total of the samples with particles smaller than 2 mm, the mixed material presented the largest particle size with 73.87% (± 3.52) of the total of the samples with particles greater than 8 mm. In the chemical analysis, the mixed material presented the highest values in crude protein with an average of 12.3 (± 0.5), while the crude with a value of 6.72 (± 1.0), was the one that obtained the lowest percentage, being the same the material with a higher DM percentage with 70.8 (± 24.2).

Keywords: waste, organic, dry matter, analysis.

1. Introducción

A nivel mundial entre el 25 y 30% de los alimentos que se producen para consumo humano son desperdiciados; esto corresponde a 1.300 millones de toneladas de alimentos. Entre los productos de mayor desperdicio se encuentran los cereales (30%), las raíces, frutas, hortalizas y semillas oleaginosas (40-50%), los pescados (35%) y la carne y productos lácteos (20%) (Benítez, 2020). Según Mosquera & Rivera (2017), el 6% de las pérdidas mundiales de alimentos se dan en América Latina y el Caribe, y aproximadamente el 15% de los alimentos aprovechables se pierden cada año en la región.

En las últimas décadas, la generación de residuos sólidos ha ido aumentando potencialmente en el mundo, incluyendo a países como Costa Rica (Chaves et al, 2019). Según FAO (2017), en los países en desarrollo un 40% de las pérdidas ocurre en las etapas de postcosecha y procesamiento.

Por lo anterior en el 2015 se instaura una nueva agenda de Desarrollo Sostenible, cuyo propósito fue crear transformaciones positivas en diversos temas a nivel mundial, a través de la propuesta de varios objetivos conocidos como los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Los objetivos y metas establecidos para el año. 2030 incluyen en su meta 12.3 del Objetivo 12, la reducción a la mitad de estos desperdicios de alimentos (Rojas et al, 2021)

Bajo el aprovechamiento de estos desperdicios de alimentos y reintroducirlos en la cadena productiva bajo los principios de economía circular, Borrero et al, (2017) menciona que han implementado métodos de aprovechamiento de residuos orgánicos en el hato lechero, aprovechando los residuos de mango en combinación con lactosuero (un subproducto para alimentación animal con altos niveles de proteínas), se ha determinado los beneficios de elaboración de ensilados con estos productos a fin de contrarrestar el efecto negativo que provocan los períodos secos en la producción bovina, obteniendo además resultados positivos en la calidad de la leche producida.

La utilización de insumos de bajo costo en la alimentación animal es una alternativa viable para disminuir la carga de concentrados y los costos de producción implicados en la alimentación animal. Ramírez et al (2017) e Itza, (2019) evaluaron la utilización de residuos de cocina en la suplementación alimenticia porcina; asimismo citando a Llacua & Elizabeth, (2016) utilizando residuos de cocina, se evaluó el aprovechamiento de los mismos para producir harina orgánica para la alimentación de conejos. Ambos obteniendo resultados positivos en su producción.

En UNA Campus Sostenible de la Universidad Nacional (UNA) se ha venido innovando en el manejo de los residuos orgánicos procedentes de las Servicios de alimentación y comedores estudiantiles, mediante un procesamiento térmico que consiste en la deshidratación de estas materias primas (Rojas et al 2020). Rojas & Bogantes (2018), demostraron que en los campus Omar Dengo y Benjamín Núñez de la Universidad Nacional, los residuos orgánicos ocuparon el segundo lugar en el orden de mayor generación de residuos; además, de que la posibilidad de reciclaje de estos restos es de 95,5% en relación con el total generado.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

Esta investigación se realizó en la Universidad Nacional de Costa Rica. En dos partes 1) En UNA Campus Sostenible (recolección de muestras y elaboración del alimento composteado y deshidratado) y 2) en la Escuela de Ciencias Agrarias (análisis físico y químico en laboratorio).

2.2 Elaboración del alimento composteado y balanceado

2.3 Variables a evaluar

Se recolectaron los residuos procedentes de seis servicios de alimentación en la Universidad Nacional. Los residuos fueron triturados utilizando una picadora marca TROY-BILT con el fin de disminuir el tamaño de las partículas, y posteriormente, se extruyo para eliminar el líquido contenido en el material, utilizando un extrusor modelo Nano.

Después de este proceso se procedió a añadir material secante en proporción 1:10 para garantizar la reducción de la humedad del sustrato, luego se introdujo en la compostera automatizada, marca Compostech, modelo CT-100 donde se aplicó un proceso continuo de rotación, descanso de cuatro minutos y temperatura que oscilo entre 85° C y 100° C y el tiempo de procesamiento fue entre las 17 a 27 horas.

Para efectos de esta investigación se introdujeron tres tipos de combinaciones de tratamientos diferentes: crudo, cocinado y mixto. El residuo crudo estuvo compuesto por las cascaras y restos de frutas y verduras que se descartan como residuos orgánicos pero que no pasan por un proceso de cocción. El cocinado compuesto por los residuos de alimentos que presentan un proceso de cocción y el alimento mixto estuvo compuesto por una mezcla de los dos anteriores.

Después del proceso de compostaje automatizado se procedió a cosechar el sustrato, se cuantifico la masa de la producción total obtenida.

Recolección de muestras

La recolección de muestras se realizó después de la cosecha del alimento procesado, se procedió a recolectar submuestras de distintos puntos del producto total hasta lograr un peso de uno y medio kg.

Determinación de materia seca (M.S)

Para la determinación de la MS, se procedió a pesar la muestra inmediatamente, luego de esto se introdujo los mismos a una estufa con una temperatura de 60° C y se mantuvo ahí durante un mínimo de 2 días. Posterior al secado de las muestras a 60°C, éstas se colocaron en un horno de 105°C durante cuatro horas, con la finalidad de eliminar el contenido de humedad de las muestras, acorde con la metodología propuesta por la (AOAC, 1980). Pasado los dos días se procedió a pesar nuevamente y se guardó en la estufa para al siguiente día volver a pesar y verificar que el peso se mantuviera constante, Luego por medio de una regla de tres se determinó el porcentaje de M.S.

Caracterización física

Tamaño de partículas: se tomaron 500 g de cada muestra y se colocaron sobre los tamices:

| | | |
|---------|-----------|---------|
| 1) 8 mm | 2) 5,6 mm | 3) 2 mm |
|---------|-----------|---------|

(ver Figura 1), se procedió a agitar durante dos minutos con movimientos circulares para que todas las partículas lograsen pasar correctamente por cada uno de los tamices. Luego se recolectó el material

sobranje en cada uno de los distintos tamaños de tamiz y se pesó en una balanza, para determinar el porcentaje de cada tamaño de las partículas presentes.

Porcentaje de materiales contaminantes: Se tomaron 500 g de muestra y se separó los objetos que representaban ser dañinos o contaminantes para los animales, como restos de bolsas plásticas, ligas, huesos, pajillas, entre otros (ver Figura 2). Luego se pesó el material limpio sin restos dañinos y el material contaminante presente en la muestra. A partir de esto, se calculó el porcentaje de materiales contaminantes a partir del peso inicial.

2.4 Análisis Químico

A partir de las muestras recolectadas se obtuvo una submuestra de un Kg, las cuales fueron trasladadas al Laboratorio de Análisis de Productos Animales y Vegetales de la Escuela de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional, donde se realizaron análisis bromatológicos: de materia seca (MS), proteína cruda (PC), fibra cruda (FC), extracto etéreo (EE), fibra detergente neutro (FDN), fibra detergente ácido (FDA) y cenizas (CE).

El contenido de PC se determinó mediante el procedimiento propuesto por AOAC (1980), la concentración de fibra en detergente neutro (FDN) y fibra en detergente ácido (FDA), fueron determinadas siguiendo las metodologías descritas por Van Soest, Robertson y Lewis (1991).

El contenido de extracto etéreo (EE) y de cenizas (CE) se determinó mediante el procedimiento propuesto por AOAC (2000).

3. Resultados y discusión

Cuadro 1. Tamaño de partículas del alimento composteado.

| Tratamiento | Tamaño de partícula | n | Media |
|--------------------|----------------------------|----------|-----------------|
| cocinado | ≥ 8 mm | 3 | 37,90 (± 38,64) |
| | < 8 mm y > 5,6 mm | 3 | 8,60 (± 4,06) |
| | < 5,6 mm y > 2 mm | 3 | 24,30 (± 15,32) |
| | ≤ 2 mm | 3 | 29,27 (± 25,42) |
| Crudo | ≥ 8 mm | 3 | 16,83 (± 14,25) |
| | < 8 mm y > 5,6 mm | 3 | 5,67 (± 2,60) |
| | < 5,6 mm y > 2 mm | 3 | 26,63 (± 4,21) |
| | ≤ 2 mm | 3 | 50,93 (± 21,15) |
| Mixto | ≥ 8 mm | 3 | 73,87 (± 3,52) |
| | < 8 mm y > 5,6 mm | 3 | 9,63 (± 3,71) |
| | < 5,6 mm y > 2 mm | 3 | 12,50 (± 3,54) |
| | ≤ 2 mm | 3 | 4,00 (± 2,26) |

Fuente: elaboración Propia

Las muestras de material mixto fueron la que presentaron un tamaño de partículas más grandes con un 73,87 % del total del producto con partículas que superaron los 8 mm de grosor, en el caso de material crudo este porcentaje anduvo en 16,83%, mientras que para el cocinado se obtuvo en 37,90%.

Esta variación en los tamaños se produjo principalmente por la cantidad de grasa presente en los materiales mixto y cocinado debido al aceite utilizado en la elaboración de los alimentos, provocaba que el material se compacte y se formen partículas de gran tamaño difíciles de separar. (ver figura 1).

Las partículas de menor tamaño estuvieron presentes en el material crudo con un porcentaje de partículas del 50.93 % del total de la muestra con un tamaño de partículas inferior a 2 mm, el caso del material cocinado este porcentaje anduvo en 29.27 %, mientras que el mixto presentó un 4.00 %.

En el caso del material crudo al ser un material polvoso y sin adición, lo cual no provocó la compactación mencionada anteriormente, se presentaron partículas en su mayoría polvosas las cuales tenían un tamaño menor a los otros materiales en comparación (Ver figura 2).



Figura 1. Partículas superiores a 8 mm del material mixto.

Fuente: elaboración Propia



Figura 2. Muestra del material crudo para determinación de partículas.

Fuente: elaboración Propia

La presencia de materiales contaminantes en las muestras mostro los siguientes valores, 1) en el material crudo un 3,13 %, seguido del cocinado con un 2,57%, mientras que el sustrato mixto obtuvo un valor de 0,73% del total (Cuadro 2).

Cuadro 2. Porcentaje de materiales contaminantes y no contaminantes presentes en el alimento composteado

| Tratamiento | Variable | n | Media |
|-------------|-------------------------------|---|---------------------|
| Cocinado | % materiales contaminantes | 3 | 2,57 (\pm 4,27) |
| | % materiales no contaminantes | 3 | 97,43 (\pm 4,27) |
| Crudo | % materiales contaminantes | 3 | 3,13 (\pm 5,25) |
| | % materiales no contaminantes | 3 | 96,87 (\pm 5,25) |
| Mixto | % materiales contaminantes | 3 | 0,73 (\pm 0,85) |
| | % materiales no contaminantes | 3 | 99,27 (\pm 0,85) |

Uno de los factores que parece influir en la compactación del sustrato son los materiales cocinados y mixtos, en estos materiales se logró observar la presencia de plástico envuelto dentro de residuos orgánicos, los cuales no se logró desprender producto de la fuerte consolidación que este presentada (ver figura 3).



Figura 3. Presencia de material contaminante en la muestra de material mixto



Figura 5: Presencia de material contaminante en la muestra de material mixto

Cuadro 3.

Composición bromatológica del alimento composteado.

| Muestra | n | MS | FND | FAD | FC | PC | EE | CE |
|----------|---|---------------|------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Crudo | 3 | 70,8 (± 24,2) | 43 (± 8,1) | 32,39 (± 7,2) | - | 6,72 (± 1,0) | 4,9 (± 1,6) | 11,4 (± 1,5) |
| Cocinado | 3 | 61,9 (± 14,5) | - | | 74,2 (± 0,9) | 11,6 (± 1,1) | 11,3 (± 0,2) | 6,6 (± 2,5) |
| Mixto | 3 | 43,7 (± 5,0) | - | | 70,2 (± 3,0) | 12,3 (± 0,5) | 12,1 (± 2,0) | 12,3 (± 3,0) |

MS: Materia seca, FND: Fibra neutro detergente, FAD: Fibra ácido detergente, FC: Fibra cruda, PC: Proteína cruda, EE: Extracto etéreo, CE: Cenizas, Datos en base al promedio de las tres muestras de los distintos tipos de material.

Los materiales crudo y mixto arrojan valores de MS de 70,8 para crudo y 61,9 para cocinado, lo cual es deseable para este tipo de alimento, en el caso del mixto este es inferior con 43,5, lo que indica que este material presenta mayor humedad en relación a los demás, lo cual puede ser perjudicial porque aumenta la posibilidad de contaminación con hongos que disminuyen la calidad del alimento.

El valor de FND en el caso del material crudo fue de 43,0, el cual es un valor bajo para su utilización en rumiantes, lo cual permite favorece el consumo de materia seca voluntaria.

El material presenta materiales con proteína cruda altos en el caso de cocinado y mixto con valores de 11,6 y 12,3 respectivamente, los cuales se asemejan a algunos concentrados utilizados en la alimentación animal; para el caso del material crudo el valor de PC estuvo en 6,7. Esta diferencia parece estar determinada por las fuentes que componen estos materiales, ya que el crudo presenta materiales muy fibrosos, mientras que el cocinado y mixto tiene restos de huesos y carne lo cual influye en un aumento de proteína cruda.

Los contenidos de extracto etéreo en los materiales cocinado y mixto con valores de 11,3 y 12,1 respectivamente, lo cual evidencia la importancia en el aporte de energía a la ración. El material crudo obtuvo un valor de 6,72, al ser un producto que se utilizará para la alimentación en rumiantes este valor beneficioso, ya que las grasas que no están protegidas afectan la fermentación y pueden ser tóxicas para las bacterias del rumen.

5. Conclusiones

Los sustratos elaborados con base a residuos orgánicos presentan una composición nutricional y análisis físico aceptable para la alimentación animal.

Para rumiantes se puede utilizar en la ración el material crudo y para monogástricos el mixto y cocinado, sin embargo es fundamental continuar con este tipo de investigación con el fin de lograr incorporar otros tipos de residuos y generar una dieta balanceada con un porcentaje mayor de residuos.

La automatización del proceso de residuos orgánicos es un proceso basado en los principios de economía circular ya que logra reducir hasta en un 80 % el volumen de la materia prima inicial.

La recuperación y utilización de estos materiales para la alimentación no solo está atendiendo la problemática de hacer un uso eficiente de los residuos, sino que además está generando una fuente alimenticia de un alto valor nutricional a muy bajo costo.

6. Referencias

AOAC. (Official Methods of Analysis). (1980). Official Methods of Analysis. 13th ed. Washington D.C., USA, Association of Official Analytical Chemists. 1040 p.

AOAC. (Official Methods of Analysis). (2000). Official methods of analysis. 17 ed. Washington, D.C. Chandler, J.A. 1980. Predicting methane fermentation biodegradability. M.S. thesis. Cornell Univ., Ithaca, NY.

Benítez, R. (2020). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Obtenido de <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/es/c/239393/>

Borrero Manrique, A., Cujía Mendiñeta, K., y Gutiérrez Castañeda, C. (2017). Ensilado de mango y lactosuero: una alternativa de alimentación en vacas lecheras.

Chaves-Arias, R., Campos-Rodríguez R., Brenes-Peralta, L., Jiménez-Morales M. (2019). Compostaje de residuos sólidos biodegradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. Revista Tecnología En Marcha, 32(1), Pág 39-53.

FAO. (2017). *América Latina y el Caribe impulsa un código internacional de conducta para prevenir y reducir las pérdidas y desperdicios de alimentos*. Obtenido de <http://www.fao.org/costarica/noticias/detail-events/es/c/895850/>

Itza Ortiz, M. F. (2019). de Harina de Residuos Orgánicos alimenticios en un Alimento Balanceado para Cerdos. *Instituto de Ciencias Biomédicas*.

Llacua, H., y Elizabeth, P. (2016). Aprovechamiento de residuos orgánicos de cocina para elaborar harina orgánica en alimento de conejos del Comedor Municipal San Martín de Porres, San Juan de Lurigancho, 2016.

Ramírez, N., Marcela, V., Peñuela, S., María, L., Pérez, R., y Del Rocío, M. (2017). Los residuos orgánicos como alternativa para la alimentación en porcinos. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 34(2), 107-124.

Rojas-Vargas, J., y Bogantes, J. (2018). Cuantificación y caracterización de los residuos sólidos ordinarios de la Universidad Nacional de Costa Rica, dispuestos en rellenos sanitarios. *Uniciencia*, 32(2), 57-69.

Rojas-Vargas, J; Monge-Fernández, Y; Jiménez-Morales, M.F; Brenes-Peralta, L; Arguedas-Camacho, M; Hidalgo-Viquez, C; Peña-Vásquez, M; Vásquez-Rodríguez, B. (2021). Food loss and waste in food services from educational institutions in Costa Rica. *Tecnología en Marcha*. Vol. 34-2.

187-196. Van Soest, P.V., Robertson, J.B. y Lewis, B.A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J. DairySci.* 74(10): 3583 – 3597.



Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos de la Ciudad de Asunción, Paraguay, 2019-2020

Flores Rodríguez Laura¹, Scribano Rossana², Ramírez Roció³.

1- Investigación para el Desarrollo, Masonería Paraguaya 7369 entre, Mecánicos de Aviación y, Asunción, Paraguay. floreslaurapy@yahoo.com

2- Investigación para el Desarrollo, Masonería Paraguaya 7369 entre, Mecánicos de Aviación y, Asunción, Paraguay. roscribano@gmail.com

3- Investigación para el Desarrollo, Masonería Paraguaya 7369 entre, Mecánicos de Aviación y, Asunción, Paraguay. rocio@rocioramirez.com.py

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto “Asunción Ciudad Verde de las Américas – Vías a la Sustentabilidad”. Bajo el liderazgo del MADES (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable), la Municipalidad de Asunción y el PNUD.

Resumen

El objetivo de este estudio fue la actualización de caracterización de los residuos sólidos urbanos (RSU) existente para la ciudad de Asunción considerando las estacionalidades (Seca y Húmeda) en el periodo 2019-2020. Se utilizó la Guía metodológica para la caracterización de los RSU Resolución MADES 304/2019, por medio de cálculo estadístico. Los inmuebles domiciliarios se estratificó en altos, medios y bajos ingresos; para los no domiciliarios en comerciales, especiales, servicios, institucionales, parques y barridos de calles, y grandes generadores. Se llevaron a cabo dos periodos de análisis, en el primer periodo (estación seca - septiembre del 2019) se procesaron 162 puntos y en el segundo periodo (estación húmeda – marzo 2020) se procesaron 234 puntos, campaña que incluyó los grandes generadores.

Resultados: El índice de Generación de Residuos Sólidos Urbanos, fue de 1,218 kg/hab/día para la ciudad de Asunción. Respecto a la clasificación se tiene los Residuos Orgánicos, con un 60% del total en peso, los Residuos Inorgánicos con 39% y los Residuos Peligrosos 1%. Los residuos con mayor recurrencia son Desechos de Alimentos susceptibles para Composta, con 33%, luego Hierba y Madera en 23% y el Polietileno de Baja Densidad con 6%. También se halló el Índice de Generación de Residuos Domiciliarios, igual a 0,833 kg/hab.d. Este valor aplica estrictamente para el Estrato Domiciliario y sus Sub Estratos.

Los resultados permiten evidenciar la NECESIDAD de disminución de generación en origen, consumo responsable y conciencia ciudadana, así como la OPORTUNIDAD de reciclado y aprovechamiento de los residuos.

PALABRAS CLAVE: residuos sólidos urbanos, generación, caracterización, Asunción.

Abstrac

The objective of this study was to update the characterization of urban solid waste (MSW) existing for the city of Asunción considering the seasonality (Dry and Wet) in the period 2019-2020. The methodological guide for the characterization of MSW Resolution MADES 304/2019 was used, by means of statistical calculation. The domiciliary real estate is stratified in high, medium and low income; for non-domiciliary in commercial, special, services, institutional, parks and street sweeps, and large generators. Two analysis periods were carried out, in the first period (dry season - September 2019) 162 points were processed and in the second period (wet season - March 2020) 234 points were processed, a campaign that included the large generators.

Results: The Urban Solid Waste Generation Index was 1,218 kg / inhab / day for the city of Asunción. Regarding the classification, there are Organic Waste, with 60% of the total by weight, Inorganic Waste with 39% and Hazardous Waste 1%. The residues with the highest recurrence are Food Waste susceptible to Compost, with 33%, then Grass and Wood at 23% and Low Density Polyethylene with 6%. The Household Waste Generation Index was also found, equal to 0.833 kg / inhab.d. This value strictly applies to the Household Stratum and its Sub Strata.

The results show the NEED to reduce generation at source, responsible consumption and public awareness, as well as the OPPORTUNITY for recycling and use of waste.

KEY WORDS: urban solid waste, generation, characterization, Asunción.

1. Introducción

El Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES), con el apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), presentó al Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) el proyecto “Asunción Ciudad Verde de las Américas – Vías a la Sustentabilidad”, implementado en forma conjunta con la Municipalidad de Asunción (MA), el Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones (MOPC), la Secretaría Técnica de Planificación (STP), la Secretaría de Emergencia Nacional (SEN), la Red Paraguaya de Ciudades Sustentables (la Red) y Guyra Paraguay.

En este contexto se realizó el estudio de “Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos de la Ciudad de Asunción”, con el objetivo de contar con datos sobre las cantidades, tipos y proporciones de residuos generados en el Municipio de Asunción, y que estos parámetros sirvan para la toma de decisiones en la gestión del manejo de los residuos teniendo en cuenta las consideraciones ambientales que protejan la salud de la población y al ecosistema de nuestra ciudad.

Es importante tener conocimiento de las características de los residuos sólidos generados en una ciudad, sobre todo para el Municipio y otras instituciones vinculadas a los aspectos vinculados con la gestión integral de los residuos sólidos, que surgen del manejo inadecuado de los mismos, ocasionado problemas sanitarios, sobre todo en áreas de alta densidad de población.

Por ello, esta investigación propone como objetivo general el generar datos sobre las características reales de los residuos sólidos urbanos para la toma de decisiones que realizan los municipios que comprenda separación en origen, recolección y disposición final, viabilidad económica y consideraciones ambientales que protejan la salud de la población y el patrimonio natural del área territorial de ambas comunas.

Existen dos estudios llevados a cabo en los últimos años sobre caracterización de residuos sólidos en la ciudad, los cuales fueron de referencia para el presente estudio.

El estudio elaborado en el año 1994 por la Municipalidad de Asunción, en conjunto con el SENASA y la Agencia Internacional de Cooperación del Japón (JICA), dentro del proyecto “El Estudio sobre el Manejo de Residuos Sólidos en el Área Metropolitana de Asunción”. Este estudio generó datos sobre la cantidad y composición de los residuos sólidos, datos del índice de generación y de la composición de cinco categorías de residuos: Domiciliarios, Comerciales, de Instituciones Públicas, de Mercados y de Barrido de Calles, en Asunción.

El siguiente estudio, corresponde a un trabajo de tesis llevado a cabo en el año 2009 actualiza los parámetros mencionados antes con el objetivo principal de evaluar la variación de los mismos en el período 1994 – 2009 y estimar así su tendencia.

El alcance del estudio se limita a la ciudad de Asunción, el mismo se realizó en dos periodos del año teniendo en cuenta las condiciones climáticas, la estación seca, del 13 al 20 de septiembre del año 2019 y la estación húmeda, del 5 al 12 de marzo del año 2020, respectivamente.

2. Metodología

Para el desarrollo de este estudio se utilizó la Guía Metodológica para la Caracterización de los Residuos Sólidos Urbanos. Proyecto “Asunción Ciudad Verde de las Américas – Vías a la Sustentabilidad”. Asunción, Paraguay. Versión abril 2020 (Resolución MADES 304/2019). Esta herramienta define el método para analizar la composición física y calcular el índice de generación de los RSU, asimismo, incluye los materiales, los equipos necesarios, las recomendaciones para la implementación y actualización de acuerdo a lo estipulado en la normativa ambiental vigente, y otros documentos necesarios.

De los tres métodos propuestos en la Guía metodológica para la caracterización de los residuos sólidos urbanos, se ha elegido el método por medio de cálculo estadístico (para cualquier tamaño de población de muestreo mayor a 30), debido a la cantidad de habitantes de Asunción. Se estableció un aumento del 10 al 20% en el total de las muestras como contingencia.

Se realizó la estratificación de los inmuebles en domiciliarios y no domiciliarios, acorde a la guía metodológica. Para la estratificación de los inmuebles domiciliarios se utilizaron los datos del informe “Principales indicadores de Viviendas”, 2012 de la DGEEC, y la clasificación por estratos se hizo en base a la “Estratificación Socioeconómica de Segmentos” del Censo Nacional de Población y Viviendas 2012 de la DGEEC¹, que entrega porcentajes para cada estrato. Para la Estratificación de los inmuebles no domiciliarios, se utilizó el listado de la Guía Metodológica.

2.1 Estratificación de inmuebles domiciliarios

En base a la estratificación socioeconómica de segmentos del Censo Nacional de Población y Viviendas 2012, se realizaron los cálculos para estimar cuantas viviendas por estrato se tiene en Asunción. Tabla 1

Tabla 1. Estratificación de los inmuebles domiciliarios.

| No | Tipo de fuente generadora. | Segmentos por nivel * % | Segmentos por nivel *N |
|-----|----------------------------|-------------------------|------------------------|
| 1.0 | Residencial Total | 96.582 | 96.582 |
| No | Estrato | | |
| 1.1 | Ingresos altos | 35,9% | 34.672,9 |
| 1.2 | Ingresos medios | 49,9% | 48.194,4 |
| 1.3 | Ingreso bajo | 14,2% | 13.714,6 |

Fuente: Elaboración propia en base a JICA-MSPyBS, 1994 y DGEEC Estratificación Socioeconómica de Segmentos del Censo Nacional de Población y Viviendas 2012*.

2.2 Estratificación de los inmuebles no domiciliarios

Para la estratificación de los **inmuebles no domiciliarios**, se utilizó el listado de la Guía Metodológica. Posteriormente, se buscó en las diversas bases de datos para obtener la cantidad de inmuebles no domiciliarios por estrato y sub-estrato. En la tabla 2 se observa la estratificación con los sub-estratos de diferentes bases de datos disponibles. El número de sub estratos para la ciudad de Asunción requirió de varias fuentes que se observan al final de la tabla.

Tabla 2. Estratificación de inmuebles no domiciliarios.

| Tipo de fuente generadora. | | | Número |
|----------------------------|-------|---|--------|
| Mercantil | | | |
| Estrato. | No | Sub-estrato | |
| Áreas públicas | 2.1.1 | Parques. ^a Existen 12 parques. 130 Plazas (plazas y plazas lineales) y 45 plazoletas. | 12 |
| | 2.1.2 | Barrido de calles ^a En los 2400 por día (80 mts cada una) ya entra la doble avenidas | 192 |
| Comerciales | 2.2.1 | Centro logístico ^k . | 1073 |
| | 2.2.2 | Locales comerciales ^b | 18.319 |
| | 2.2.3 | Estaciones de Servicio ^d | 144 |
| | 2.2.4 | Tiendas shoppings (con/sin restaurante) ^c | 7 |
| | 2.2.5 | Mercados ⁿ . | 6 |
| Especiales | 2.3.1 | Laboratorios ^k | 217 |
| | 2.3.2 | Terminales de transporte. | 1 |
| | 2.3.3 | Unidades médicas ^h | 122 |
| | 2.3.4 | Veterinarias ^k | 81 |
| | 2.3.5 | Militares ^k Incluye puestos militares, destacamentos y colegios militares en Asunción | 42 |
| | 2.3.6 | Carcelarios ^d | 2 |
| | 2.3.7 | Religiosos ^k Incluye todos los centros de concurrencia religiosa (iglesias, centros de adoración, parroquias, etc). | 464 |

| | | | |
|------------------------|--------|---|--------|
| Institucionales | 2.4.1 | Instituciones educativas públicas ^e | 158 |
| | 2.4.2 | Oficinas públicas ⁱ 129 instituciones que incluyen el poder ejecutivo (60), Legislativo (3) Judicial (8) y otras instituciones del estado (58) entre Universidad, Contraloría, BCP, Entes Autónomos y Antárticos, Entidades de Seguridad Social, Empresas Publicas, Entidades financieras y Sociedades Anónimas del Estado. Se asumen el 60% se encuentra en Asunción, quedan 77 instituciones. | 77 |
| Servicios | 2.5.1 | Centros de espectáculos y recreación ^a | 42 |
| | 2.5.2 | Cines ^a | 7 |
| | 2.5.3 | Estadios. | 14 |
| | 2.5.4 | Hoteles ^k | 105 |
| | 2.5.5 | Instituciones educativas privadas ^e | 333 |
| | 2.5.6 | Oficinas privadas. | |
| | 2.5.7 | Restaurantes y bares ^a Bares 146 y Restaurantes: 240 | 386 |
| | 2.5.8 | Bancos ^l 96 bancos y 23 financieras haciendo un total de 119 establecimientos | 96 |
| | 2.5.9 | Venta de vehículos ^b | 283 |
| | 2.5.10 | Talleres mecánicos ^k | 617 |
| | 2.5.11 | Locales de servicio. | |
| | 2.5.12 | Supermercados ^k | 91 |
| | | TOTAL | 19.843 |

Fuentes:

- a. Datos de la Dirección de Planeamiento Urbano (año 2019). Municipalidad de Asunción
 - Departamento de Aseo Urbano. Municipalidad de Asunción
 - DGEEC, Atlas Censal del Paraguay 2002, y el mapa catastral de asunción.
 - <https://www.dgeec.gov.py/Publicaciones/Biblioteca/Atlas%20Censal%20del%20Paraguay/3%20Atlas%20Asuncion%20Censo.pdf>
 - <http://www.asuncion.gov.py/catastro/>
- b. DGEEC, Censo Económico Nacional, 2011.
 - https://www.dgeec.gov.py/Publicaciones/Biblioteca/CEN2011/resultados_finales_CEN.pdf
- c. Guía de la Industria. Año 2019.
 - http://www.guiadelaindustria.com.py/empresas/laboratorios-de-productos-farmaceuticos_2737.
- d. Ministerio de Industria y Comercio. Censo de Estaciones de Servicio. Año 2019
- e. DGEEC, Anuario estadístico 2017.
 - <https://www.dgeec.gov.py/Publicaciones/Biblioteca/anuario2017/Anuario%20Estadistico%202017.pdf>
- f. AIHPY Asociación Industrial Hotelera del Paraguay. Año 2019.
 - <https://www.aihpy.org.py/>
- g. Asociación de Restaurantes del Paraguay. Año 2019.
 - <https://www.arp.py/>
- h. Indicador básico del MSPBS 2018.
 - <http://portal.mspbs.gov.py/digies/wp-content/uploads/2012/01/INDICADORES-BASICOS-DE-SALUD-IBS-2018.pdf>
- i. Página del Gobierno de Paraguay
 - <https://www.paraguay.gov.py/>
- j. Dirección de Servicios Urbanos 2019.
 - <https://www.asuncion.gov.py/category/servicios-urbanos>
- k. DGEEC. Censo Nacional 2002.
- l. Banco Central del Paraguay. Boletín informativo marzo 2020
- m. Municipalidad de Asunción. Dirección de Mercados

2.3 Cálculo del Tamaño de muestra

Para el cálculo del tamaño de muestra se utilizó la fórmula del cálculo estadístico (Guía Resolución MADES 304/2019) con la siguiente ecuación para cualquier tamaño de población de muestreo mayor a 30:

$$n = \frac{Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot N \cdot \sigma^2}{(N - 1) \cdot E^2 + Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot \sigma^2}$$

2.4 Cálculo de inmuebles domiciliarios

El total de unidades de inmuebles domiciliarios es de 96.582.

No se conoce la desviación estándar de la GPC, y se quiere un nivel de confiabilidad de 95% con un error permisible de 06 gr/hab./día. En este caso, se asume que la desviación estándar es de 250 gr/hab./día.

| | | | |
|---|----------------------------|--|--------|
| $n = \frac{Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot N \cdot \sigma^2}{(N - 1) \cdot E^2 + Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot \sigma^2}$ | N | Número de inmuebles domiciliarios | 96.582 |
| | $Z_{(1-\frac{\alpha}{2})}$ | Nivel de confianza | 1,96 |
| | σ | Desviación estándar | 0,25 |
| | E | Error permisible | 0,06 |
| | | Se asume un porcentaje de contingencia | 20 % |

Utilizando la ecuación anterior

$$n = \frac{(1,96)^2 \cdot (96.582) \cdot (0,25)^2}{(96.582 - 1) \cdot (0,06)^2 + (1,96)^2 \cdot (0,25)^2}$$

$$n = \frac{(3,8416) \cdot (96.582) \cdot (0,0625)}{(96.581) \cdot (0,0036) + (3,8416) \cdot (0,0625)}$$

$$n = \frac{23.189,33}{347,69 + 0,2401}$$

$$n = \frac{347,9317}{23.189,33}$$

$$n = \frac{347,9317}{23.189,33}$$

$$n = 66,64$$

Según los cálculos realizados, para este muestreo, se debe de realizar ≈ 67 inmuebles domiciliarios. Hay que recordar que la observación indica que se debe aumentar de un 10-20% el total de las muestras $[(66,64 \times 0,2) + 66,64]$ quedando como muestra final la cantidad de **79,9** ≈ 80 inmuebles domiciliarios.

Fuente: Elaboración propia.

2.5 Estimación de inmuebles domiciliarios por sub-estrato

Se realizó la estimación por sub-estrato acorde a la guía metodológica

Número de muestras por sub-estrato. Cálculo de inmuebles de Ingresos Altos, medios y bajos

| | |
|--|--|
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_{h \text{ inmuebles}} = \frac{N_{h \text{ inmuebles}}}{N}$ | $N = 96.582$ $N_h \text{ ingresos altos} = 34.672,9$ $N_h \text{ ingresos medios} = 48.194,4$ $N_h \text{ ingresos bajos} = 13.714,6$ $n = 80$ |
|--|--|

Utilizando la ecuación para la proporción se tiene:

$$q_{h \text{ ingresos altos}} = \frac{34.672}{96.582}$$

$$q_{h \text{ ingresos altos}} = 0,36$$

De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de **0,36 o de 36 %**

| | |
|---|---|
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_{h \text{ ingresos altos}} = n \cdot q_{h \text{ ingresos altos}}$ | $q_{h \text{ ingresos altos}} = 0,36$ $n = 80$ |
|---|---|

Utilizando la ecuación para el tamaño de muestra se tiene

$$n_{h \text{ ingresos altos}} = (80) \cdot (0,36)$$

$$n_{h \text{ ingresos altos}} = 28,8 \approx 29$$

De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de inmuebles domiciliarios de ingresos altos para este caso es de **29 inmuebles domiciliarios de ingresos altos.**

| | |
|--|--|
| Número de muestras por sub-estrato. Cálculo de inmuebles de Ingresos Altos, medios y bajos | |
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_{h \text{ inmuebles}} = \frac{N_{h \text{ inmuebles}}}{N}$ | $N = 96.582$ $N_h \text{ ingresos altos} = 34.672,9$ $N_h \text{ ingresos medios} = 48.194,4$ $N_h \text{ ingresos bajos} = 13.714,6$ $n = 80$ |

Utilizando la ecuación para la proporción se tiene:

$$q_{h \text{ ingresos medios}} = \frac{48.194,4}{96.582}$$

$$q_{h \text{ ingresos medios}} = 0,50$$

De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,50, es decir de 50%

| | |
|---|--|
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_{h \text{ ingresos medios}} = n \cdot q_{h \text{ ingresos medios}}$ | $q_{h \text{ ingresos medios}} = 0,50$ $n = 80$ |
|---|--|

Utilizando la ecuación para el tamaño de muestra se tiene:

$$n_{h \text{ ingresos medios}} = (80) \cdot (0,5)$$

$$n_{h \text{ medios}} = 40$$

De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de inmuebles domiciliarios de ingresos altos, para este caso, es **de 40 inmuebles domiciliarios de ingresos medios.**

Número de muestras por sub-estrato. **Cálculo de inmuebles de Ingresos Altos, medios y bajos**

$$q_h = \frac{N_h}{N}$$

$$\therefore q_{h \text{ inmuebles}} = \frac{N_{h \text{ inmuebles}}}{N}$$

$$N = 96.582$$

$$N_h \text{ ingresos altos} = 34.672,9$$

$$N_h \text{ ingresos medios} = 48.194,4$$

$$N_h \text{ ingresos bajos} = 13.714,6$$

$$n = 80$$

Utilizando la ecuación para la proporción se tiene:

$$q_{h \text{ ingresos bajos}} = \frac{13.714,6}{96.582}$$

$$q_{h \text{ ingresos bajos}} = 0,14$$

De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,14 o de 14%.

$$n_h = n \cdot q_h$$

$$\therefore n_{h \text{ ingresos bajos}} = n \cdot q_{h \text{ ingresos bajos}}$$

$$q_{h \text{ ingresos bajos}} = 0,14$$

$$n = 80$$

Utilizando la ecuación para el tamaño de muestra se tiene

$$n_{h \text{ ingresos bajos}} = (80) \cdot (0,14)$$

$$n_{h \text{ bajos}} = \mathbf{11,2 \approx 11}$$

De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de inmuebles domiciliarios de ingresos altos, para este caso, es de **11 inmuebles domiciliarios de ingresos bajos.**

2.6 Resumen Inmuebles domiciliarios

Tabla 3. Cálculo de inmuebles domiciliarios por subestrato

| No | Tipo de fuente generadora. | Segmentos por nivel * % | Segmentos por nivel * N | Número de Inmuebles por estrato |
|-------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------|
| 1.0 | Residencial Total | 96.582 | 96.582 | - |
| No | Estrato. | | | - |
| 1.1 | Ingresos altos. | 35,9% | 34.672,9 | 29 |
| 1.2 | Ingresos medios. | 49,9% | 48.194,4 | 40 |
| 1.3 | Ingreso bajo. | 14,2% | 13.714,6 | 11 |
| Total | | | | 80 |

Fuente: Elaboración propia

En la segunda campaña se utilizó el mismo cálculo, a diferencia que se agregaron más puntos de muestras para todas las categorías trabajadas en la primera campaña a modo de asegurar la cantidad mínima requerida.

2.7 Cálculo de inmuebles no domiciliarios

Del total de 19.843 unidades de inmuebles no domiciliarios, 891 corresponde a los servicios, 18.343 a los comercios, 224 son institucionales (públicos), y otros 368 son especiales. No se conoce la desviación estándar de la GPC (Generación per cápita), y se quiere un nivel de confiabilidad de 95%, con un error permisible de 06 gr/hab./día. En este caso se asume que la desviación estándar es de 250 gr/hab./día.

| | | | |
|---|----------------------------|--|--------|
| $n = \frac{Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot N \cdot \sigma^2}{(N - 1) \cdot E^2 + Z^2_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot \sigma^2}$ | N | Número de establecimientos | 19.843 |
| | $Z_{(1-\frac{\alpha}{2})}$ | Nivel de confianza | 1,96 |
| | σ | Desviación estándar | 0,25 |
| | E | Error permisible | 0,06 |
| | | Se asume un porcentaje de contingencia | 20 % |

Utilizando la ecuación 5.

$$n = \frac{(1,96)^2 \cdot (19.843) \cdot (0,25)^2}{(19.843 - 1) \cdot (0,06)^2 + (1,96)^2 \cdot (0,25)^2}$$

$$n = \frac{(3,8416) \cdot (19.843) \cdot (0,0625)}{(19.842) \cdot (0,0036) + (3,8416) \cdot (0,0625)}$$

$$n = \frac{4.764,3043}{71,4312 + 0,2401}$$

$$n = \frac{4.764,3043}{71,6711}$$

$$n = \frac{4.764,3043}{71,6711}$$

$$n = 66,474$$

Según los cálculos realizados, para este muestreo, se debe de realizar a 66,47 inmuebles no domiciliarios. Cabe recordar que la observación indica que se debe aumentar de un 10-20% el total de las muestras [(66,474 x 0,2) + 66,474] quedando como muestra final la cantidad de **79,7 ≈ 80 inmuebles** no domiciliarios.

Número de la muestra por sub-estrato.

Una vez conocido n , se debe distribuir de acuerdo con cada estrato de manera proporcional.

Para conocer la proporción de cada clasificación se utiliza la siguiente fórmula:

$$q_h = \frac{N_h}{N}$$

Donde:

$q_h =$ Proporción del tamaño de muestra del estrato h .

$N_h =$ Tamaño de población del estrato h .

$N =$ Universo para muestrear.

Para conocer el tamaño de muestra por estrato aplica la siguiente fórmula:

$$n_h = n \cdot q_h$$

$n_h =$ Tamaño de la muestra de la clasificación h .

$n =$ Tamaño de muestra.

$q_h =$ Proporción del tamaño de muestra.

| Número de muestras por sub-estrato. Cálculo de Servicios | |
|--|--|
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_{hServicios} = \frac{N_{h\text{ servicios}}}{N}$ | $N = 19.843$ $N_h \text{ Servicios} = 891$ $N_h \text{ Comercios} = 18.343$ $N_h \text{ institucionales} = 224$ $N_h \text{ especiales} = 368$ $n = 80$ |
| Utilizando la ecuación para la proporción se tiene: <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 10px auto;">$q_{hServicios} = \frac{891}{19.843}$ $q_{hServicios} = 0,045$</div> | |
| De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,045 o de 4,5% | |
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_{h\text{ servicios}} = n \cdot q_{h\text{servicios}}$ | $q_{hServicios} = 0,045$ $n = 80$ |
| Utilizando la ecuación para el tamaño de muestra se tiene <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 10px auto;">$n_{h\text{ servicios}} = (80) \cdot (0,045)$ $n_{h\text{ servicios}} = 3,6$</div> | |
| De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de servicios para este caso es de 3,6 (4) inmuebles de servicios. | |

Fuente: Elaboración propia

| Proporción y Cálculo de Comercios | |
|---|--|
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_{h\text{comercios}} = \frac{N_{h\text{comercios}}}{N}$ | $N = 19.843$ $N_h \text{ Comercios} = 18.343$ $N_h n = 80$ |
| Utilizando la ecuación anterior para la proporción se tiene: | |
| <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: auto;"> $q_{h\text{comercios}} = \frac{18.343}{19.843}$ $q_{h\text{comercios}} = 0,92$ </div> | |
| De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,92 o de 92 % | |
| Tamaño de muestra | |
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_{h\text{comercios}} = n \cdot q_{h\text{comercios}}$ | $q_{h\text{comercios}} = 0,92$ $n = 80$ |
| Utilizando la ecuación 7 para el tamaño de muestra se tiene | |
| <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: auto;"> $n_{h\text{comercios}} = (80) \cdot (0,92)$ $n_{h\text{comercios}} = 73,6 \approx 74$ </div> | |
| De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de servicios para este caso es de 74 inmuebles de comercios. | |

Fuente: Elaboración propia

| Proporción y Cálculos de Servicios Especiales | |
|---|--|
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_{h\text{especiales}} = \frac{N_{h\text{especiales}}}{N}$ | $N = 19.843$ $N_h \text{ Especiales} = 368$ $N_h n = 80$ |
| Utilizando la ecuación para la proporción se tiene: | |
| <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: auto;"> $q_{h\text{especiales}} = \frac{368}{19.843}$ $q_{h\text{especiales}} = 0,0185$ </div> | |
| De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,0185 o de 1,85% | |
| Tamaño de muestra | |
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_{h\text{especiales}} = n \cdot q_{h\text{especiales}}$ | $q_{h\text{especiales}} = 0,0185$ $n = 80$ |
| <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: auto;"> $n_{h\text{especiales}} = (80) \cdot (0,0185)$ $n_{h\text{especiales}} = 1,48$ </div> | |
| Acorde al cálculo realizado, el tamaño de muestra para la estratificación de servicios para este caso es de 1,48 \approx 1,5 inmuebles, es decir, se ajusta a 2 inmuebles de servicios. | |

Fuente: Elaboración propia

| Proporción de Instituciones | | |
|--|---|--|
| $q_h = \frac{N_h}{N}$ $\therefore q_h \text{ instituciones} = \frac{N_h \text{ instituciones}}{N}$ | $N = 19.843$ $N_h \text{ instituciones} = 224$ $N_h n = 80$ | |
| Utilizando la ecuación para la proporción se tiene: | | |
| <table border="1"> <tr> <td> $q_h \text{ instituciones} = \frac{224}{19.843}$ $q_h \text{ instituciones} = 0,0113$ </td> </tr> </table> | | $q_h \text{ instituciones} = \frac{224}{19.843}$ $q_h \text{ instituciones} = 0,0113$ |
| $q_h \text{ instituciones} = \frac{224}{19.843}$ $q_h \text{ instituciones} = 0,0113$ | | |
| De acuerdo con los cálculos realizados la proporción es de 0,0113 o de 1,13 % | | |
| Tamaño de muestra | | |
| $n_h = n \cdot q_h$ $\therefore n_h \text{ instituciones} = n \cdot q_h \text{ instituciones}$ | $q_h \text{ instituciones} = 0,0113$ $n = 80$ | |
| Utilizando la ecuación se tiene | | |
| <table border="1"> <tr> <td> $n_h \text{ instituciones} = (80) \cdot (0,0113)$ $n_h \text{ instituciones} = 0,904 \approx 1$ </td> </tr> </table> | | $n_h \text{ instituciones} = (80) \cdot (0,0113)$ $n_h \text{ instituciones} = 0,904 \approx 1$ |
| $n_h \text{ instituciones} = (80) \cdot (0,0113)$ $n_h \text{ instituciones} = 0,904 \approx 1$ | | |
| De acuerdo con los cálculos realizados el tamaño de muestra para la estratificación de servicios para este caso es de 1 inmueble de instituciones. | | |

Fuente: Elaboración propia

2.8 Resumen Inmuebles no domiciliarios

Tabla 4. Resumen tamaño de muestra inmuebles no domiciliarios – Estación Seca

| Inmuebles no domiciliarios | Número |
|------------------------------|--------|
| Parques y barridos de calles | 2 |
| Comercios | 73* |
| Especiales | 2 |
| Instituciones | 1 |
| Servicios | 4 |
| Total | 82 |

Fuente: Elaboración propia

*Se tomaron 73 comercios, para poder incluir una muestra de instituciones.

En la segunda campaña (estación húmeda) se utilizó el mismo cálculo para las categorías domiciliarias (ingreso alto, medio y bajo) y no domiciliarias (comercial, institucional, Parques y barrido de calles, especiales, servicios e institucional) de la primera campaña correspondiente a la estación seca, adicionando nuevos estratos y subestratos dentro de la categoría no domiciliaria, además de mayor cantidad de muestras en todos los subestratos, a modo de garantizar la cantidad mínima estimada. Se agregó el estrato Comercial Grandes Generadores que incluyen los subestratos de mercados, shopping, supermercados, bares y restaurantes, y terminal de ómnibus.

Entre los grandes generadores, el Mercado de Abasto, requirió la estimación de muestras. Se trabajó exclusivamente con el Bloque C del Mercado de Abasto, el cual posee un total de 174 locales de

diferentes rubros como se aprecia en la tabla 5. Entonces se procedió a la reagrupación por grandes categorías, quedando cinco grupos (tabla 13) con lo cual se procedió a la estimación de muestras.

Tabla 5. Cantidad de locales en el Bloque C – Mercado de Abasto

| Rubro | Cantidad locales | Proporción, % |
|-----------------------|------------------|---------------|
| Verdulería y frutería | 81 | 46,6 |
| Depósito mercaderías | 22 | 12,6 |
| Almacén | 22 | 12,6 |
| Lácteos y huevos | 17 | 9,8 |
| Copetín y heladería | 7 | 4,0 |
| Librería | 1 | 0,6 |
| Bazar | 5 | 2,9 |
| Embutidos | 3 | 1,7 |
| Choclería | 1 | 0,6 |
| Carnicería | 13 | 7,5 |
| Ropería | 2 | 1,1 |
| Total | 174 | 100,0 |

Tabla 6. Reagrupación de los locales en el Bloque C – Mercado de Abasto

| Rubros agrupados | Cantidad locales | % | Número de Muestras estimadas |
|---|------------------|------------|------------------------------|
| 1. Tienda agraria (verduras, choclería y frutas) | 82 | 47,1 | 9 |
| 2. Depósitos | 22 | 12,6 | 0 |
| 3. Derivados de la ganadería (lácteos, embutidos, carnicería) | 33 | 19,0 | 6 |
| 4. Mercería (ropería, librería y bazar) | 8 | 4,6 | 2 |
| 5. Tienda de alimentos (copetín y almacén) | 29 | 16,7 | 3 |
| | 174 | 100 | 20 |

2.9 Resumen Inmuebles domiciliarios y no domiciliarios – Estación seca y estación húmeda

El cuadro siguiente resume el tamaño de muestra utilizadas en las dos campañas, la estación seca y la estación húmeda, detallando la cantidad estimada de puntos de muestreo y la cantidad incrementada en la segunda campaña para asegurar la cantidad mínima, a partir de la experiencia de la primera campaña.

Tabla 7. Resumen tamaño de muestra inmuebles no domiciliarios – Estación húmeda

| Inmuebles domiciliarios | Cantidad estimada de Puntos de Muestreo 1ra campaña | Cantidad incrementada, 2da campaña |
|-------------------------|---|------------------------------------|
| V1 Alto Ingreso | 28 | 34 |
| V2 Medio Ingreso | 40 | 45 |
| V3 Bajo Ingreso | 11 | 18 |
| Total | 79 | 97 |

| Inmuebles no domiciliarios | Cantidad estimada de Puntos de Muestreo 1ra campaña | Cantidad incrementada, 2da campaña |
|------------------------------|---|------------------------------------|
| Parques y barridos de calles | 2 | 2 |
| Comercios | 73* | 77 |
| Especiales | 2 | 2 |
| Instituciones | 1 | 1 |
| Servicios | 4 | 4 |
| Grandes Generadores | | |
| <i>Mercado de Abasto</i> | - | 45 |
| <i>Terminal de Ómnibus</i> | - | 1 |
| <i>Supermercados</i> | - | 2 |
| <i>Shopping</i> | - | 1 |
| <i>Bares y Restaurantes</i> | - | 2 |
| Total | 80 | 137 |

Luego de realizar los cálculos del tamaño de muestra, zonificación y muestreo, se procedió a la ejecución de las siguientes fases que incluye las fases de sensibilización, trabajo campo y análisis de los datos obtenidos

2.10 Distribución Espacial de las Muestras

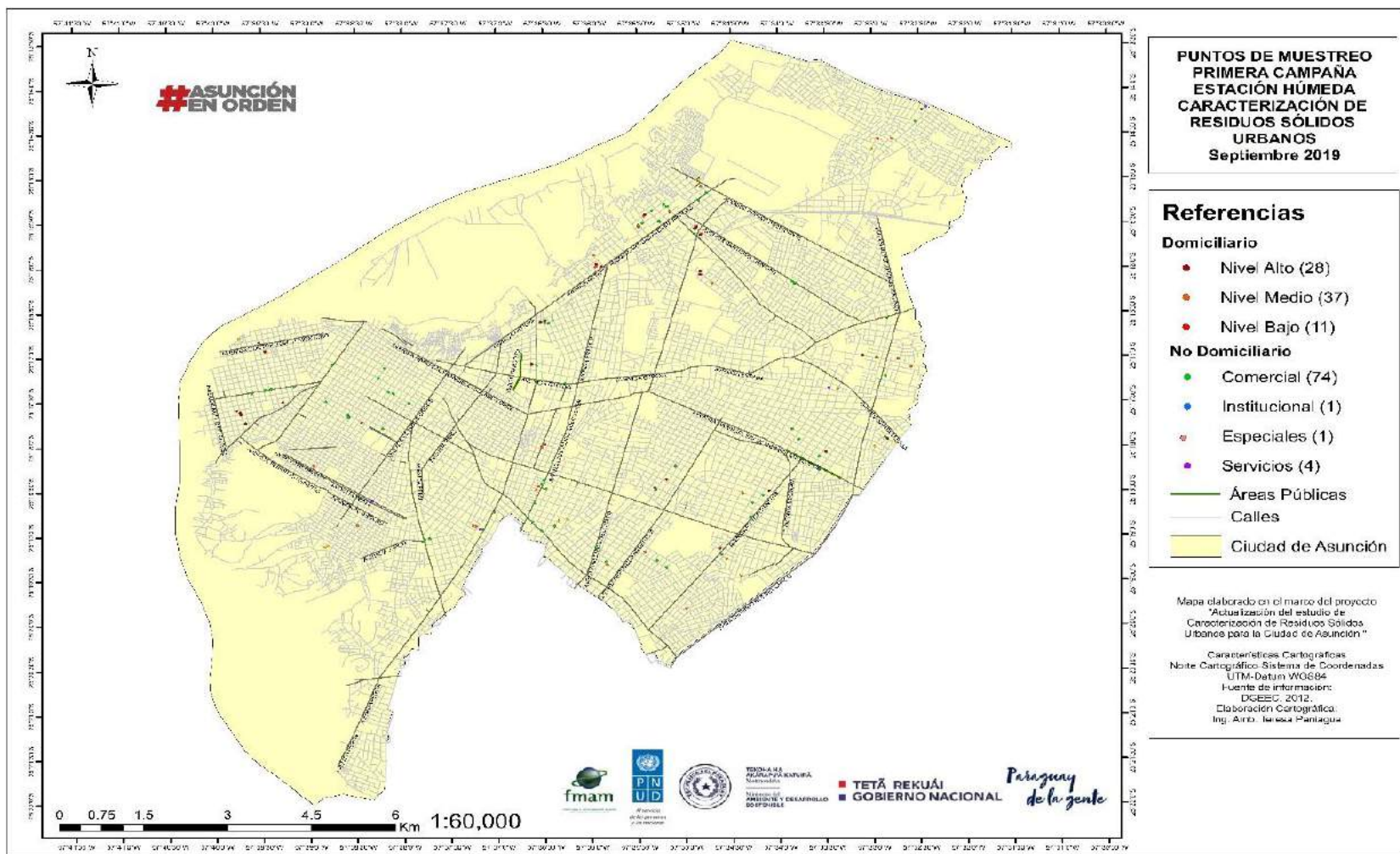
Se procedió a zonificar la ciudad de Asunción en 4 áreas acorde a los distritos y a la zonificación que utiliza la municipalidad de Asunción para el catastro y cobro de los impuestos, acorde a los distritos, posteriormente se calculó la densidad poblacional.

Una vez seleccionado el tamaño de muestra, por estrato y sub-estrato, se procedió a determinar los mismos en el mapa catastral de Asunción, acorde a la zona, área, número de manzana y de lote, así como a la estratificación en altos, medios y bajos ingresos (Mapa 1).

2.11 Identificación de los substratos en campo

Para la identificación de los substratos en campo, se contaba con la zonificación del censo 2012. En los substratos económicos se procedió en primer lugar a la verificación de los siguientes criterios:

- a. Verificación de los barrios
- b. inspección visual de la fachada de las casas
- c. tipo de edificación
- d. presencia de cocheras y autos
- e. tamaño de la residencia.



2.12 Trabajo en campo

Durante la etapa de trabajo de campo, luego del entrenamiento a los encuestadores y los funcionarios de la municipalidad de Asunción, se procedió a la salida en campo, a fin de realizar las encuestas en los inmuebles que fueron seleccionados para el estudio.

Se imprimieron los mapas correspondientes a cada grupo. Los encuestadores procedieron a comprobar la existencia de los inmuebles en el terreno, y confirmar las características que corresponden a ingresos altos, medios o bajos. Asimismo, se debía determinar si el lote estaba vacío. En los casos en que las personas no deseaban participar del estudio, los encuestadores debían buscar otro inmueble, dirigiéndose hacia la izquierda del hogar que no deseaba participar.

2.13 Ruteo, mapas de puntos de muestreo y codificación.

Como producto del trabajo de campo (sensibilización y encuesta) se obtuvo el mapa de ruteo, ya que adicionalmente se tomaron los puntos de las coordenadas para graficarlos en el mapa; además se realizaron las codificaciones por tipo de punto de muestreo.

2.14 Gestión de personas, lugar e insumos

Se conto con personal de la Municipalidad de Asunción para la sensibilización, se contrato encuestadores, choferes y ayudantes para la recolección de residuos.

Se dispusieron dos estaciones para el procesamiento de residuos, en el predio de la empresa EMPO situado en Cateura, sitio de disposición final de residuos de la ciudad de Asunción.

Se ha determinado la cantidad de bolsas de 150 litros necesarias para las muestras de residuos por cada punto de muestreo y para los 8 días de colecta, generando una cantidad general de 2.560 bolsas, también se gestionaron los diferentes insumos para el procesamiento, las bolsas para muestras de humedad, las balanzas, los termohigrómetros, los contenedores para determinar densidad.

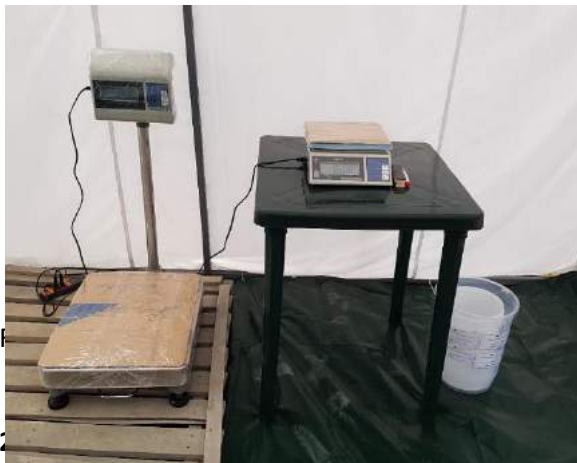
2.15 Toma de muestras

La toma y recolección de las muestras se realizó durante 8 días, para lo cual se hizo la entrega de la bolsa de plástico para residuos, previamente codificado con una etiqueta de identificación, a cada representante de la vivienda codificada. La entrega de las bolsas se realizó en forma diaria.

Luego se procedió a la recolección diaria de las bolsas de residuos de los domicilios en cada uno de los lugares de los estratos seleccionados, empleando para la recolección el vehículo con chofer, que terminado la recolección de las viviendas se trasladó a las estaciones instaladas en el predio de la empresa EMPO, área del vertedero municipal, donde se realizó el pesaje, la medición de la densidad y la caracterización de los residuos.



Foto 1. Estaciones de trabajo



Las actividades que se realizaron en las estaciones de trabajo en Cateura, se procedió de acuerdo con el Guía metodológica, se realizó el pesaje de las muestras del estrato, el procedimiento para el cuarteo, procedimiento para la determinación de humedad y procedimiento para la determinación de densidad.

Una vez decepcionado las bolsas, se ordena por estratos. Para ello se contaba con unos carteles que indicaban los estratos distribuidos en la estación a procesar, con el fin de evitar mezclar las bolsas y acelerar el proceso.

Una vez culminado el pesaje de todas las bolsas del estrato, se inicia el proceso de formación de cumulo y mezcla. Es importante homogenizar bien la muestra y para ello se utiliza las palas y rastrillos. En este punto se define, de acuerdo con el pesaje total del subestrato, si es necesario o no a proceder al cuarteo

Una vez conocido el peso total del subestrato, el mismo define si es necesario realizar el cuarteo, de acuerdo con el procedimiento establecido en la Guía metodológica Sección C. Procedimiento del cuarteo. Es recomendado que la cantidad final de residuos sólidos post- cuarteo no sea menor a 50 kg.

Sobre la muestra total se realiza la extracción de una porción que sirvió para la determinación de humedad. Este procedimiento se realiza en el laboratorio en condiciones estándar, específicamente se contrató para el efecto al Instituto Nacional de Tecnología y Normalización. El contenido de humedad en las muestras colectadas ha sido determinado sólo en la Estación Seca, debido a la coincidencia en el tiempo, de la disponibilidad de muestras y el inicio de la cuarentena sanitaria asociada al COVID 19 para la Estación Húmeda.

La densidad se determinó a partir del peso neto de residuos colectados en un recipiente, el cual fue cargado, golpeado contra el piso y vuelto a cargar hasta completar el volumen útil de mencionado recipiente.

Luego se realizó la segregación de los residuos y se clasifico y subclasifica por componentes orgánicos, inorgánicos y peligrosos, según la Guía Metodológica para la clasificación de los subproductos de los residuos sólidos.

2.17 Componente Procesamiento de los datos obtenidos

Se realizaron los cálculos necesarios para determinar la generación per cápita, y demás descritos en la guía. Se utilizaron las planillas de Excel para los diferentes procesamientos.

El procesamiento de datos ha sido realizado en tres etapas, básicamente:

- Procesamiento de datos de campo mediante digitalización de:
 - Peso bruto de cada bolsa de un estrato determinado
 - Peso de los residuos segregados
 - Datos para cálculos de densidad
 - Datos de muestras para humedad
- Determinación de indicadores de generación de residuos por Estación Seca y Húmeda:
 - Determinación de peso promedio de muestras, vinculación con datos de la Encuesta según el caso: población correspondiente a ese punto, cantidad de empleados, cantidad de clientes, ingresos, superficie construida
 - Determinación de Composición de RS según clasificación y Sub clasificación
- Determinación de: Índices de Generación Domiciliarios, No Domiciliarios e Índice de Generación de RSU, Composición de RSU y específico para cada Sub Estrato, Humedad y Densidad

3. Resultados

3.1 Índice de Generación de Residuos Domiciliarios y No Domiciliarios

El Índice de Generación de Residuos Domiciliarios (IG RSD) se obtiene mediante la sumatoria de los productos de promedio de índices de generación de cada estrato (alto, medio y bajo) correspondientes a las Estaciones Seca y Húmeda, respectivamente, por el porcentaje de incidencia de cada estrato (proporción de cada estrato respecto a la población total de la ciudad de Asunción y es expresado en kilogramo por habitante por día (kg/hab.d)

El valor hallado de IG RSD tras el monitoreo ha sido de 0,833 kg/hab.d,

En la Tabla 8 pueden observarse los Indicadores principales y adicionales de Generación de Residuos Sólidos por Estrato, para los diferentes Estratos.

Tabla 8. Indicadores principales y adicionales de Generación de Residuos Sólidos por Estrato

| | ESTRATO | CÓDIGO | INDICADOR | UNIDAD MEDIDA | INDICADOR | UNIDAD MEDIDA |
|---------------------------------|------------------------|--------|-----------|-------------------|-----------|---------------------------|
| 1. | Domiciliario | | | | | |
| 1.1. | Ingreso Alto | V1 | 0,833 | Kg/hab/d | | |
| 1.2. | Ingreso Medio | V2 | | | | |
| 1.3. | Ingreso Bajo | V3 | | | | |
| 2. | No Domiciliario | | | | | |
| 2.1. | Áreas Públicas | AP | 212,02 | kg/km/d | | |
| 2.2. | Comercial | CO | 4,14 | Kg/tienda/d | 1,25 | Kg/empleado/d |
| | | | | | 0,16 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,05 | Kg/m ² const/d |
| 2.3. | Especiales | ES | 3,39 | Kg/tienda/d | 0,57 | Kg/empleado/d |
| | | | | | 0,29 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,05 | Kg/m ² const/d |
| 2.4. | Servicios | SE | 4,83 | Kg/tienda/d | 0,49 | Kg/empleado/d |
| | | | | | 0,08 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,03 | Kg/m ² const/d |
| 2.5. | Institucionales | IN | 0,20 | kg/persona/d | | |
| 2.6. Grandes Generadores | | | | | | |
| 2.6.1. | Terminal de Ómnibus | TOA | 524,56 | Kg/TOA/d | 0,70 | Kg/empleado |
| | | | | | 0,01 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,17 | Kg/m ² const/d |
| | | | | | 0,07 | Kg/US\$/d |
| 2.6.2. | Mercado de Abasto | MA | 8,00 | Kg/tienda/d | 3,66 | Kg/empleado/d |
| | | | | | 0,28 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,71 | Kg/m ² const/d |
| | | | | | 0,36 | Kg/US\$/d |
| 2.6.3. | Shopping | SH | 171,59 | Kg/shopping/d | 0,17 | Kg/empleado/d |
| | | | | | 0,06 | Kg/cliente |
| | | | | | 0,01 | Kg/m ² const/d |
| 2.6.4. | Supermercado | SM | 28,53 | Kg/supermercado/d | 2,94 | Kg/empleado |
| | | | | | 0,47 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,08 | Kg/m ² const/d |
| 2.6.5 | Bares y Restaurantes | BR | 27,15 | Kg/tienda/d | 2,08 | Kg/empleado |

| | | | | | | |
|--|--|--|--|--|------|---------------------------|
| | | | | | 0,41 | Kg/cliente/d |
| | | | | | 0,16 | Kg/m ² const/d |

Es importante destacar que los cálculos de indicadores, sobre todo los correspondientes a los **No Domiciliarios** de tipo adicionales, se basan en datos de campo relevados durante la fase de Sensibilización, la cual estuvo acompañada de una Encuesta aplicada a cada punto de muestreo, sea éste oficina, comercio, supermercado, tiendas del Mercado de Abasto, entre otros. Los valores hallados y plasmados en la planilla son promedios de valores entre la Estación Seca (monitoreado en setiembre 2.019) y la Estación Húmeda (monitoreada en marzo 2.020).

Por otro lado, se señala que la Categoría de No Domiciliarios, ha incorporado a la categoría de Grandes Generadores en su segunda etapa de monitoreo, es decir en la Estación Húmeda. En esta nueva subcategoría se encuentran: La Terminal de Ómnibus de Asunción, el Mercado de Abasto, específicamente el Bloque C, un Shopping de plaza, dos supermercados pequeños y Bares y Restaurantes.

3.2 Índice de Generación Promedio de Residuos Sólidos Inmuebles No Domiciliarios

Los valores hallados, para cada sub categoría No Domiciliaria, para las Estaciones Seca y Húmeda son, para el periodo total de monitoreo son (Tabla 9):

Tabla 9. Índices de Generación RS en Estrato No Domiciliarios

| Sub Estrato | Estación | Peso total Estrato, kg, medido durante el monitoreo | Peso diario por Estrato, kg/d (*) | Cantidad de establecimientos muestreados en cada Estación | Peso diario/cant, kg/establec. d | Cantidad total establecimientos del Estrato (**) | índice (E= DxC), kg/d | Indicador promedio, kg/ Estrato.d |
|----------------------|----------|---|-----------------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|-----------------------------------|
| Comercial | Seca | 961,166 | 137,31 | 41 | 3,349 | 18341 | 61424,20 | 60823,75 |
| | Húmeda | 1310,13 | 187,16 | 57 | 3,284 | 18341 | 60223,29 | |
| Institucional | Seca | 70,95 | 14,19 | 1 | 14,190 | 103 | 1464,41 | 1045,07 |
| | Húmeda | 36,45 | 6,08 | 1 | 6,075 | 103 | 625,73 | |
| Especial | Seca | 19,2 | 2,74 | 1 | 2,743 | 101 | 277,03 | 244,20 |
| | Húmeda | 14,65 | 2,09 | 1 | 2,093 | 101 | 211,38 | |
| Servicios | Seca | 47,405 | 6,77 | 3 | 2,257 | 400 | 902,95 | 1194,33 |
| | Húmeda | 26 | 3,71 | 1 | 3,714 | 400 | 1485,71 | |
| Áreas Públicas | Seca | 1470,33 | 294,07 | 1,514 | 194,231 | 192 | 37292,39 | 30261,94 |
| | Húmeda | 915,95 | 183,19 | 1,514 | 120,997 | 192 | 23231,49 | |
| Bares y Restaurantes | Húmeda | 344,00 | 49,14 | 4 | 12,286 | 146 | 1793,71 | 1793,71 |
| Supermercados | Húmeda | 342,30 | 48,90 | 2 | 24,450 | 89 | 2176,05 | 2176,05 |
| Terminal de Ómnibus | Húmeda | 3675,6258 | 525,09 | 1 | 525,089 | 1 | 525,09 | 525,09 |
| Shopping | Húmeda | 1201,11 | 171,59 | 1 | 171,586 | 8 | 1372,69 | 1372,69 |

| | | | | | | | | |
|-------------------|--------|-----------|--------|----|-------|------|----------|----------|
| Mercado de Abasto | Húmeda | 1602,0885 | 273,53 | 34 | 8,045 | 2992 | 24071,88 | 24071,88 |
| | | | | | | | | |

(*) Para hallar el peso diario por Estrato, por Estación, no se divide de manera generalizada entre 7 días, atendiendo que en determinados Sub Estrato, el monitoreo fue de menor tiempo.

Los valores hallados y contenidos en la Tabla 9, se obtienen a partir de la consideración de todo el peso generado por cada sub estrato (específicamente en aquellos puntos muestrales válidos), el número de establecimientos válidos y la cantidad individual total de cada estrato, sean estos expresados en cantidad de tiendas, cantidad de oficinas públicas, km de calles barridas, cantidad de veterinarias, entre otros.

El importante destacar que el criterio utilizado para considerar válido un punto de muestreo es que durante el monitoreo haya entregado al menos 6 veces sus muestras de residuos. Este criterio generalizado ha tenido algunas excepciones, como se verá más adelante.

Respecto a la proporcionalidad de la participación de cada Sub Estrato sobre el total y de acuerdo a la siguiente tabla, se tiene que el sector Comercial presenta una mayor participación con el 49,25%, seguido de Áreas Públicas 24,50% y de Mercado de Abasto 19,49%. Tabla 10

Tabla 10. Proporcionalidad de aportes de sub Estratos No Domiciliarios

| Sub Estrato | Índice promedio, kg/Estrato.d | Proporcionalidad, % |
|--------------------------|-------------------------------|---------------------|
| Comercial | 60.823,75 | 49,25 |
| Institucional | 1.045,07 | 0,85 |
| Especial | 244,20 | 0,2 |
| Servicios | 1.194,33 | 0,97 |
| Áreas Públicas | 30.261,94 | 24,50 |
| Bares y Restaurantes | 1.793,71 | 1,45 |
| Supermercados | 2.176,05 | 1,76 |
| Terminal de Omnibus | 525,09 | 0,43 |
| Shopping | 1.372,69 | 1,11 |
| Mercado de Abasto | 24.071,88 | 19,49 |
| Totales | 123.508,72 | 100 |

3.3 Índice de Generación de Residuos Sólidos Urbanos

Este índice incluye a todos los estratos, sean Domiciliarios y No Domiciliarios. Se obtiene mediante el cociente entre la sumatoria de los productos de índice de generación individual por la cantidad específica correspondiente a ese estrato, y la población total. Se expresa en Kg/hab.d. Tabla 11.

Tabla 11. Índice de Generación de RSU

| Categoría | IG Estación Seca | | IG Estación Húmeda | | IG Promedio | | Cantidad por Estrato | | IG RSU, kg/d |
|---------------------|------------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|-------------|----------------------|---------|--------------|
| | | kg/hab.d | | kg/hab.d | | kg/hab.d | | | |
| Domiciliarios V1 | 0,938 | kg/hab.d | 0,764 | kg/hab.d | 0,851 | kg/hab.d | 187501 | hab | 159537,42 |
| Domiciliarios V2 | 1,002 | kg/hab.d | 0,767 | kg/hab.d | 0,884 | kg/hab.d | 260621 | hab | 230477,15 |
| Domiciliarios V3 | 0,570 | kg/hab.d | 0,640 | kg/hab.d | 0,605 | kg/hab.d | 74165 | hab | 44877,05 |
| No Domiciliarios AP | 253,866 | kg/km.d | 170,175 | kg/km.d | 212,021 | kg/km.d | 192 | km | 40707,94 |
| No Domiciliarios CO | 4,405 | kg/tienda.d | 3,878 | kg/tienda.d | 4,141 | kg/tienda.d | 18341 | tiendas | 75955,64 |
| No Domiciliarios | 3,840 | kg/tienda.d | 2,930 | kg/tienda.d | 3,385 | kg/tienda.d | 101 | tiendas | 341,89 |

| | | | | | | | | | |
|-------------------------|---------|---------------|-------|-------------|---------|---------------|--------|---|------------------|
| ES | | | | | | | | | |
| No Domiciliarios SE | 3,160 | kg/tienda.d | 6,500 | kg/tienda.d | 4,830 | kg/tienda.d | 400 | tiendas | 1932,07 |
| Domiciliarios IN | 0,261 | kg/func.d | 0,130 | kg/func.d | 0,196 | kg/func.d | 255563 | funcionarios | 49965,65 |
| Grandes Generadores TOA | 524,565 | kg/TOA.d | | | 524,565 | kg/TOA.d | 1 | TOA | 524,56 |
| Grandes Generadores MA | 7,961 | kg/tienda.d | | | 7,961 | kg/tienda.d | 2992 | permisionarios | 23818,98 |
| Grandes Generadores SH | 171,586 | kg/shopping.d | | | 171,586 | kg/shopping.d | 8 | shopping | 1372,69 |
| Grandes Generadores SM | 28,53 | kg/tienda.d | | | 28,53 | kg/tienda.d | 89 | supermercados | 2538,73 |
| Grandes Generadores BR | 27,15 | kg/tienda.d | | | 27,15 | kg/tienda.d | 146 | bares y rest | 3963,68 |
| | | | | | | | | Total General | 636013,44 |
| | | | | | | | | Población total Asunción | 522287 |
| | | | | | | | | índice de Generación de Residuos Urbanos, kg/hab.d | 1,218 |

3.3 Composición de residuos sólidos urbanos

3.3.1 Clasificación, Sub Clasificación y Subproductos

Los Residuos Sólidos se hallan clasificados en Residuos, Orgánicos, Inorgánicos y Peligrosos y éstos a su vez poseen una Sub Clasificación y Sub productos. La información sobre la composición de estos tipos de residuos para las diversas Clasificaciones y Sub clasificaciones es sumamente relevante a la hora de diseñar o perfeccionar la gestión de estos.

Los valores encontrados en este ítem, surgen a partir de la segregación de los residuos en sus componentes, es decir, tras la apertura de las bolsas de muestras individuales y formación de cúmulo, se realiza la mezcla manual de los mismos con el objetivo de homogenizar la muestra de un Estrato específico. Luego viene el proceso de la segregación y posterior pesaje de cada uno de estos tipos de residuos segregados. De esta manera se obtiene el peso total de ese residuo específico durante el período de monitoreo y tras hallar el promedio entre ambas estaciones (seca y húmeda) van generándose los valores a partir de los cuales se halla la proporción referido al peso total de ese mismo tipo de residuo.

La composición general de los Residuos Sólidos Urbanos se encuentra en la Tabla 12 siguiente.

Tabla 12. Sub clasificación y sub productos de Residuos Sólidos Urbanos, valores porcentuales promedios

| Clasificación | Sub Clasificación | Subproductos | Promedio (ES – EH), % |
|---------------|---|--|-----------------------|
| Orgánicos | Residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes. | Hierba y madera. | 20,84 |
| | Residuos provenientes de la preparación y consumo de alimentos. | Desechos de alimentos no susceptibles para composta. | 2,95 |
| | Residuos susceptibles de ser utilizados como insumo en la producción de composta. | Desechos de alimentos susceptibles para composta. | 33,47 |
| | Otros | Orgánicos varios no identificados (mezclas) | 2,86 |
| Inorgánicos. | Vidrio. | Transparente. | 1,51 |

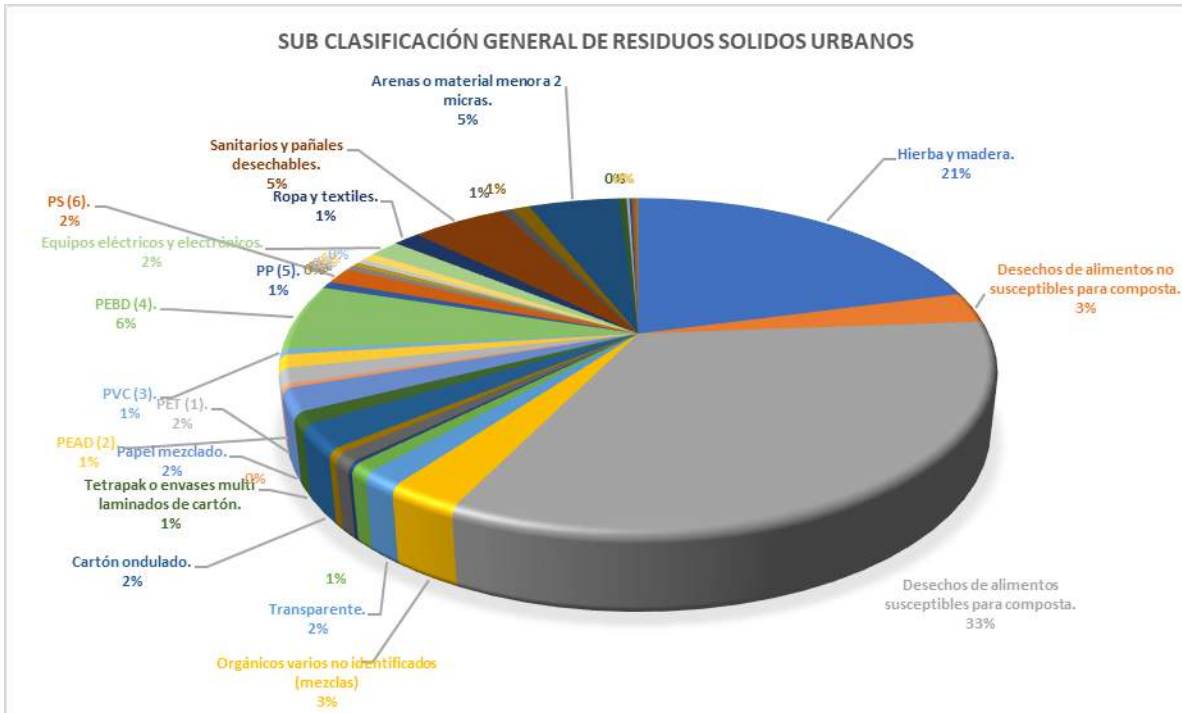
| | | | |
|------------|--|---|------|
| | | Verde | 0,85 |
| | | Ámbar | 0,23 |
| | | Otros | 0,01 |
| | Papel y cartón. | Papel de alta calidad. | 0,85 |
| | | Periódico y revistas. | 0,50 |
| | | Cartón ondulado. | 2,39 |
| | | Tetrapak o envases multi laminados de cartón. | 1,14 |
| | | Papel mezclado. | 2,25 |
| | | Otros. | 0,34 |
| | Plásticos. | PET (1). | 1,52 |
| | | PEAD (2). | 1,28 |
| | | PVC (3). | 0,51 |
| | | PEBD (4). | 6,39 |
| | | PP (5). | 0,68 |
| | | PS (6). | 1,57 |
| | | OTROS (7) | 0,49 |
| | Metales no ferrosos. | Aluminio. | 0,30 |
| | | Bronce. | 0,02 |
| | | Cobre. | 0,03 |
| | | Latón. | 0,01 |
| | | Otros. | 0,04 |
| | Metales ferrosos. | Metales ferrosos. | 0,42 |
| | Cerámicas. | Cerámica y piedra. | 0,76 |
| | Artículos de oficina y utensilios de cocina. | Artículos de oficina y utensilios de cocina. | 0,02 |
| | Equipos eléctricos y electrónicos. | Equipos eléctricos y electrónicos. | 1,62 |
| | Ropa y textiles | Ropa y textiles. | 1,45 |
| | Sanitarios y pañales desechables. | Sanitarios y pañales desechables. | 5,15 |
| | Otros no considerados como de manejo especial. | Maderas. | 0,61 |
| | | Cuero y goma. | 0,98 |
| | Arenas o material menor a 2 micras. | Arenas o material menor a 2 micras. | 4,92 |
| | Otros. | Otros. | 0,41 |
| Peligrosos | Aceites lubricantes usados. | | 0,09 |
| | Disolventes orgánicos usados. | | 0,03 |
| | Acumuladores de vehículos automotores conteniendo plomo. | | 0,01 |
| | Baterías eléctricas a base de mercurio o de níquel-cadmio. | | 0,02 |
| | Lámparas fluorescentes y de vapor de mercurio. | | 0,02 |
| | Aditamentos que contengan mercurio, cadmio o plomo. | | 0,00 |
| | Medicamentos, implementos e instrumentos médicos de uso domiciliarios. | | 0,16 |

| | | | |
|--|---|----------------|------|
| | Productos químicos de uso domi-sanitario (ej.: insecticidas, plaguicidas, herbicidas, soluciones ácidas y alcalinas, etc.). | | 0,18 |
| | Pinturas y solventes usados. | | 0,08 |
| | Otros peligrosos | | 0,07 |
| | | Totales | 100 |

Gráfico 1. Clasificación general de Residuos Sólidos Urbanos



Grafico 2. Subclasificación de RSU



De acuerdo al análisis del gráfico, se puede notar que los principales tipos de residuos son: Desechos de Alimentos representan el 33% del total, seguido por Hierba y Madera con una participación del 23% y muy por atrás le sigue el Polietileno de Baja Densidad con un 6%.

Uno de los tipos de residuos inorgánicos estudiados es el Plástico, que contiene a varios tipos incluido el Poliestireno (PS). Por considerarlo de interés se ha contabilizado de manera segregada el isopor, cual es la denominación local al Poliestireno Expandido (EPS) utilizado en empaques de muebles, vasos y platos térmicos, paneles de aislamiento para la construcción, entre otros. El isopor, a pesar de tener la misma composición química que el resto de materiales de poliestireno, como ser: bolsitas de galletitas o de fideo, vasos de yogurt o tapa de CDs, entre otros, tiene diferente conformación, es resistente a la compresión y en determinados casos contiene sustancias ignífugas tóxicas para salud y el medio ambiente, por lo que podría requerir un manejo diferente. De acuerdo a los resultados encontrados, la presencia de isopor representa el 4,82% del peso total de plásticos, siendo los mayores generadores el Mercado de Abasto, el Shopping y la Terminal de Ómnibus.

3.4 Densidad relativa y humedad de residuos urbanos

3.4.1 Densidad por Estrato – Valores promedios

La densidad es una de las propiedades de los Residuos, que permite conocer el volumen ocupado por una masa determinada. Se expresa en kg/m^3 .

Los valores promedio de densidad hallados por Estrato son ilustrados en la Tabla 13.

Tabla13. Valores de Densidad promedio por Estrato

| Estrato | Densidad Promedio, kg/m^3 |
|---------|---|
|---------|---|

| | | |
|---------------------|-----|--------|
| Domiciliarios | V1 | 111,88 |
| | V2 | 136,9 |
| | V3 | 62,02 |
| No Domiciliarios | AP | 179,35 |
| | SE | 55,14 |
| | ES | 41,41 |
| | CO | 44,93 |
| | IN | 39,02 |
| Grandes Generadores | TOA | 88,07 |
| | SM | 259,23 |
| | SH | 82,92 |
| | BR | 63,84 |
| | MA | 142,58 |

3.4.2 Contenido de Humedad en los Residuos por Categoría

El contenido de humedad en las muestras colectadas ha sido determinado sólo en la Estación Seca, debido a la coincidencia en el tiempo, de la disponibilidad de muestras y el inicio de la cuarentena sanitaria asociada al COVID 19 para la Estación Húmeda.

El laboratorio contratado para el efecto ha sido el Instituto Nacional de Tecnología y Normalización y los valores promedios obtenidos se encuentran en el siguiente detalle:

Tabla 14. Valores de humedad por categoría

| Categoría | Humedad Promedio, expresado en g/100g |
|-----------|---------------------------------------|
| V1 | 33,2 |
| V2 | 28,4 |
| V3 | 29,0 |
| CO | 27,6 |
| SE | 31,6 |
| ES | 29,4 |
| IN | 23,7 |
| AP | 22,3 |



Procedimiento para la selección y clasificación por componentes



Foto 4. Pesaje y registro de residuos por categorías.

4. Conclusiones

El alcance del trabajo de campo abarcó como área de muestreo, la ciudad de Asunción, se agruparon los barrios en las cuatro grandes áreas ya definidas por el Municipio, lo que facilitó la organización y actividades de los equipos en campo.

Se tomaron los estratos Domiciliarios (ingreso alto, medio y bajo), No Domiciliarios para los subestratos (comerciales, institucionales, especiales, servicios y barrido de calles) y los Grandes Generadores

(shopping, supermercado, terminal de ómnibus, mercado, bares y restaurantes) en dos estaciones del año: la estación seca (septiembre del año 2019) y la estación húmeda (marzo del año 2020).

En base a dichas categorías, se calculó el índice de generación y la composición de los residuos municipales de Asunción; encontrándose los siguientes valores 0,833 Kg/hab/d como índices de Generación de Residuos Domiciliarios.

La clasificación de los residuos sólidos urbanos, en términos porcentuales corresponde a residuos orgánicos (60%), inorgánicos (39%) y residuos peligrosos (1%). Mientras que la subclasificación de estos permite identificar a los de mayor generación en términos porcentuales a los desechos de alimentos (33%), hierba y madera (23%) y Polietileno de Baja Densidad (6%).

Si se hace una comparación grossa con el último estudio realizado en el año 1.994, donde el índice de generación de los residuos sólidos municipales (RSM) fue de 1.312 g/persona/día y la composición de los mismos se dividía en las siguientes proporciones: 68,0% de residuos orgánicos, 12,1% de residuos inorgánicos y 19,9% de incluidos en la categoría “otros”.

Se puede observar que el índice de generación de los residuos sólidos municipales (RSM) de Asunción sufre una disminución del orden de 36,51%. Mientras que, si se observan las categorías de generación, los residuos orgánicos siguen siendo de mayor generación seguido de inorgánicos, sufriendo éste un incremento del orden del 31%. Es decir, se ha producido un aumento de los residuos inorgánicos en comparación a los residuos orgánicos, en el período 1994 – 2020.

Se estima esta variación viene asociada a los cambios de hábitos de la sociedad asuncena desde los años noventa a la fecha, cambios de hábitos asociados al consumismo, mayor adquisición de alimentos pre elaborados, comidas compradas, mayor uso de pañales (adultos y bebés), la preferencia del uso de bolsas de plástico de todo tipo para el almacenamiento y transporte de todo tipo de artículos, uso de servicios de delivery que utiliza los embalajes plásticos para envasado y almacenamiento de alimentos, generando mayor cantidad de residuos inorgánicos.

En cuanto a las cantidades de materiales de los RSM separados actualmente para su reciclaje, podemos decir que, en el caso de que todos los residuos generados en el municipio vayan al sitio de disposición final, será posible recuperar un 3,2% de materiales para su posterior reciclaje.

Entre las oportunidades de mejora y lecciones aprendidas se tienen la supervisión constante en todas las etapas del estudio, puesto que, al trabajar con tantas variables, que a veces no se tienen el control, se debe tener la capacidad de responder en forma y tiempo a los inconvenientes surgidos.

Un punto crítico a tener en cuenta es lograr el compromiso de las personas adheridos al estudio, es importante que ellos tomen con responsabilidad cumpliendo con las condiciones establecidas en el proceso, como cumplir los ocho días de entrega de los residuos, la no alteración de los hábitos ect. Para ello se debe ser claro en la aplicación de los objetivos del estudio, el manejo de los residuos y la importancia de su colaboración. Sin duda esto implica dedicar el tiempo necesario a la fase de sensibilización en las visitas realizadas y posteriormente con llamadas telefónicas para recordar el manejo de los residuos como la fecha de inicio de recolección.

En la segunda campaña se ha observado diversas situaciones a superar debido a la restricción de actividades como efecto de la pandemia de Corona Virus, una de ellas fue la disminución de cantidad de muestras comerciales y shopping en los últimos tres días. Se tuvo inconvenientes con el laboratorio del

INTN para determinación de humedad en las muestras, como alternativa surgió procesar en el Laboratorio de Universidad Católica de Asunción, pero también fue afectado por el cierre de las actividades.

Es también importante resaltar que, dada las características de tamaño y composición de los residuos sólidos urbanos, es necesario que el laboratorio analítico cuente con mecanismo de reducción de tamaño de las muestras. Esto representa una barrera al momento de la gestión para contratación de un laboratorio para determinaciones de humedad.

Referencias

- Paraguay. Resolución MADES .(2019). Guía Metodológica para la caracterización de los residuos sólidos urbanos Resolución Número 304/2019.
- Paraguay. STP/DGEEC. (2015). Proyección de la Población por Sexo y Edad, según Departamento, 2000-2025. Revisión 2015.
- Paraguay. STP/DGEEC. (2012). Principales indicadores de Viviendas.
- Municipalidad de Asunción. 2019. Mapa catastral de Asunción. <http://www.asuncion.gov.py/catastro/>
- DGEEC. (2002). Atlas Censal del Asunción.
- DGEEC.(2018). Asunción Proyección de la Población por Sexo y Edad.
- DGEEC.(2018). Asunción. Condiciones de Vida. EPHC. 1997-2018
- Hernnandez Berriel et al. (2016). GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE. Rev. Int. Contam. Ambie. 32 (Especial Residuos Sólidos) 11-22. DOI: 10.20937/RICA.2016.32.05.02
- DGEEC. (2012). Atlas Cartográfico de Paraguay.
- SEAM. (2016). Evaluación Inicial del Convenio de Minamata en Paraguay.
- Beltran M, Marcilla A. (2012).Tecnología de los polímeros.
- Casati R, Lima R. (2010).Evolución y tendencia de la cantidad, generación y composición de los residuos sólidos en Asunción. Tesis de Posgrado (Maestría), Universidad Católica de Asunción". Asunción.
- Centro de Información Ambiental del Ayuntamiento del Distrito Nacional y la Secretaría de Estado de Educación. (2007). Guía de educación Ambiental Sobre los Residuos Sólidos. Santo Domingo: Japan International Cooperation Agency. 2007.
- Chavarri A, Matos A. (2009). Caracterización de Residuos Sólidos Generados por el Área Administrativa de Tres Empresas en la Zona Industrial de San Juan de Miraflores. Revista de Investigación Universitaria; 1(1):52-58.

- Paraguay. (2017). Decreto de Gestión de Residuos Sólidos Numero 7397/2017. Reglamentación de la Ley 3956/2009 de Gestión Integral de Residuos Sólidos.
- Gestión de residuos sólidos en situaciones de desastre. (2003). Área de Preparativos para Situaciones de Emergencia y Socorro en Casos de Desastre Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente”. SERIE Salud Ambiental y desastres. OMS.
- Guía para la gestión de residuos sólidos urbanos.(2007). ONUDI/SECO/LARE.
- Guía para el adecuado manejo de los residuos sólidos y peligrosos. (2011). Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Rural del Municipio de Envigado. Colombia. 2011.
- Japan International Cooperation Agency – Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social (JICA – MSPyBS). (1994). El Estudio sobre el Manejo de Residuos Sólidos en el Área Metropolitana de Asunción.
- R. J. Crawford, Butterworth-Heinemann. Ingeniería de los plásticos.(1999). Oxford.
- Ley de Paraguay 3956/2009. “Gestión Integral de Residuos Sólidos”.
- Manual Técnico de Difusión. (2008). Manejo de Residuos Sólidos para Albergues en Zonas Rurales. Ministerio de Comercio Exterior y Turismo. Gestión Ambiental. Lima.
- Manual de compostaje. (2011). Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino. Madrid.
- Organización Panamericana de la Salud – Organización Mundial de la Salud (OPS – OMS) .(2001). Análisis sectorial de residuos sólidos en Paraguay.
- PAHO (Pan American Health Organization), IDB (Inter-American Development Bank), AIDIS (Inter American Association of Sanitary and Environmental Engineering, Mexico.(2010). “Regional Assessment Report on Municipal Solid Waste Management in Latin America and the Caribbean”. Washington. Disponible en: <http://www6.iadb.org/>.
- Pardavé Livia, Walter. (2014). Envases y medio ambiente. Editorial ECOE. 2014.
- Plan de Gestión de Aceites Usados. (2015). Municipalidad de Montevideo. Año 2015.
- Proyecto CONAMA/GTZ. (2006). “Gestión de Residuos Peligrosos en Chile”. Ficha Técnica Manejo de tubos fluorescentes.
- Prüss A, Giroult E, Rushbrook P. (1999). “Safe Management of Health-Care Wastes”.
- Organización Mundial de la Salud, Ginebra. 2000. Aide Memoire: Safe Health-Care Waste Management. Ginebra.
- Sakurai, K. (1983), Método sencillo del análisis de residuos sólidos, Hoja de Divulgación Técnica 17, CEPIS/OPS, <http://www.cepis.ops-oms.org/cdromrepi86/fulltexts/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt017.html>
- STP – KfW, (2003), Plan Maestro Gestión de Residuos Comunes de la Región Oriental del Paraguay.



ELABORACIÓN DE PANELES PARA AISLAMIENTO TÉRMICO A BASE DE CASCARILLA DE ARROZ

Cigarruista Solís, Luis¹; Marín Calvo, Nacarí²

¹ Ingeniería Electromecánica, Facultad de Eléctrica, Universidad Tecnológica de Panamá, Centro Regional Universitario de Azuero, Panamá.

² Ingeniería Mecánica, Facultad de Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Centro Regional Universitario de Azuero, Panamá.

Resumen

En este proyecto se presenta el proceso de elaboración de paneles a base de cascarilla de arroz, con potencial de aislamiento. El proceso en general consistió en una serie de pruebas que permitieron definir las condiciones del proceso de fabricación de paneles a base de cascarilla de arroz. Entre los materiales aglutinantes que se utilizaron para las pruebas se tienen en almidón de yuca, harina de trigo, arroz molido y crema de arroz. La cascarilla de arroz fue triturada para conseguir que las fibras presentaran una mejor adhesión. Esto se logró mediante una máquina de moler casera. El valor de conductividad térmica del panel obtenido se encuentra dentro del rango de materiales con potencial para aislamiento, de acuerdo a las mediciones realizadas con prototipo basado en la norma ASTM C-177.

Abstract

This project presents the process for the production of rice husk-based panels with insulation potential. In general, the process consisted of a series of tests that allowed defining the conditions of the manufacturing process of rice husk-based panels. Among the binder materials used for the tests were cassava starch, wheat flour, ground rice and rice cream. The rice husk was ground to achieve better adhesion of the fibers. This was achieved using a homemade grinding machine. The thermal conductivity value of the panel obtained is within the range of materials with potential for insulation, according to measurements made with prototype based on ASTM C-177.

Palabras clave/ keywords:

Aislante térmico, cascarilla de arroz, aglutinante, paneles, conductividad térmica.

1. Introducción

La cascarilla de arroz en Panamá es un subproducto que se desecha a manera de residuos después de haber procesado el grano de arroz para su comercialización. Dicha fibra ha sido estudiada térmicamente mostrando su potencial como aislante térmico, gracias a su característica de baja conductividad térmica. La conductividad térmica de la cascarilla de arroz se ha estudiado aglomerada con otros materiales, tal es el caso del estudio en donde se mezcló con celulosa de papel periódico (Alvarado, Navarro, Ojo, & Sánchez) obteniendo un valor de conductividad térmica de $1.08 \frac{W}{m C}$. De igual manera se presentó un buen resultado de conductividad térmica en el estudio en donde se combinó la cascarilla de arroz con almidón de yuca (Canto, Batista, Sánchez, Moreno, & James, Aislante térmico a base de materiales orgánicos), dando como resultado un valor de $0.0262 \frac{W}{m K}$. La conductividad térmica, es un valor denotado por la letra K, que corresponde a la medida de la capacidad del material para conducir calor (Cengel & Afshin J. Ghajar). Por lo

antes expuesto, a menor valor de conductividad térmica, mejor comportamiento tendrá el material al momento de trabajar como aislante térmico. El valor de K se expresa en W/m°C.

La elaboración de los paneles a base de cascarilla de arroz consistió en la definición del proceso en general, considerando los diferentes tipos de materiales aglutinantes y tamices de cascarilla de arroz para lograr el resultado final. Los materiales aglutinantes que se ensayaron consistieron en mezclas de almidón de yuca, harina de trigo y crema de arroz. Los materiales utilizados como aglutinantes fueron elegidos principalmente por sus propiedades de adhesión, su disponibilidad en el mercado y por la decisión de no utilizar aglutinantes sintéticos para así lograr un resultado totalmente biodegradable.

2. Proceso para la elaboración del panel aislante a base de cascarilla de arroz

Como parte de este proyecto, se llevaron a cabo una serie de pruebas con el propósito de definir las condiciones finales del proceso de fabricación de panel a base de cascarilla de arroz. A continuación, se describen cada una de las pruebas que se llevaron a cabo para tal propósito:

- Prueba 1 (66% cascarilla de arroz sin moler y 34% almidón de yuca).
- Prueba 2 (molde de madera, 50% cascarilla de arroz y 50% almidón de yuca).
- Prueba 3 (molde de aluminio, 50% cascarilla de arroz y 50% almidón de yuca).
- Prueba 4 (1/2 libra de harina de trigo, 50% cascarilla de arroz y 50% almidón de yuca).
- Prueba 5 (cascarilla de arroz y arroz molidos mediante máquina de moler casera).

Durante el desarrollo de las pruebas antes mencionadas, se presentaron problemas de falta de adhesión entre las fibras, protuberancias en la superficie del panel y agrietamientos. A partir de estos resultados, se planteó la hipótesis de la influencia del tamaño del arroz molido mediante máquina de moler casera en la aparición de imperfecciones en el panel.

2.1. Prueba 6 (cascarilla de arroz molida y crema de arroz comercial).

Durante el desarrollo de la prueba 6, se optó por emplear crema de arroz comercial como material aglutinante, ya que la misma es procesada por molino, resultando en un polvillo de arroz fino. Las proporciones para elaborar el aglutinante fueron de 3:1 (por cada 3 proporciones de crema de arroz 1 proporción de agua). Para elaborar la mezcla de cascarilla de arroz con el aglutinante se utilizó una proporción de 1.5:1 (por cada 3 proporciones de aglutinante se agregaron 2 proporciones de cascarilla de arroz molida).

Para solucionar el inconveniente de las protuberancias en la superficie, se optó por obligar a que la mezcla no presentara ninguna deformación física durante el proceso de secado. Para esto se utilizó un sistema de inmovilización de la corteza de la mezcla mediante una parrilla de metal sujeta al molde mediante alambre flexible de construcción (ver figura 1). La misma permitió que el aire caliente entrara a la mezcla por los bordes y saliera por ellos mismos.



Figura 1. Molde con sistema de rejilla implementado para inmovilizar la superficie de la mezcla.

Se introdujo el molde con la mezcla en conjunto con todas las modificaciones al horno. La temperatura se fijó a 220 °C y el tiempo de secado fue de 3 horas exactas.

Como se muestra en la figura 2, el resultado de este experimento fue un panel a base de cascarilla de arroz molida y aglutinante a base de crema de arroz comercial que presentó una superficie compacta. Se presentaron pequeñas grietas las cuales fueron insignificantes en comparación a los resultados anteriores. Las mismas fueron motivo de la compresión mediante la parrilla de metal.



Figura 2. Resultado final del proceso de elaboración de los paneles a base de cascarilla de arroz.

En base a los resultados de la prueba 6, se describen a continuación los pasos para obtener un panel a base de cascarilla de arroz:

1. Moler la cascarilla de arroz en una máquina de moler casera.
2. Elaborar un panel de aluminio con las dimensiones deseadas.
3. Colocar una parrilla metálica rígida. Se recomienda que sea más grande que el molde, aproximadamente un centímetro más de ancho como de largo.
4. Elaborar el aglutinante a base de crema de arroz (por una proporción de crema de arroz, tres proporciones de agua). Cocinar a fuego medio hasta conseguir la consistencia de una crema, recordando no permitir que espese demasiado).
5. Realizar la mezcla de cascarilla de arroz molida con el aglutinante (por cada dos proporciones de cascarilla de arroz molida, se agregan tres proporciones de aglutinante).
6. Depositar la mezcla en el molde de aluminio. Recordar aplicar una capa de papel aluminio en la superficie del molde para evitar que la mezcla se adhiriera al mismo.
7. Aplicar la parrilla metálica rígida y fijar al molde mediante alambre de construcción flexible
8. Precalentar el horno a 220 °C por 10 minutos y dejar secar la mezcla por 3 horas.

9. Retirar el molde del horno con cuidado y permitir que se enfríe por completo a temperatura ambiente.
10. Extraer el panel de cascarilla de arroz del molde y retirar con cuidado el papel aluminio de la parte inferior del mismo.

3. Proceso de medición de la conductividad térmica del panel aislante obtenido.

Para la medición de la conductividad térmica del panel obtenido, se realizó el experimento mediante la norma ASTM C-177 (Carvajal, Solís, & Marín Calvo, 2020) . Esta norma se basa en la ecuación de conducción de calor de Fourier:

$$\dot{Q} = -KA \frac{dT}{dx} \quad (1)$$

Para que se cumpla la ecuación 1, se debe alcanzar un estado térmico estacionario. En este experimento, se obtuvo el valor de conductividad térmica (K), por lo que se debe cumplir que las demás variables de la ecuación sean constantes con respecto al tiempo.

En dicho experimento se utilizó un aporte de un trabajo de investigación elaborado en 2019 por estudiantes de ingeniería electromecánica. El experimento consta de una caja de madera totalmente aislada en su interior por medio de una capa de papel aislante para techos a base de aluminio pulido. Se le denomina como: caja caliente. Es la encargada de almacenar el flujo de calor generado en su interior hasta que llegue a un estado térmico estacionario. El flujo de calor es generado por un foco incandescente de 100 W instalado de manera perpendicular a una de las caras de la caja. De acuerdo a la ficha técnica del foco el 85% de la potencia especificada se convierte en calor y el resto en energía lumínica. Las dimensiones de la caja caliente fueron de 30 cm de ancho, 30 cm de alto y 30 cm de profundidad. En la figura 3 se puede observar la caja caliente.



Figura 3. Caja caliente para medir la conductividad térmica.

Para saber la temperatura interior de la caja caliente, se ubicó un sensor DHT22 de temperatura en su interior. Se programó por medio de un microprocesador ARDUINO. El mismo fue el encargado de validar el estado térmico estacionario dentro de la caja. El procedimiento consistió en colocar el material al que se le deseó obtener la conductividad térmica en dirección perpendicular al foco incandescente. El material se adecuó para que tuviera las mismas dimensiones de la caja y un espesor de 1.5 cm. Los bordes del material de prueba se unieron a la caja mediante silicona y se la aplicó cinta de pegamento 3M para una mejor sujeción.

Cuando se inició el experimento, se observó que a medida que la temperatura de la caja aumentaba, el panel a base de cascarilla de arroz presentaba un leve pandeo de aproximadamente 0.5 cm en su parte central. Por esta razón se decidió sujetar la parte central mediante un trozo de cordón y de esta manera evitar que se diera la mínima cantidad de fuga de calor.

En la figura 4 se puede observar la colocación del material de prueba en la caja caliente en conjunto con la computadora utilizada para obtener los datos de temperatura del sensor.

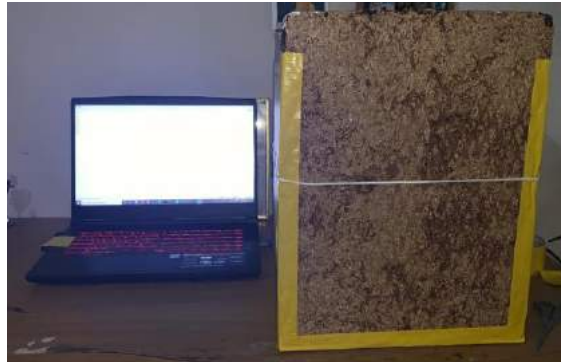


Figura 4. Colocación del material de prueba en la caja de medición de conductividad térmica.

Las lecturas de temperatura se mantuvieron 1 hora y media con un intervalo de 1 minuto entre cada una. Al transcurso de ese tiempo, la temperatura fue incrementando hasta que llegó a una temperatura de 230°C y se mantuvo constante por un periodo de 10 minutos.

En ese momento se pudo asumir que la caja caliente había llegado a un estado térmico estacionario en su interior. Como se puede observar en la ecuación 1, se requiere obtener el gradiente de temperatura superficial del material de prueba. Debido al estado térmico estacionario dentro de la caja, se tiene el valor de temperatura superficial en una de las superficies del material. Para obtener la temperatura de la otra superficie se utilizó una cámara termográfica FLUKE Ti 110. La misma fue facilitada por la Sede Regional de Azuero de la Universidad Tecnológica de Panamá. En la figura 5 se muestra la imagen termográfica del panel a base de cascarilla de arroz cuando se alcanzó el estado térmico estacionario.

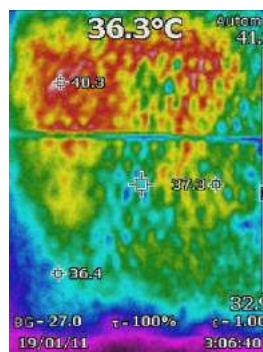


Figura 5. Imagen termográfica para la obtención de la temperatura superficial externa.

Como se mostró en la figura 5, la temperatura superficial exterior del panel a base de cascarilla de arroz fue de 36.3 °C. Con el dato antes mencionado se tuvieron todas las variables necesarias para que se cumpliera con la ecuación 1. El paso siguiente consistió en despejar de la ecuación K:

$$K = \frac{L}{A(T_1 - T_2)} \dot{Q} \quad (2)$$

Se muestran los datos de cada variable a utilizar en la ecuación 2 a continuación:

Tabla 1. Datos de las variables para obtener la conductividad térmica.

| Variable | Valor |
|--|---------------------|
| Flujo de calor (\dot{Q}) | 85 W |
| Espesor (L) | 0.015 m |
| Área (A) | 0.09 m ² |
| Temperatura superficial interior (T_1) | 230 °C |
| Temperatura superficial exterior (T_2) | 36.3 °C |

Aplicando la ecuación 2, se obtuvo un valor de $K = 0.073 \frac{W}{m \cdot ^\circ C}$. El valor de conductividad térmica obtenido se encuentra dentro del rango que indica cuando un material es buen aislante térmico. Se considera aislante térmico a aquellos materiales que poseen un valor de conductividad térmica menos a $0.10 \frac{W}{m \cdot ^\circ K}$ (ERICA, s.f.).

4. Referencias

- Alvarado, R., Navarro, E., Ojo, D., & Sánchez, D. (s.f.). Aislante termo-orgánico a base de celulosa y cascarilla de arroz.
- Canto, A., Batista, M., Sánchez, J., Moreno, M., & James, A. (s.f.). Aislante térmico a base de materiales orgánicos. Panamá.
- Canto, A., Batista, M., Sánchez, J., Moreno, M., & James, A. (s.f.). Aislante térmico a base de materiales orgánicos.
- Carvajal, R. H., Solís, J. L., & Marín Calvo, N. (2020). Prototipo de medida de conductividad térmica de materiales basado en la norma ASTM C177. Congreso internacional de investigación e innovación, 878-887.
- Cengel, Y. A., & Afshin J. Ghajar. (s.f.). Transferencia de calor y masa. Fundamentos y aplicaciones. Mc Graw Hill.
- ERICA. (s.f.). Aislamiento térmico. Obtenido de <http://www.eric.es/aislamiento-termico/>

5. Conclusiones

A continuación, se muestran las conclusiones del trabajo realizado:

- Se demostró que el panel presenta un potencial como aislante térmico, gracias a su baja conductividad térmica de $K = 0.073 \frac{W}{m \cdot ^\circ C}$.
- Es recomendable utilizar la cascarilla de arroz semimolida debido a que en su forma natural no es posible que sea compactada (por lo menos con el procedimiento obtenido en esta investigación) debido a su estructura física.
- Se requiere seguir optimizando el proceso de elaboración de paneles a base de cascarilla de arroz, particularmente en lo que se refiere al secado.



METARECICLAGEM E INCLUSÃO DIGITAL, INSTRUMENTOS PARA REDUÇÃO DAS PERDAS EDUCACIONAIS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE, PÓS COVID- 19: Um Computador Nota 10

Cirne, Luiza Eugenia da Motta Rocha¹; Morais, Rafael da Silva¹; Oliveira, Evelyne Alves de¹; Lucena, Gabriel Delane de Araújo¹; Macedo, Augusto Queiroz de⁴; Nóbrega, Raul Araújo da¹; Araújo, José Bervaldo Torres²; Benevides, Emmanuel de Souza³; Costa, Ana Cristina Ramos⁵

¹ Laboratório de Tecnologia Agroambiental, Universidade Federal de Campina Grande, R. Aprígio Veloso, 882 - Universitário, Campina Grande - PB, 58428-830, Brasil, e-mail: luiza.cirne@yahoo.com.br

² Diretor do Instituto Alpargatas, Av. Jorn. Assis Chateaubriand, 4324 - Distrito Industrial, Campina Grande - PB, 58105-421

³ Secretaria de Educação de Campina Grande, R. Paulino Raposo, 79 - São José, Campina Grande - PB, 58400-358

⁴ Funcionário da HP Inc.

⁵ Psicóloga Clínica e Mestre em Psicologia Social pela Universidade Federal da Paraíba

Resumo

Em março de 2020, a pandemia provocada pelo vírus Sars-CoV-2, interrompeu as atividades de ensino das escolas do município de Campina Grande –PB-Brasil, tornando-se imprescindível a educação à distância-EAD e inovar na interação, aluno/professor/família. Visando contribuir com a inclusão digital, foi celebrado um acordo de cooperação técnico e pedagógico, projeto - Um computador nota 10, entre a UFCG e a Prefeitura Municipal de Campina Grande, apoiado pela HP Inc e pelo Instituto Alpargatas. O objetivo geral foi a recuperação de equipamentos eletroeletrônicos e computadores, para reutilização entre alunos e professores das escolas públicas do município. Utilizando metodologia e conceitos de projeto de extensão da UFCG, iniciado em 2012, destacou-se o conceito de metareciclagem que significa a recuperação do conteúdo tecnológico contido no objeto. Utilizando protocolos de segurança, 221 computadores e periféricos obsoletos foram coletados na indústria de calçados, Alpargatas S.A. Após a realização de triagem, os computadores passaram pelos processos de recuperação, limpeza, condicionamento, incremento de software/ HP, personalização e embalagem de kits para distribuição entre alunos e professores das escolas. Foram montados 162 kits, compostos por: (CPU/monitor/mouse/teclado e cabos elétricos) cedidos a 226 alunos e 35 professores, totalizando um público de 261 usuários beneficiados com o projeto. A metareciclagem contribuiu sobremaneira para a ampliação do ciclo de vida e doação dos computadores e, representou a inclusão digital de alunos e professores no período da pandemia/COVID 19, bem como com a redução de custos com tratamento e disposição final dos resíduos eletroeletrônicos gerados na empresa de calçados Alpargatas S.A.

Palavras chave: Sars Cov-2, educação, doação, metarreciclagem, kits de computadores

Abstract

In March 2020, the pandemic caused by Sars-CoV-2 interrupted the teaching activities of schools in the city of Campina Grande -PB-Brazil, making distance education-EAD and innovating in student/teacher/family interaction essential. Aiming to contribute to digital inclusion, a technical and pedagogical cooperation agreement was signed, a project - A computer top 10, between UFCG and the City Hall of Campina Grande, supported by HP Inc and the Alpargatas Institute. The

general objective was the recovery of electronic equipment and computers, for reuse among students and teachers in public schools in the municipality. Using the methodology and concepts of the UFCG extension project, started in 2012, the concept of meta recycling was highlighted, which means the recovery of the technological content contained in the object. Using security protocols, 221 computers and obsolete peripherals were collected from a shoe Alpargatas S.A. After screening, the computers went through the processes of cleaning, reconditioning, recovery, software/HP increment, personalization and packaging of kits for distribution among students and teachers at schools. 162 kits were assembled, comprising: (CPU/monitor/mouse/keyboard and electrical cables) given to 226 students and 35 teachers, totaling 261 users benefited from the project. Meta-recycling greatly contributed to the expansion of the life cycle and donation of computers and represented the digital inclusion of students and teachers in the period of the pandemic/COVID 19, as well as the reduction of costs with treatment and final disposal of electronic waste generated in the shoe company Alpargatas S.A.

keywords: Sars Cov-2, education, donation, meta recycling, computer reuse

1. Introdução

De acordo com a Organização Mundial da Saúde – OMS, em dezembro de 2019, houve um sinal de alerta sobre vários casos de pneumonia na cidade de Wuhan, província de Hubei, na República Popular da China. Tratava-se de uma nova cepa (tipo) de coronavírus que não havia sido identificada antes em seres humanos. Uma semana depois, em 7 de janeiro de 2020, as autoridades chinesas confirmaram que haviam identificado um novo tipo de coronavírus. Esse novo coronavírus Sars-CoV-2 é responsável por causar a doença COVID-19.

Segunda a OMS e a Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS, até o dia 30 de abril de 2020, foram confirmados no mundo 3.090.445 casos de COVID-19 e 217.769 mortes. No Brasil, o Ministério da Saúde registrou o primeiro caso, em 26 fevereiro de 2020, no estado de São Paulo. Sendo que em 7 de fevereiro, é Sancionada Lei de Quarentena, como forma de prevenção de contágio. Atualmente o Brasil está entre os 10 países com mais casos confirmados. Os estados brasileiros veem tomando medidas para evitar a proliferação do Covid – 19. Na Paraíba, a Secretaria de Saúde de Estado, confirmou, até o dia 02 de maio de 2020, 1.169 casos e 177 mortes, em Campina Grande, neste período inicial foram 61 casos confirmados.

Com medidas de isolamento para evitar a propagação do vírus, o ano letivo da rede municipal de Campina Grande, teve suas aulas suspensas pela Secretaria de Educação no dia 12 de março de 2020, logo que surgiu o primeiro caso de Sars-CoV-2 na cidade. Nos dias iniciais do mês de abril o secretário de educação do município anunciou as medidas para o enfrentamento desse período de isolamento, entre elas: postagem de leituras e vídeos; criação de salas de aulas virtuais. No final de abril as turmas criadas pela secretaria de educação começaram a receber as primeiras postagens de atividades remotas para ajudar no acompanhamento dos alunos no período de isolamento.

A metareciclagem além de um conceito é uma Startup de São Paulo que atua em todo território nacional e desenvolve ações na área de robótica educacional e em construção de laboratórios maker com material metarreciclado. Uma nova forma de reciclar onde o mais importante não é o material, ouro, prata, cobre, ferro, plástico, mas a tecnologia contida no objeto tecnológico, assim reciclamos tecnologia com a desconstrução para a transformação. Esta ideia propõe a apropriação dos objetos tecnológicos, novos ou velhos, objetivando suas reestruturações, compartilhando a maneira de fazê-lo e assim permitindo que qualquer um possa replicar ações, produções e experiências para preservá-las ou

transformá-las. A ação para tal ideia se dá de diversas formas: da captação de aparelhos eletrônicos usados, que estejam inutilizados, e montagem de laboratórios de metareciclagem, até a criação de ambientes de circulação da informação através da internet, como grupos de discussão, passando por todo tipo de experimentação e apoio estratégico e operacional a projetos socialmente engajados. A ideia extrapola o simples reaproveitamento de tecnologia velha, e toma como premissa que outras pessoas podem fazer algum uso dessa aparelhagem tecnológica. É condição imprescindível dar um fim social a toda tecnologia “estacionada” que está nos lares, escritórios e em todos os ambientes habitado pelo ser humano, segundo METARECICLA (2020).

Este trabalho teve como objetivo recuperar o conteúdo tecnológico de computadores e equipamentos e destiná-los aos alunos e professores de escolas públicas municipais visando inclusão digital e melhorias educacionais no período de isolamento social, no enfrentamento ao Sars-CoV-2.

2. Metodologia

De acordo com uma publicação do Compromisso Empresarial para Reciclagem - CEMPRE (2012), a Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece um marco regulatório para a gestão de Resíduos Sólidos, porém, ainda são confusas as instruções para a adoção da logística reversa dos resíduos eletroeletrônicos -REE em espaços geradores públicos e privados. Desta forma, utilizou-se uma metodologia de investigação dos instrumentos legais e jurídicos a fim de proceder com as etapas subsequentes ao projeto de extensão da UFCG iniciado em 2012, foram utilizadas metodologias propostas pelo IPT/CEMPRE (2000) com adaptações e da Estação de metarreciclagem Samambaia-DF, conforme as seguintes ações:

1. Levantamento da base legal existente para aquisição e descarte de materiais em instituições de ensino públicas federais, estaduais e municipais;
2. Inventário dos resíduos eletroeletrônicos entregues no Posto de Entrega Voluntária do Programa de Extensão da UFCG;
3. Diagnóstico de geração de resíduos eletroeletrônicos e verificação de formas de reutilização, metarreciclagem e pós consumo, observando-se os trâmites legais de desfazimento desses resíduos;
4. Logística de recebimento das máquinas, contatos com pessoas jurídicas, setores administrativos e jurídicos de instituições doadoras;
5. Caracterização e triagem do material com observações sobre a possibilidade de reaproveitamento: após o recebimento do material advindo dos doadores, será realizada a separação das máquinas passíveis de reaproveitamento e as que não apresentam a possibilidade de recuperação serão destinadas para cooperativas de catadores e ou empresas especializadas; Após recebimento do material ocorrerá a limpeza da máquina, o desmonte e a catalogação das peças com potencial de recuperação e reaproveitamento, com o respectivo inventário. A separação das peças ocorre da seguinte forma: abertura dos gabinetes ou notebooks e separação das peças, como, placa-mãe, disco rígido, CD, pilha, memória, fonte, cooler, processador e cabos em locais específicos. Com relação aos testes com monitores estes são ligados à energia, após a sinalização são conectados ao computador teste onde se observa o desempenho, ocorrendo à separação daqueles que se apresentam com possibilidade de recuperação. As atividades de triagem e testes em material eletroeletrônico se desenvolvem de forma contínua durante toda a vigência do Projeto.
6. Deleção completa dos dados do disco rígido seguindo padrões internacionais utilizando um software livre disponibilizado pela HP Inc. (HP Refresh). Instalação de sistema operacional leve e simples baseado em software livre (ou seja, sem custos de licença) habilitando crianças ao estudo online sem necessidade de nenhuma configuração adicional.

7. Entrega das máquinas para professores e/ou as famílias contempladas e assinaturas de Termo de Compromisso e Cessão de Uso, com informes sobre cuidados e responsabilidade do descarte final dos equipamentos.
8. Análise de dados sobre a evolução dos alunos e professores atendidos com os computadores bem como o funcionamento dos equipamentos.

Dentre as atribuições de cada colaborador do projeto, tivemos a infraestrutura física e a capacitação de professores e alunos envolvidos na execução das atividades do projeto, promovidos pelos Laboratório de Tecnologia Agroambiental - LTA da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola e o Núcleo de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação em Tecnologia da Informação, Comunicação e Automação – VIRTUS vinculado ao Centro de Engenharia Elétrica e Informática (CEEI). Este último desenvolveu um sistema de acompanhamento e criação de vínculo entre doadores e beneficiário, por meio do site do projeto (<https://www.umcomputadornota10.com.br/>).

A Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG) – PB, em conjunto com a Secretaria de Educação, forneceu pessoal para a execução de atividades, como técnicos de informática, permitiu o uso da imagem associada ao projeto. Responsabilizou-se pelo tombamento dos equipamentos doados adicionando-os ao patrimônio da prefeitura e pela destinação final após sua vida útil.

A parceria com a empresa HP Inc., foi realizada por meio e acesso de aquisição do Software HP Refresh, para utilização nos computadores doados e assistência operacional. O sistema operacional que a HP Inc desenvolveu e liberou para uso público e sem custos, é um software livre, no qual foi criado para funcionar em computadores com recursos limitados de armazenamento e memória. Além disso, trouxe aplicativos de acesso à internet e reunião on-line já pré-instalados facilitando o processo de manutenção e uso de crianças para os estudos durante a pandemia. A contribuição do Instituto Alpargatas/Alpargatas S.A, foi a doação de 221 computadores e periféricos, advindas das fábricas Alpargatas S.A de Campina Grande - PB e de Montes Claros – MG.

3. Resultado e Discussão

No ano de 2020, primeiro ano do projeto, 126 famílias foram beneficiadas, entre professores e alunos, totalizando 35 professores e 226 alunos, valor representativo no número de alunos beneficiados com kits de computadores e periféricos, visto que a maioria das famílias possuem de 01 a 05 filhos matriculados na rede municipal de ensino, fato que ampliou o número de usuários. Além dos 261 beneficiados, estima-se o uso dos kits por parentes e amigos da comunidade que convivem com os beneficiários, ficando sub estimado o usufruto dos kits e abrangência do projeto junto as comunidades urbana e rural.



Figura 1. Alunos e Professores beneficiados pelo Projeto

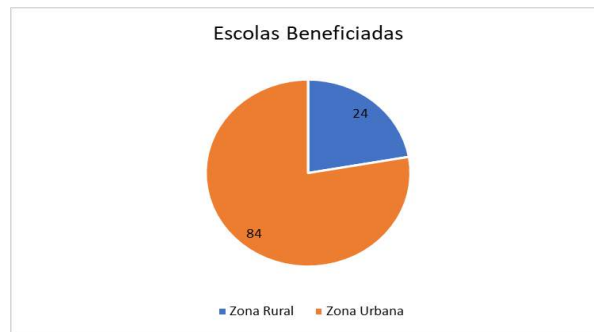


Figura 2. Distribuição das escolas no município de Campina Grande

A partir de critérios de vulnerabilidades social e digital pré estabelecidos, alunos e professores foram selecionados remotamente como os beneficiários de kits de computadores. As escolas contempladas abrangeram todos os núcleos educacionais do município (Figura 2), sendo 07 núcleos na zona urbana e 03 núcleos na zona rural, totalizando, 108 escolas beneficiadas pelo projeto, 22,22 % da zona rural e 77,78 % da zona urbana do município de Campina Grande -PB/ Brasil.

Estão representados na figura 3, (A), (B), (C) e (D), o dia do recebimento do material, manutenção, teste e entrega dos computadores.





Figura 3. (A) Recebimento dos resíduos REE (B) Metarreciclagem dos REE (C) Testes e programação (D) Entrega de kits de computadores para alunos da rede municipal de ensino.

4. Conclusão

O processo da metarreciclagem e parcerias firmadas entre a UFCG/PMCG/SEDUC/HP. Inc. e Instituto Alpargatas contribuiu sobremaneira para a recuperação de resíduos eletroeletrônicos, ampliação do ciclo de vida e doação dos kits de computadores, representando a inclusão digital de 226 alunos e 35 professores no período da pandemia/ Sars CoV-2 , bem como com a redução do desperdício de recursos, custos com tratamento e disposição final dos resíduos eletroeletrônicos gerados na empresa de calçados Alpargatas SA.

5. Referencias

- Compromisso Empresarial para Reciclagem – CEMPRE (2012). Política Nacional de Resíduos Sólidos – Agora é lei. Novos desafios para poder público, empresas, catadores e população. Catalogo. Rua Bento de Andrade, 126, Jd. Paulista, São Paulo - SP - 04503-000. Obtido de: <https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/6-Politica-Nacional-de-Residuos-S%C3%B3lidos-3.pdf>
- Ministério da Saúde. Governo Federal. Obtido de: <https://www.gov.br/saude/pt-br>.
- Organização Mundial da Saúde – OMS (2020). Obtido de: <https://www.who.int/eportuguese/countries/bra/pt/>
- Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS (2020). Obtido de: <https://www.paho.org/pt/covid19>
- METARECICLA –Reciclando Tecnologias- <https://metareciclagem.com.br/acesso> em 03 de abril de 2020.



OBSOLESCÊNCIA E TAXA DE RECUPERAÇÃO DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS DOADOS PARA O PROJETO UM COMPUTADOR NOTA 10

Cirne, Luiza Eugenia da Motta Rocha¹; Morais, Rafael da Silva¹; Oliveira, Evellyne Alves de¹; Lucena, Gabriel Delane de Araújo¹; Santos, Danilo Freire de Souza²; Silva, José Tiago Carneiro da²; Pedrosa, Daniel Oliveira²; Silva, Cayque Renna Ferreira²; Nóbrega, Raul Araújo da¹

¹ Laboratório de Tecnologia Agroambiental, Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, R. Aprígio Veloso, 882 - Universitário, Campina Grande - PB, 58428-830

² Secretária de Educação de Campina Grande, R. Paulino Raposo, 79 - São José, Campina Grande - PB, 58400-358

Resumo

O sistema capitalista, iniciado na timidez dos berços feudais com escambo do excedente da produção entre os agricultores, tomou proporções gigantescas a partir da Revolução Industrial. O desenvolvimento tecnológico de produtos e serviços produziram avanços para a humanidade, mas também efeitos ambientais indesejáveis, como descartes precoces, obsolescências e seus impactos negativos. O objetivo do trabalho foi observar a obsolescência nos descartes de resíduos eletroeletrônicos no ponto de entrega voluntária-PEV localizado no laboratório de tecnologia agroambiental da Universidade Federal de Campina Grande-PB-Brasil. A análise foi realizada no decorrer do ano de 2020, após campanhas em mídias para doações de equipamentos e posterior utilização no projeto Um computador nota 10. O doador ao acessar o site www.umcomputadornota10.com.br, utilizando-se de formulário específico, deveria informar sua personalidade jurídica, dados sobre o equipamento, autorização de liberação para doação e endereço para coleta. Seguindo procedimentos de segurança frente ao Sars-CoV-2, os equipamentos foram coletados e encaminhados para o PEV para análises, limpezas, testes e possibilidades de reutilização. Foram realizadas 40 doações de personalidades físicas, totalizando 87 computadores e 46 notebooks e 3 doações de personalidades jurídicas, totalizando 270 computadores e periféricos. Utilizando o processo da metareciclagem, foram recuperados 163 kits, compostos por: (CPU/monitor/mouse/teclado e cabos elétricos) para a inclusão digital alunos e professores do município de Campina Grande-Paraíba-Brasil. A taxa de recuperação de computadores e periféricos foi de 45,65%, comprovando que a obsolescência programada e perceptiva, representam um grande desperdício de recursos naturais de tecnologia e recursos financeiros.

Palavras-chave: Computadores, inclusão digital, obsolescência, recursos

Abstract

The capitalist system, started in the timidity of the feudal cradles with the exchange of surplus production among farmers, took on gigantic proportions after the Industrial Revolution. The technological development of products and services has produced advances for humanity, but also undesirable environmental effects, such as premature disposal, obsolescence and its environmental impacts. The objective of the work was to observe the obsolescence in the disposal of electronic waste at the voluntary delivery point-PEV located in the agro-environmental technology laboratory of the Federal University of Campina Grande-PB-Brazil. The analysis was carried out during the year 2020, after media campaigns for equipment donations and subsequent use in the Um computer grade 10 project. The donor, when accessing the website www.umcomputadornota10.com.br, using a specific form, the donor should inform its legal personality, data about the equipment, authorization to release the donation and address for

collection. Following safety procedures against Sars-CoV-2, the equipment was collected and sent to the PEV for analysis, cleaning, testing and reuse possibilities. 40 donations were made by individuals, totaling 87 computers and 46 notebooks, and 3 donations by legal entities, totaling 270 computers and peripherals. Using the meta-recycling process, 163 kits were recovered, consisting of: (CPU/monitor/mouse/keyboard and electrical cables) for the digital inclusion of 226 students and 35 teachers of the project a computer grade 10. The recovery rate of computers and peripherals was 45.65%, proving that programmed and perceptive obsolescence represent a great waste of natural and financial resources.

keywords: Computers, digital inclusion, obsolescence, resources

1. Introdução

A Lei nº. 12.305 institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, sendo regulamentada pelo Decreto 7.404/2010 (BRASIL, 2010). A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece um marco regulatório para a gestão dos Resíduos Sólidos. A lei estabelece as bases de uma prática que promete marcar a ação das empresas e a gestão do lixo no Brasil: a logística reversa (CEMPRE, 2012).

A obsolescência programada e perceptiva são ferramentas econômicas que colaboram com a redução da vida útil dos equipamentos, proporcionando um considerável aumento no consumo de um novo produto, mantendo-se assim a economia linear, baseada em produção, consumo e descarte. Dados da The Global E-waste monitor, 2020 revelam uma geração mundial de 55.5 milhões de toneladas de resíduos eletroeletrônicos com apenas 17,4% coletada e reciclada de forma documentada. O Brasil gerou um total de 1,5 milhão de toneladas de lixo eletrônico em 2016 e dados de 2020 revelam uma geração de 2,1 milhões de toneladas de REE com míseros 1% destinados corretamente, percentual muito abaixo, visto que as américas reciclam em média 9%.

Castro et al (2013) chamam a atenção da necessidade para o estabelecimento de sistemas de gestão eficientes dos resíduos eletroeletrônicos englobando as três esferas do poder (federal, estadual e municipal), para o atendimento dos instrumentos previstos na Política Nacional visando o equacionamento das questões relativas a estes resíduos, a valorização desses resíduos como importante fonte de materiais, como também a eliminação ou redução ao máximo dos potenciais impactos negativos oriundos de uma gestão inadequada.

Estão obrigados a programar sistema de logística reversa, tanto as indústrias como lojas, supermercados, distribuidores, importadores e comércio em geral - de início para produtos identificados como agrotóxicos, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes, lâmpadas, embalagens em geral e produtos eletroeletrônicos e seus componentes, por exemplo, geladeiras, televisores, celulares, computadores e impressoras (CEMPRE, 2012).

De acordo com o Porto Digital (2013) o crescimento do consumo de equipamentos eletroeletrônicos e a geração de resíduos, que por serem potencialmente tóxicos e poluentes, podem revelar-se como um problema socioambiental e compromete a qualidade do meio ambiente e da saúde humana. Afirmam ainda, que o setor de tecnologia da informação e comunicação é um grande consumidor de equipamentos eletroeletrônicos. Cita que as consequências do consumo geram uma grande quantidade de resíduos, que por conterem substâncias tóxicas, precisam de uma destinação ambientalmente correta.

SILVA et al. (2007) fazendo referências a indústria de eletroeletrônicos, afirmam que os resíduos podem causar sérios danos à saúde da população, gerando grave impacto ao meio ambiente. Chamam a atenção para o fato de que computadores se tornam obsoletos dentro da lógica comercial no intervalo de dois anos, máquinas são trocadas, baterias de celulares, equipamentos de impressão e conexão, cabos, infraestruturas de rede, entre outros materiais, são descartados. Para esses autores, os subprodutos

gerados por esses equipamentos poderiam ser implementados novamente no ciclo produtivo, reduzindo os custos e tempo de produção, com benefício econômico e ambiental.

Os problemas ambientais causados pelo descarte inapropriado de resíduos eletroeletrônicos são extremamente graves, visto seu potencial de contaminação do meio ambiente. Os danos causados podem ou não serem permanentes (NATUME; SANT'ANNA, 2011).

As novas tecnologias podem significar uma importante contribuição e proteção do meio ambiente. No entanto, o desenvolvimento tecnológico rápido e contínuo de equipamentos relacionados à informação e comunicação - computadores, impressoras, telefones, telefones celulares, televisores, etc. trazem com ele a questão do tratamento de resíduos desta indústria, cuja escala como a taxa de crescimento progressivo e superior, em comparação a outros tipos de resíduos (P. MORAGA; V. DURÁN., 2010).

O objetivo do trabalho foi observar a obsolescência nos descartes de resíduos eletroeletrônicos no Ponto de Entrega Voluntária - PEV localizado no laboratório de tecnologia agroambiental da Universidade Federal de Campina Grande-PB-Brasil.

2. Metodologia

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece um marco regulatório para a gestão de Resíduos Sólidos, porém, ainda não estabeleceu instruções claras para a adoção da logística reversa dos REE em instituições públicas federais e privadas. Desta forma, utilizou-se uma metodologia de investigação dos instrumentos legais e jurídicos a fim de proceder com as etapas subsequentes propostas no projeto de extensão iniciado em 2012. Foram utilizadas metodologias propostas pelo IPT/CEMPRE (2000) com adaptações e da Estação de metarreciclagem Samambaia-DF, conforme as seguintes ações:

1. Levantamento da base legal existente para aquisição e descarte de materiais em instituições de ensino públicas federais, estaduais e municipais;
2. Inventário dos resíduos eletroeletrônicos entregues no Posto de Entrega Voluntária do Programa de Extensão da UFCG;
3. Diagnóstico de geração de resíduos eletroeletrônicos e verificação de formas de reutilização, metarreciclagem e pós consumo, observando-se os trâmites legais de desfazimento desses resíduos;
4. Logística de recebimento das máquinas, contatos com pessoas jurídicas, setores administrativos e jurídicos de instituições doadoras;
5. Caracterização e triagem do material com observações sobre a possibilidade de reaproveitamento: após o recebimento do material advindo dos doadores, foram realizada a separação das máquinas passíveis de reaproveitamento e as que não apresentam a possibilidade de recuperação serão destinadas para cooperativas de catadores e ou empresas especializadas; em seguida ocorreu a limpeza, o desmonte e a catalogação das peças com potencial de recuperação e reaproveitamento, com o respectivo inventário. A separação das peças ocorreu da seguinte forma: abertura dos gabinetes ou notebooks e separação das peças, como, placa-mãe, disco rígido, CD, pilha, memória, fonte, cooler, processador e cabos em locais específicos. Com relação aos testes com monitores estes foram ligados à energia, após a sinalização são conectados ao computador teste onde se observa o desempenho, ocorrendo à separação daqueles que se apresentam com possibilidade de recuperação. As atividades de triagem e testes em material eletroeletrônico se desenvolveu de forma contínua durante toda a vigência do Projeto.
6. Deleção completa dos dados do disco rígido seguindo padrões internacionais utilizando um software livre disponibilizado pela HP (HP Refresh). Instalação de sistema operacional leve e simples baseado em software livre (ou seja, sem custos de licença) habilitando crianças ao estudo online sem necessidade de nenhuma configuração adicional.

7. Contato com as famílias beneficiárias dos kits e providências de itens de segurança para ligação do equipamento;
8. Entrega das máquinas para professores e/ou as famílias contempladas e assinaturas de Termo de Compromisso e Cessão de Uso, com informes sobre cuidados e responsabilidade do descarte final dos equipamentos.
9. Análise de dados sobre a evolução dos alunos e professores atendidos com os computadores bem como o funcionamento dos equipamentos.

Dentre as atribuições de cada colaborador do projeto, tivemos a infraestrutura física e a capacitação de professores e alunos envolvidos na execução das atividades do projeto, promovido pelo Laboratório de Tecnologia Agroambiental - LTA da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola.

O Núcleo de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação em Tecnologia da Informação, Comunicação e Automação – VIRTUS vinculado ao Centro de Engenharia Elétrica e Informática (CEEI), desenvolveu um sistema de acompanhamento e criação de vínculo entre doadores e beneficiário, por meio do site do projeto (<https://www.umcomputadornota10.com.br/>).

A Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG) – PB, em conjunto com a Secretaria de Educação, forneceu pessoal para a execução de atividades, como técnicos de informática, permitiu o uso da imagem associada ao projeto. Responsabilizar-se pelo tombamento dos equipamentos doados adicionando-os ao patrimônio da prefeitura e pela devida destinação ao término de sua vida útil.

A parceria com a empresa HP Inc., foi realizada por meio de aquisição do Software HP Refresh, para utilização nos computadores doados e assistência operacional. A contribuição do do Instituto Alpargatas, junto ao projeto, foi a disponibilização e a cessão dos resíduos eletroeletrônicos para as ações do projeto e PMCG, aproximadamente 260 máquinas, vindas das fabricas de Campina Grande - PB e Montes Claros – MG.

3. Resultados e Discussão

Na figura 1, encontram-se o número de doações recebidas pelo projeto Um Computador Nota 10, a quantidade de computadores recebidos foi de 237, sendo 223 de único doador, a empresa Alpargatas S.A., enquanto, 14 computadores e 26 notebooks foram doados por pessoas físicas, cooptadas pelo projeto.

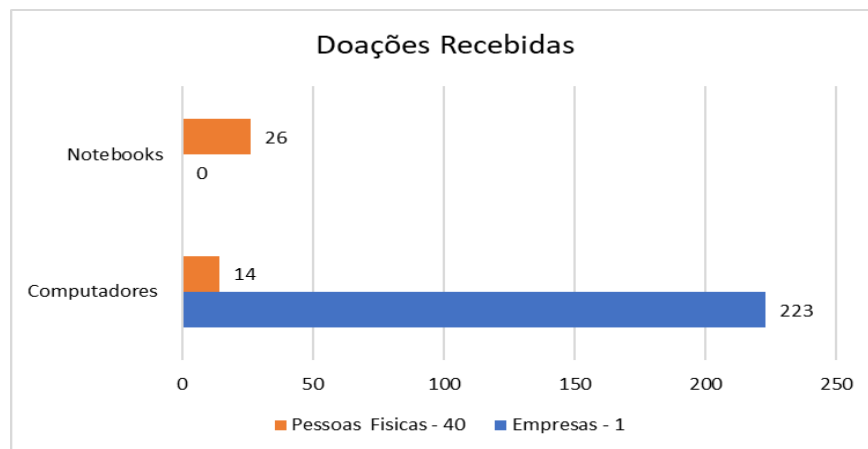


Figura 1. Doações realizadas por pessoas físicas e empresas

Podemos destacar a quantidade de notebooks descartados, por pessoas físicas, e a recuperação, por possuir tecnologias que se tornam obsoletas em curto período de tempo, também o reparo ser mais difícil, comparados aos computadores de mesa, no qual as peças podem ser reparadas ou permutadas entre equipamentos diversos.

Quanto a recuperação dos computadores que estavam obsoletos (Figura 2), observou-se que dos 237 computadores recebidos pelo projeto, 162 já foram recuperados, cerca de 68,35 %, restando apenas 75 computadores para ser reconicionados; dos 26 notebooks recebidos, até o momento 02 foram recuperados, correspondendo 7,69 % do total recebido. Os 162 computadores recuperados, foram doados para alunos e professores da rede municipal de ensino de Campina Grande -PB/ Brasil, através do projeto Um computador nota 10.

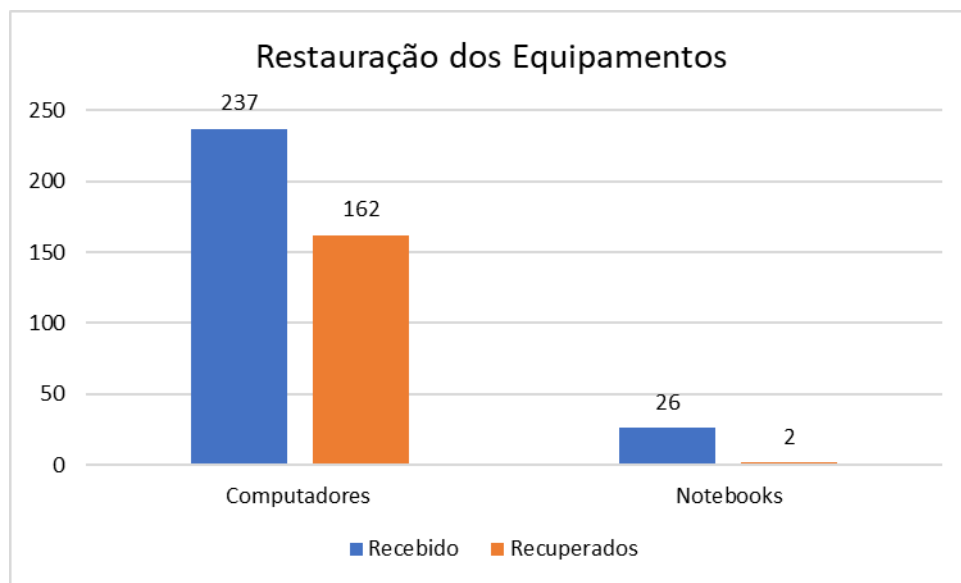


Figura 2. Equipamentos restaurados pelo projeto um computador nota 10

4. Conclusão

Os resíduos eletroeletrônicos encaminhados ao PEV, seja pela obsolescência programada e/ou perceptiva ou por apresentar defeito, representaram grande desperdício de recursos, visto que 68,35 % do total de computadores entregues foram reparados e distribuídos para inclusão digital de alunos e professores do município de Campina Grande-PB-Brasil.

5. Referencias

- ____BRASIL. Decreto Federal nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº. 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa e dá outras providências.
- CASTRO, M.A.S., SAAVEDRA, Y.M.B., OMETTO, A.R., SCHALCH, Y. (2013). Contexto atual e proposta de alternativas para a gestão de resíduos eletroeletrônicos no município de São Carlos-SP. In: Xavier, L. H. (coord.). III SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS:

- idades sustentáveis e experiências inovadoras na gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (Anais). Recife: Fundação Joaquim Nabuco, Editora Massangana. p. 17-29
- CEMPRE. Política Nacional de Resíduos Sólidos – Agora é lei. Novos desafios para poder público, empresas, catadores e população. Obtido de: http://www.cempre.org.br/download/pnrs_002.pdf. Acesso em: 22 de março de 2012.
 - Estação de metarreciclagem de Samambaia-DF-www.doeseucomputador.org.br/acesso em 12/03/2020.
 - NATUME, R, Y; SANT'ANNA, F. S. P. (2012). Resíduos Eletroeletrônicos: Um Desafio Para o Desenvolvimento Sustentável e a Nova Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos. 3rd. Internacional Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo - Brasil. 2011. Disponível em: http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sessoes/5B/6/Natume_RY%20-%20Paper%20-%205B6.pdf.
 - P. MORAGA; V. DURÁN (2010). Guía de contenidos legales para La gestión de los residuos electrónicos. Centro de Derecho Ambiental. Facultad de Derecho. Universidad de Chile. Obtido de: <http://www.residuosselectronicos.net/wp-content/uploads/2011/01/Guia-Legal-20112.pdf>.
 - PORTO DIGITAL (2013). Guia de boas práticas para uma TIC mais sustentável. Recife. Versão 1.2013
 - The Global E-waste Monitor 2020 ONU. Obtido de: <http://ewastemonitor.info/>
 - SILVA, Daniela Bruna, MARTINS, Lopes Dalton, OLIVEIRA, Cremonesi Flavia de (2007). Resíduos Eletrônicos no Brasil. Santo André, 2007. Obtido de: http://lixoeletronico.org/system/files/lixoeletronico_02.pdf.
 - SILVA, Negreiros Rui Janari da (2010). Lixo Eletrônico: Um estudo de Responsabilidade Ambiental no Contexto do Instituto de Educação Ciências e Tecnologia do Amazonas. In: I Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Bauru SP. IBEAS p.1-9. Obtido de: <http://www.ibeas.org.br/Congresso/Trabalhos2010/III-009.pdf>.
 - SILVA, Emiliano Ziziane da (2010). Tecnoreciclagem: O Lixo Tecnológico como Tema Ambiental. 2010.:: http://www.redisa.uji.es/artSim2010/Gestao/Trabalho_Gestao%20%2849%29.pdf. Acesso em 20 mar.



Panorama del aprovechamiento de los residuos textiles

Velasco Pérez Maribel¹; Vázquez Morillas, Alethia²; Salinas Serrano, Ana Karen³; Tejada Tobón, Bianca Jimena⁴; Beltrán Villavicencio, Margarita⁵; Espinosa Valdemar, Rosa María⁶

¹⁻⁶Tecnologías Sustentables, Departamento de Energía, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No 180, Col. Reynosa Tamaulipas, CP 02200, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, ¹correo electrónico:.mvp@azc.uam.mx, ²correo electrónico: alethia@azc.uam.mx, ³correo electrónico: al2153070594@azc.uam.mx, ⁴correo electrónico: al2153001900@azc.uam.mx, ⁵correo electrónico: mbv@azc.uam.mx, ⁶correo electrónico: rmev@azc.uam.mx

Resumen

El constante aumento en el consumo de textiles, que después de su uso se convierten en desechos, ha generado un incremento de este tipo de residuos a nivel mundial. A pesar de que los residuos textiles pueden ser valorizados, actualmente la mayoría son llevados a sitios de disposición final. En este trabajo se presenta un panorama de la valorización de residuos textiles. Se realizó una revisión bibliográfica de la legislación aplicable a su gestión, las medidas de economía circular y las formas de aprovechamiento de estos residuos. En materia de legislación se encontró que la Unión Europea destaca con el Pacto Verde, que establece como obligatoria la recolección segregada de residuos textiles para el 2025. Aunque algunos países cuentan con leyes que fomentan el aprovechamiento de residuos, éstas no incluyen específicamente a los textiles. En el aprovechamiento material de textiles sobresale el reciclaje mecánico, que consiste en la producción de fibras a partir de métodos físicos (trituration y regeneración de hilo). Sin embargo, estos procesos disminuyen la calidad de los productos con cada ciclo de reciclaje. Aunque los métodos químicos permiten mantener las propiedades de los textiles reciclados, éstos se encuentran en escala laboratorio o piloto. Finalmente, se identifican como retos la falta de legislación específica para la gestión, la baja disponibilidad de sistemas de recolección específicos, la compleja composición de los residuos textiles (diferentes fibras, mezclas de fibras o composiciones diferentes en un mismo textil) y las dificultades para la identificación de las fibras que los componen.

Palabras clave: economía circular, fast fashion, industria textil, moda rápida, responsabilidad extendida del productor

Abstract

The increasing consumption of textiles has led to an increment of textile waste globally. Although textile valorization is possible, most of this waste is taken to a disposal facility, such as a landfill or an illegal dumpsite. This article presents an overview of textile waste valorization, including legislation, circular economy, and available treatments. It was found that the European Union's Green Deal stands out by making compulsory segregation of textile waste by 2025. Although some countries promote waste valorization through legislation, textile waste is not explicitly included. Mechanical recycling is the most common treatment for textile valorization. This process consists of reclaiming fibers through physical methods such as shredding and spinning. Physical methods are considered downcycling due to their negative effect on the textile's quality. Chemical recycling preserves textile qualities, but it can be carried out only at a laboratory or pilot scale. Some challenges in the valorization of this waste are lack of specific legislation for textile waste management and textile waste segregation programs, the complex composition of textile waste (different types of fibers, blended fibers, or different types of textiles in the same garment), and identification of fibers in textiles.

Keywords: circular economy, extended producer responsibility, fast fashion, textile industry

1. Introducción

El crecimiento poblacional y el desarrollo económico han impulsado la industria textil. Ésta alcanzará en 2024 un valor estimado de USD \$ 1 230 billones, con China, la Unión Europea (UE), Estados Unidos de América (EUA) e India como los principales actores (Mordor Intelligence, n.d.). La industria textil enfrenta retos importantes, entre los que se encuentran las pobres condiciones laborales y los impactos ambientales de los textiles en su ciclo de vida (Akhter et al., 2019; Madhav et al., 2018; Moazzem et al., 2021; Tounsadi et al., 2020). Los problemas ambientales incluyen consumo de energía y agua durante la producción y uso, contaminación del agua por los productos químicos usados en el teñido, generación de residuos sólidos y emisiones de dióxido de carbono durante la producción y el transporte (Koszewska, 2018).

En 2015, de la materia prima usada a nivel global para la producción de textiles el 97% era virgen y el resto provenía del reciclaje. Aproximadamente el 1% de los residuos textiles se utilizó en aplicaciones con igual o mayor valor que la original (*upcycling*), 12% en aplicaciones con menor valor que la original (*downcycling*), 2% se perdió durante la recolección o procesamiento y 73% se llevó a un sitio de disposición final o se incineró (Ellen MacArthur Foundation, 2017).

Enfoques como el desarrollo de textiles, procedimientos manuales y equipos automatizados para la separación de residuos textiles, técnicas para el reciclaje de residuos textiles y, en menor medida, leyes que regulan la gestión de estos residuos se han utilizado para disminuir el impacto ambiental de estos productos. Recientemente, la aplicación de la economía circular se ha estudiado para usar de forma más eficiente los recursos en la industria textil.

El objetivo de este trabajo es presentar, mediante revisiones bibliográficas, un panorama de los aspectos relacionados con el aprovechamiento de residuos textiles, entre los que se incluyen la legislación, las barreras para la adopción de la economía circular y las diversas formas de valorización de los residuos textiles.

2. Metodología

Se llevó a cabo una revisión bibliográfica de la legislación, economía circular y valorización de los residuos textiles. En la búsqueda de legislación se incluyeron, por su relevancia en la industria textil, tres regiones o países, China, la UE y EU. En la economía circular se realizó una búsqueda en la base de datos Scopus con los siguientes criterios; materiales publicados entre 2016 y 2021 con los términos (textile AND circular AND economy), se identificaron los artículos que estudiaran las barreras para su implementación. En la valorización se incluyeron las etapas de prevención, segregación y reciclaje. La búsqueda se realizó en Scopus para artículos publicados entre 2016 y 2021 con los términos (textile AND recycling) y (textile AND sorting), también se realizó una búsqueda en Google con los mismos criterios.

3. Resultados

En los siguientes párrafos se presentan y discuten los resultados de las búsquedas bibliográficas para la legislación, economía circular y valorización de residuos textiles.

3.1. Legislación

Se encontró información para cuatro regiones o países. *China*: en las últimas décadas se han impulsado

leyes que promueven la economía verde, circular y neutral en emisiones de carbono (Office for Social Responsibility of the China National Textile and Apparel Council, 2020). Por ejemplo, en 2002 la *Ley del fomento a la producción limpia*, en 2008 la *Ley de fomento a la economía circular*, en 2013 la *Estrategia de desarrollo de la economía circular*, en 2017 *El plan a corto plazo y El plan de desarrollo circular*. En el 13^º *Plan quinquenal* se establecieron las bases para el *Programa de responsabilidad extendida del productor* (REP) para productos eléctricos y electrónicos, automóviles, baterías con plomo y embalajes y en 2020 se promulgó *El plan para el uso responsable de los recursos* (Office for Social Responsibility of the China National Textile and Apparel Council, 2020). Entre los principales logros de este país están 7 millones de toneladas (t) de fibra reciclada en 2018, 300 000 t de fibra bio basada de origen químico (lyocell, bambú, cáñamo, ácido poliláctico, quitosano, alginato, politrinitileno tereftalato), entre 1,5 y 2 millones de t de fibra de algodón reciclada y 200 000 t de fibra de lana recicladas (Office for Social Responsibility of the China National Textile and Apparel Council, 2020). Algunos de los retos en China son el bajo cumplimiento de la legislación, existencia de leyes básicas en materia de residuos e inconsistencias en la legislación (Feng & Lam, 2021).

Unión Europea: la *Directiva 2008/98/CE* y la *Directiva modificativa 2018/851* establecen el marco jurídico para el tratamiento de los residuos. En esta última se establece su recolección segregada obligatoria para 2025 (Eur-Lex, n.d.-b). Además, el *Pacto Verde* establece la hoja de ruta para alcanzar la economía sostenible en la UE, haciendo énfasis en las industrias que consumen recursos de forma intensiva, como la textil (Eur-Lex, n.d.-a). Sobresale *Francia*, que desde 2007 estableció un programa de REP para textiles (Bukhari et al., 2018). En 2015 se recolectaron 165 700 t de residuos textiles, aproximadamente el 65% de éstos se destinaron a reuso (la mayor parte de éstos fue exportada a África), 35% fueron reciclados (en trapos o materiales aislantes) y 6% fueron incinerados o llevados a sitios de disposición final (Bukhari et al., 2018). Se identifican como retos la disminución del mercado de reuso (prendas de baja calidad no aptas para reuso, demanda de productos de mejor calidad, prohibición de la importación de residuos textiles en los países destino), mercado limitado para textiles reciclados, costo del proceso de clasificación, composición compleja de los textiles y la disminución de la calidad de la materia prima con el reciclaje mecánico (Bukhari et al., 2018).

Estados Unidos de América: este país no cuenta con legislación nacional para los residuos textiles (Earth911, 2020), pero hay 32 estados con leyes locales de REP, en las que se incluyen baterías, alfombras, electrónicos, lámparas fluorescentes y pinturas, entre otros (Product Stewardship Institute, 2021). Hasta donde se tiene conocimiento, ningún estado cuenta con programas REP para textiles.

En general, el sector empresarial ha preferido los acuerdos o programas voluntarios para gestionar residuos de interés (Earth911, 2020). Por ejemplo, de 2013 a 2017 la cadena H&M con su programa de recolección en tiendas (*take back*) acopió 56 000 t de ropa a nivel mundial (Beeler, 2017). También, marcas como Nike, The North Face, Decathlon, H&M, Target, Patagonia, Williams Sonoma y Timberland, entre otras han incorporado a sus productos poliéster reciclado (Plastics insight, n.d.).

3.2. Economía circular

Con los criterios de búsqueda se encontraron 44 artículos, de los cuales 5 identificaron las barreras para la adopción de la economía circular en la industria textil, dos se elaboraron para Taiwán (Chen et al., 2021; Huang et al., 2021), uno para la UE (Guo et al., 2021), uno para la Bangladesh, Vietnam e India (Navone et al., 2020) y uno para Rumania (Daniela & Oana, 2018). Las barreras con mayor número de menciones son la falta de colaboración entre los actores, el costo elevado de la valorización de los residuos textiles y la falta de educación en los consumidores de textiles (Tabla 1).

Tabla 1. Principales barreras para la aplicación de la economía circular en la industria textil

| Barrera | Número de artículos en las que se identificó |
|--|--|
| Colaboración entre los diferentes actores | 4 |
| Costo elevado del proceso de reciclaje | 3 |
| Educación de los generadores de residuos | 3 |
| Modelos de negocio para la economía circular | 2 |
| Baja demanda para textiles reciclados | 2 |

3.3. Valorización

Con los criterios de búsqueda (textile AND recycling) se identificaron 89 artículos, de los cuales se seleccionaron 16; mientras que para (textile AND sorting) se identificaron 8 artículos, de los que se seleccionaron 4. A continuación se presenta un panorama de las etapas donde se lleva a cabo la valorización de residuos textiles, incluyendo la prevención.

Prevención: no se identificó información relativa a las medidas actuales para la prevención de generación de residuos, pero algunas de las propuestas incluyen la producción de ropa de buena calidad susceptible de repararse o alterarse, fomentar los sistemas de renta de ropa y la venta de ropa de segunda mano.

Recolección: actualmente la recolección segregada de textiles se realiza por medio de contenedores en sitios públicos, agencias de caridad y en programas de acopio o de recompensa (*take back*) en tiendas. Es necesario incrementar los puntos de acopio para estos residuos y la participación del público en los programas de separación gubernamentales o privados.

Segregación: el primer paso es separar los textiles potencialmente reusables de los no reusables, este proceso es manual y normalmente se realiza en lugares con mano de obra barata (Piribauer & Bartl, 2019). Los textiles no reusables deben separarse por tipo de fibra y color; debido a la complejidad de los residuos la separación manual es limitada y no alcanza la pureza necesaria. Las tecnologías que se encuentran en desarrollo incluyen separadores ópticos, de espectroscopía de infrarrojo cercano (NIR, por sus siglas en inglés), de imágenes hiperespectrales, además de equipo especializado para la remoción de accesorios (Blanch-Perez-del-Notario et al., 2019; Cura et al., 2021; Girfanova & Abdyrasulova, 2021; Zhou et al., 2021). Actualmente hay instalaciones o equipos que llevan a cabo la separación automatizada de textiles por tipo de fibra, por ejemplo en Suecia hay una planta, construida por Tomra y Stadler, con capacidad de 4.5 t/h y el equipo fibresort de Valvan baling systems que procesa 1 pieza/s (Tomra, n.d.; Valvan Baling Systems, n.d.).

Reciclaje: existen dos tipos de reciclaje, el mecánico o químico. El mecánico se lleva a cabo por medios físicos que no alteran la estructura química del textil, por ejemplo la recuperación de fibra y la disolución (Piribauer & Bartl, 2019). La recuperación consiste en la desintegración física del textil en fibras que son rehiladas, las fibras recuperadas tienen una menor longitud que las originales. La disolución y rehilado se ocupa con los textiles derivados de termoplásticos y algunas fibras naturales (Piribauer & Bartl, 2019); el proceso para recuperar algodón por este método se conoce como Lyocell. En el reciclaje químico cambia la estructura química del textil, como la glicólisis e hidrólisis. Actualmente, estos métodos se utilizan para valorizar corrientes puras de poliéster o mezclas poliéster/algodón con alto contenido de poliéster (Office for Social Responsibility of the China National Textile and Apparel Council, 2020). Los tratamientos térmicos, que se consideran como reciclaje químico, son una forma de aprovechamiento empleada para los textiles. Tanto en el reciclaje mecánico como en el químico, con excepción de los tratamientos térmicos, la separación de los textiles por tipo de fibra es indispensable para la producción de materia prima de calidad. Actualmente, la mayor parte de los residuos reciclados son post industriales, pues la identificación, separación y tratamiento para los post consumo continúa siendo un reto.

4. Conclusiones

El impacto ambiental de los textiles ha obligado a la búsqueda de medidas para su reducción, sin embargo existe cierta desarticulación en éstas. Por un lado, en la mayoría de los países no existe legislación específica para los residuos textiles, por lo que no es posible establecer y dar seguimiento a metas que vayan enfocadas a mejorar su gestión. Además, aunque hay un avance significativo en la tecnología, aún no es posible, debido a la complejidad de estos residuos, su separación automatizada de forma económicamente viable. Se continúan desarrollando métodos y técnicas para la separación y el reciclaje (*upcycling*), pero esto es especialmente difícil en el tratamiento de residuos textiles post consumo. Finalmente, la economía circular puede contribuir a mejorar la gestión de los recursos en la industria textil, pues este enfoque incluye el ciclo de vida completo de los residuos, pero es importante considerar las barreras que se han identificado y las características propias de cada región.

Referencias

- Akhter, S., Rutherford, S., & Chu, C. (2019). Exploring the system capacity to meet occupational health and safety needs: The case of the ready-made garment industry in Bangladesh. *BMC Health Services Research*, 19(1), 435. <https://doi.org/10.1186/s12913-019-4291-y>
- Beeler, C. (2017). *How good is H&M's clothing recycling program?* GBH News. <https://www.wgbh.org/news/2017/12/11/how-good-hms-clothing-recycling-program>
- Blanch-Perez-del-Notario, C., Saeys, W., & Lambrechts, A. (2019). Hyperspectral imaging for textile sorting in the visible-near infrared range. *Journal of Spectral Imaging*, 8, 17. <https://doi.org/10.1255/jsi.2019.a17>
- Bukhari, M. A., Carrasco-Gallego, R., & Ponce-Cueto, E. (2018). Developing a national programme for textiles and clothing recovery. *Waste Management & Research*, 36(4), 321–331. <https://doi.org/10.1177/0734242X18759190>
- Chen, W. K., Nalluri, V., Hung, H. C., Chang, M. C., & Lin, C. T. (2021). Apply dematel to analyzing key barriers to implementing the circular economy: An application for the textile sector. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(8), 3335. <https://doi.org/10.3390/app11083335>
- Cura, K., Rintala, N., Kamppuri, T., Saarimäki, E., & Heikkilä, P. (2021). Textile recognition and sorting for recycling at an automated line using near infrared spectroscopy. *Recycling*, 6(1), 1–12. <https://doi.org/10.3390/recycling6010011>
- Daniela, S., & Oana, P. (2018). Mapping the interactions between the stakeholders of the circular economy ecosystem applied to the textile and apparel sector in Romania. *Management & Marketing*, 13(4), 1190–1209. <https://ideas.repec.org/a/vrs/manmar/v13y2018i4p1190-1209n3.html>
- Earth911. (2020). *The State of Producer Responsibility in the United States*. Business & Policy. <https://earth911.com/business-policy/producer-responsibility-in-the-united-states/>
- Ellen MacArthur Foundation. (2017). *A new textiles economy: redesigning fashion's future* (p. 150). https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/A-New-Textiles-Economy_Full-Report_Updated_1-12-17.pdf
- Eur-Lex. (n.d.-a). *Communication from de commission to the European Parliament, the European Council, The Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions The European Green Deal*. EUR-Lex El Acceso Al Derecho En La Unión Europea. Retrieved May 24, 2021, from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1588580774040&uri=CELEX:52019DC0640>
- Eur-Lex. (n.d.-b). *Síntesis del documento Directiva 2008/98/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas*. Legislación de La UE Sobre Gestión de Residuos. Retrieved May 24, 2021,

- from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=legisum%3Aev0010>
- Feng, K., & Lam, C. Y. (2021). An Overview of Circular Economy in China: How the Current Challenges Shape the Plans for the Future. *Chinese Economy*. <https://doi.org/10.1080/10971475.2021.1875156>
- Girfanova, L. R., & Abdyrasulova, R. R. (2021). Improvement of Textile Waste Sorting Processes. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 666(2), 022027. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/666/2/022027>
- Guo, Z., Eriksson, M., Motte, H. de la, & Adolfsson, E. (2021). Circular recycling of polyester textile waste using a sustainable catalyst. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124579. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124579>
- Huang, Y. F., Azevedo, S. G., Lin, T. J., Cheng, C. S., & Lin, C. T. (2021). Exploring the decisive barriers to achieve circular economy: Strategies for the textile innovation in Taiwan. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 1406–1423. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.007>
- Koszevska, M. (2018). Circular Economy - Challenges for the Textile and Clothing Industry. *Autex Research Journal*. <https://doi.org/10.1515/aut-2018-0023>
- Madhav, S., Ahamad, A., Singh, P., & Mishra, P. K. (2018). A review of textile industry: Wet processing, environmental impacts, and effluent treatment methods. *Environmental Quality Management*, 27(3), 31–41. <https://doi.org/10.1002/tqem.21538>
- Moazzem, S., Wang, L., Daver, F., & Crossin, E. (2021). Environmental impact of discarded apparel landfilling and recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 166, 105338. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105338>
- Mordor Intelligence. (n.d.). *Global Textile Industry | Growth, Trends, and Forecast (2019 - 2024)*. Retrieved February 12, 2021, from <https://www.mordorintelligence.com/industry-reports/global-textile-industry---growth-trends-and-forecast-2019---2024>
- Navone, L., Moffitt, K., Hansen, K. A., Blinco, J., Payne, A., & Speight, R. (2020). Closing the textile loop: Enzymatic fibre separation and recycling of wool/polyester fabric blends. *Waste Management*, 102, 149–160. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.026>
- Office for Social Responsibility of the China National Textile and Apparel Council. (2020). *Make fashion circular: outlook for a new textile economy in China*.
- Piribauer, B., & Bartl, A. (2019). Textile recycling processes, state of the art and current developments: A mini review. In *Waste Management and Research* (Vol. 37, Issue 2, pp. 112–119). SAGE Publications Ltd. <https://doi.org/10.1177/0734242X18819277>
- Plastics insight. (n.d.). *Polyester Production, Price and Market Forecast*. Retrieved May 21, 2021, from <https://www.plasticsinsight.com/resin-intelligence/resin-prices/polyester/#recycling>
- Product Stewardship Institute. (2021). *U.S. State EPR Laws*. https://www.productstewardship.us/page/State_EPR_Laws_Map
- Tomra. (n.d.). *TOMRA and STADLER deliver the world's first fully automated textile sorting plant in Malmö, Sweden*. Sorting Solutions. Retrieved May 30, 2021, from <https://recycling.tomra.com/blog/tomra-and-stadler-deliver-the-worlds-first-fully-automated-textile-sorting-plant>
- Tounsadi, H., Metarfi, Y., Taleb, M., El Rhazi, K., & Rais, Z. (2020). Impact of chemical substances used in textile industry on the employee's health: Epidemiological study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 197, 110594. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110594>
- Valvan Baling Systems. (n.d.). *Fibersort*. Flyer Fibersort. Retrieved May 30, 2021, from http://www.valvan.com/wp-content/uploads/2019/10/VALVAN_flyer-fibersort_web.pdf
- Zhou, J., Zou, X., & Wong, W. K. (2021). Computer vision-based color sorting for waste textile recycling. *International Journal of Clothing Science and Technology*. <https://doi.org/10.1108/IJCST-12-2019-0190>



SISTEMA DE EKOMUROS CON BOTELLAS RECICLADAS PARA EL MEJORAMIENTO DEL CONFORT TÉRMICO EN VIVIENDAS UNIFAMILIARES A ESCALA PILOTO EN LA REGIÓN CARIBE COLOMBIANA.

Montero Acosta, Michelle¹; Angulo Hernández, Mauricio¹; Mouthon Bello, Javier ¹; Quiñones Bolaños, Edgar¹ Eljaiek Urzola, Mónica¹.

¹Grupo de investigación Modelación Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, Avenida del Consulado, Calle 30 No 48 -152, Colombia, mmonteroa@unicartagena.edu.co, manguloh@unicartagena.edu.co, jmouthonb1@unicartagena.edu.co, Equinonesb@unicartagena.edu.co, meljaieku@unicartagena.edu.co

Resumen

El Ekomuro es una tecnología que permite mejorar el confort térmico en viviendas unifamiliares mediante un sistema de recirculación del agua y el uso de botellas plásticas recicladas en su edificación. El objetivo de la presente investigación fue evaluar el índice de confort térmico (Ic) en dos unidades habitacionales a construida a escala de laboratorio, variando su orientación geográfica en la ciudad de Cartagena de Indias (Colombia). Las unidades habitacionales representan las estructuras típicas de una vivienda de interés social (VIS) construidas en la región Caribe de Colombia, la primera unidad habitacional contó con sistema de almacenamiento de agua lluvia constituidos por canaletas superiores, tuberías inferiores de recolección y botellas recicladas embebidas en un muro (Ekomuro); y la segunda unidad fue construida siguiendo la tipología convencional de construcción con ladrillos de arcilla y Bloques. Las mediciones de la temperatura ambiente y humedad relativa se realizaron en un periodo de 23 días, durante 13 días se midió la unidad modificada ubicando el Ekomuro hacia el lado Oeste y después durante 10 días se posicionó hacia el lado Este; verificando simultáneamente la unidad convencional. Finalmente, la unidad modificada del Oeste tuvo un Ic promedio de 0,19 y el Este 0,20; y para el convencional fue 0,15 en ambas ubicaciones. Demostrando que la unidad con Ekomuro estuvo por encima del convencional presentando un gran potencial de uso a gran escala. Se recomienda adelantar más investigaciones en zonas rurales y a mayor escala.

Palabras clave: Confort térmico, Ekomuro, Temperatura ambiental, Humedad relativa.

Abstract

The Ekomuro is a technology that improves thermal comfort in single-family homes through a water recirculation system and the use of recycled plastic bottles in your building. The objective of this research was to evaluate the thermal comfort index (Ic) in two housing units built on a laboratory scale, varying their geographical orientation in the city of Cartagena de Indias (Colombia). The housing units represent the typical structures of a social interest housing (VIS) built in the Caribbean region of Colombia, the first housing unit had a rainwater storage system consisting of upper gutters, lower collection pipes, and recycled bottles embedded in a wall (Ekomuro); and the second unit was built following the conventional construction typology with clay bricks and blocks. The measurements of the ambient temperature and relative humidity were carried out in a period of 23 days, during the 13 days the modified unit was measured, placing the Ekomuro towards the west side, and then for 10 days it was positioned towards the east side; simultaneously checking the conventional unit. Finally, the modified unit of the West had an average Ic of 0.19 and the East 0.20; and for the convention, it was 0.15 in both locations.

Demonstrating that the unit with Ekomuro was above the conventional one, presenting great potential for large-scale use. Further research is recommended in rural areas and on a larger scale

Keywords: *Thermal comfort, Ekomuro, Ambient temperature, Relative humidity.*

1. Introducción

Existe una tecnología que aprovecha la recolección de aguas de lluvias para mejorar el confort térmico en determinados espacios, denominada Ekomuro H₂O (Rosas, 2019). Este es un sistema que utiliza envases de tereftalato de polietileno (PET) interconectados en un tubo de cloruro de polivinilo (PVC), que forman un depósito vertical, compacto y resistente a las presiones del agua con el fin de ocupar poco espacio (Torres Cardona, 2020). Los Ekomuros han demostrado ser una gran alternativa por el potencial de reúso de envases PET que podrían minimizar en gran medida la cantidad de residuos plásticos que llegan a los rellenos sanitarios. En segundo lugar, los Ekomuros también se han implementado para reutilizar y almacenar el agua lluvia contribuyendo de esta manera al ahorro del recurso hídrico y mitigar la escasez del agua (Viviana & Avila, 2018)(Torres Cardona, 2020). Teniendo presente las características térmicas del agua y de los materiales PET existe un tercer uso de los Ekomuros que plantea la hipótesis de uso en la construcción de viviendas para mejorar del confort térmico, ya que permite reducir la temperatura ambiente al interior de una vivienda.

Los Ekomuros H₂O son sistemas que han sido avalados por muchos gobiernos nacionales incluyendo Colombia como un instrumento en pro de motivar la educación, la conciencia y la protección del ambiente, de la calidad de vida y el uso racional de los recursos naturales. Con base a las normativas en Colombia el proyecto de Ekomuros H₂O se ha implementado en colegios distritales, como complementos en la ejecución de proyectos ambientales escolares y se ha considerado como aporte a la formación de los estudiantes en el tema de cultura del cuidado del agua, el reciclaje y el reúso de los envases PET, los cuales suman a la contaminación de recursos hídricos (Alba, 2019).

Inclusive en ciudades principales de China, como Beijing, Shanghái y Guangzhou, han sido efectuadas en época de verano investigaciones que estudian la influencia de la posición de Ekomuros sobre el rendimiento térmico; revelando la apta aplicabilidad de este tipo de estructuras en lugares donde existe mayor radiación, dado que reduce más la carga de refrigeración en lugares cálidos (Shen & Li, 2017).

Por lo tanto, entre los principales retos de los ingenieros y Arquitectos está diseñar y construir viviendas que brinden comodidad y confort térmico (Quiñones-Bolaños et al., 2021), y promover a la reducción de la contaminación. Razón por la cual, esta investigación tiene como objeto evaluar un sistema de Ekomuros construidos con botellas recicladas embebidas en viviendas unifamiliares, que contribuyan al buen manejo del agua y de residuos reciclables para disminuir la contaminación.

Así como ya se ha evaluado los Ekomuros H₂O en colegios de Colombia, fundamentados en el trabajo de conciencia ambiental, de cuidado del agua y reciclaje, dándole fin a una parte de la disposición final de envases PET (Alba, 2017) y mejorando la temperatura que se genera internamente en VIS.

2. Metodología

El proyecto se realizó en la zona urbana ciudad de Cartagena (Colombia) con dos unidades habitacionales construidas a escala de laboratorio. Las unidades se encuentran localizadas geográficamente a Latitud 10°20'43.14"N y longitud 75°29'3.99"O.

El monitoreo se llevó a cabo durante el mes de abril de 2019 utilizando cuatro sensores de temperatura y de humedad para medir en dos estructuras de un metro cuadrado, una con el sistema de almacenamiento y otra sin el sistema.

2.1. Construcción de módulos a escala piloto

Los módulos fueron diseñados en Revit 2019 considerado una representación de una VIS a escala, de este programa se extrajo los planos de planta (Ver Figura 1).

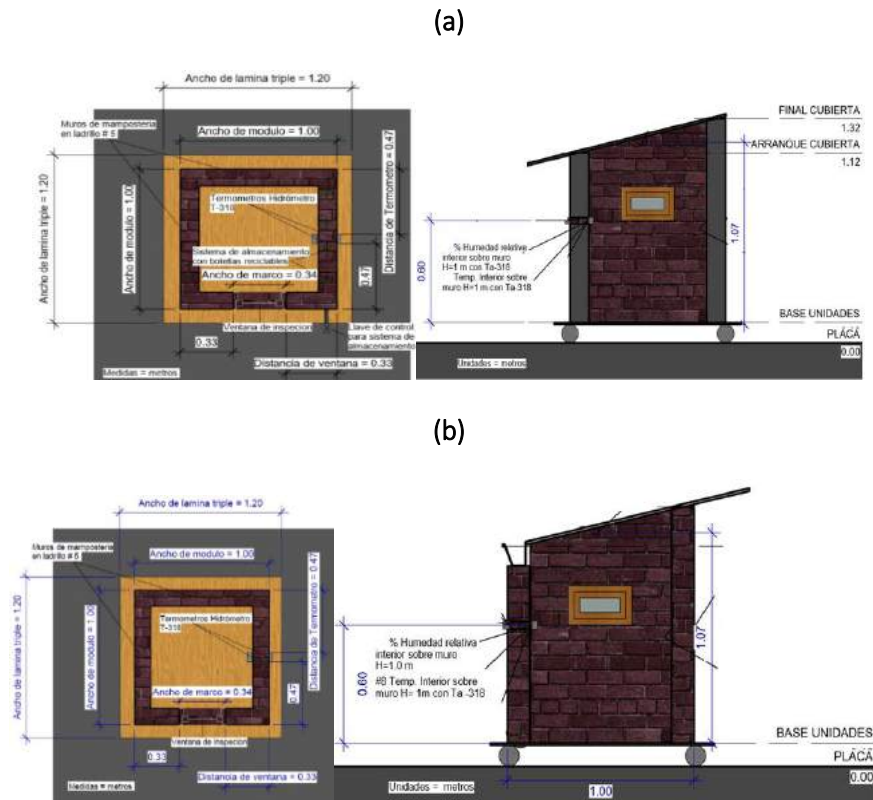


Figura 1. Planos de planta y corte de módulo modificado, (b) Planos de planta y corte de modulo convencional.
Fuente: Propia, realizado en Revit 2019.

De acuerdo a los planos originados, las unidades habitacionales se construyeron utilizando materiales como: ladrillos de arcilla N°5, Canaleta de PVC 4", Tubo PVC ½", Mortero, entre otros. Las variables sobre las unidades analizadas fueron: la dirección del voladizo de la cubierta y el sistema de almacenamiento ecológico o ekomuro. El sistema de almacenamiento se armó con tubería de PVC de ½" y botellas de 1,5 litros recicladas, accesorios de PVC en las uniones y Anchorfix 4 de Sika para los empalmes; siendo la capacidad total del sistema de 4,5 litros (3 botellas) por columna de 0,85 m de altura, es decir, 18 litros (12 botellas) en una pared de 0,8 m en ancho por 0,9 m (ver Figura 2).

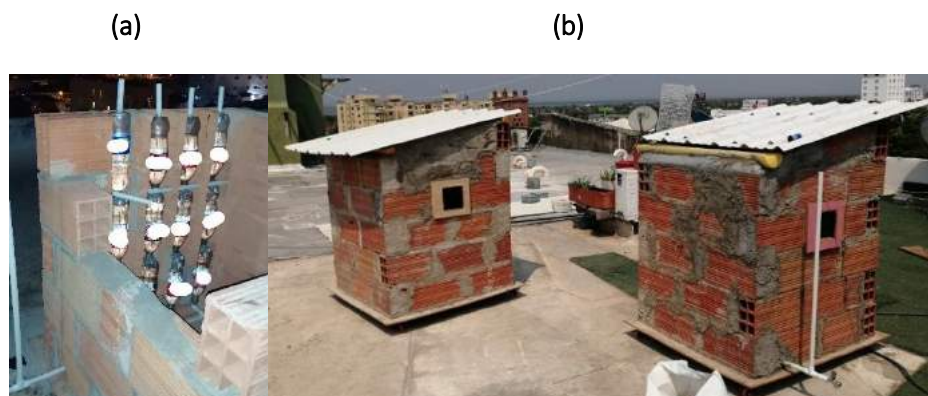


Figura 2. (a) Sistema de almacenamiento ecológico, (b) Unidades Habitacionales a escala piloto construidas.
Fuente: Propia.

2.2. Medición de temperaturas y humedad

La temperatura ambiente y la humedad relativa al interior sobre el muro se midieron utilizando el termómetro higrómetro digital T-318, los datos fueron tomados en horas de exposición solar entre el mes de abril y mayo durante 23 días, desde 7:00 am hasta las 5:00 pm con intervalos de 30 minutos. Cabe resaltar, que se propusieron dos direcciones bioclimáticas, el primero con el sistema orientado hacia el Oeste (13 días) y el segundo hacia el Este (10 días).

2.3. Determinación del índice de confort

El índice de confort térmico en Colombia se puede determinar mediante el método adaptado por el IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) de acuerdo a la recolección de datos y ajustes de la ecuación (1) poder de refrigeración de Leonardo Hill y Morikofer - Davos (IDEAM, 2005), ya que en el país la altitud es un factor de importancia.

$$Ic = (36,5 - Ts)(0,05 + h/250) \quad (1)$$

Dónde: Ic es el Índice de Confort, Ts es la Temperatura del aire (°C) y H es la humedad relativa (%)

3. Resultados y Discusión

3.1. Temperatura Ambiente de los módulos

En la Figura 3 se pueden visualizar los promedios derivados del monitoreo de la temperatura al interior de las dos unidades, en dirección del Ekomuro H₂O al Este y Oeste.

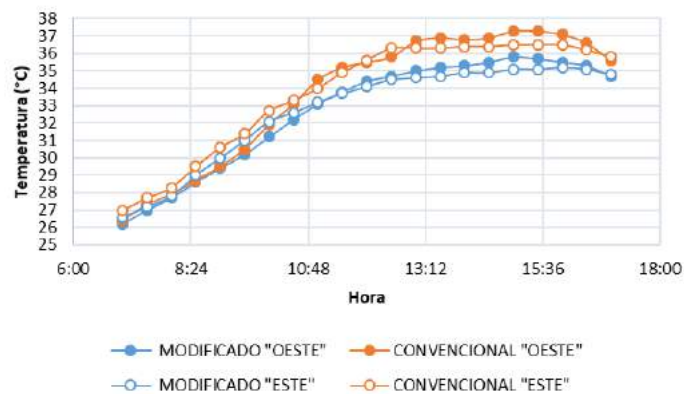


Figura 3. Temperatura ambiente de orientación bioclimática Este y Oeste

De acuerdo al gráfico obtenido, se refleja que las temperaturas del módulo convencional son mayores en comparación a la del modificado, alcanzando una diferencia máxima de 1,7 °C en la dirección Oeste y 1,8 °C en Este; siendo esta diferencia de temperatura mayor a la registrada en el estudio de (Baron & Navarro, 2020) con 3,5 °C en una vivienda con muro verde.

Por lo tanto, se puede decir que existe disminución de la temperatura al tener un sistema Ekomuro H₂O y es un poco más favorable cuando su dirección está orientada hacia el Este, ya que el promedio de temperatura más alto generado estuvo en 35,8°C para el lado Oeste mientras que en el Este fue de 35,2 °C para el sistema Ecológico.

3.2. Humedad relativa

Los promedios de las humedades medidas en las unidades evaluadas se pueden ver en la Figura 4. Humedad relativa de orientación bioclimática Este y Oeste Figura 4, mostrando los datos del módulo modificado por encima de los obtenidos en el convencional. Además, se observa que la humedad es superior en las primeras horas del día en ambas orientaciones, por lo tanto, existe más vapor de agua en la atmósfera.

Entre las humedades promedios obtenidas en la dirección Este se destacan como la más alta 90,5% y 89,0% para las unidades modificada y convencional, respectivamente. Y para el caso del Oeste fueron 90,9% en la modificada y 90% para la convencional.

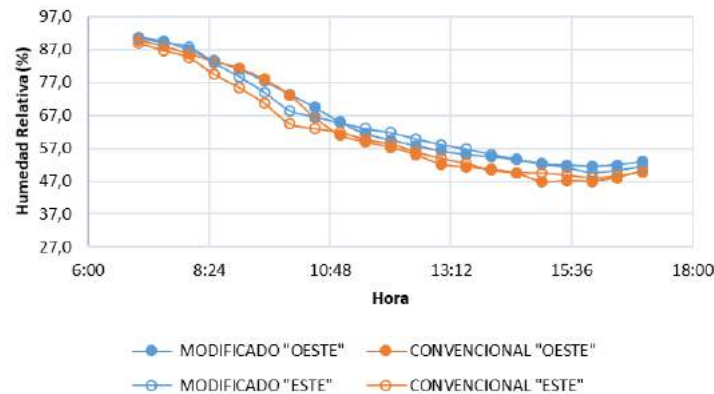


Figura 4. Humedad relativa de orientación bioclimática Este y Oeste

3.3. Índice de Confort

Remplazando los datos obtenidos de la humedad relativa y la temperatura en la fórmula (1), se logró calcular el índice de Confort de los módulos a escala, como se puede ver en la Figura 5.

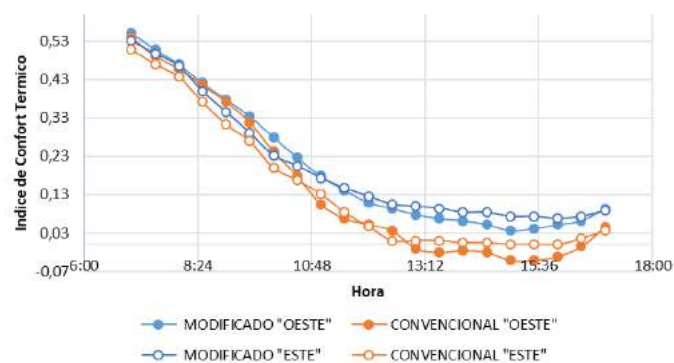


Figura 5. Índice de Confort Térmico de orientación bioclimática Este y Oeste

La variación del índice de confort entre las 7:00 a.m. y 9:00 a.m. es cercano en ambos módulos, no obstante, después de estas horas la diferencia entre los índices varía significativamente, mostrando mejor desempeño de confort bajo las condiciones del módulo modificado. Cabe destacar, que el índice de confort térmico más elevado se obtuvo en horas de la mañana cuando la temperatura era baja y la humedad relativa alta; el cual fue para el módulo convencional orientado hacia el Oeste con 0,55 de índice de confort a 26,4 °C y 90,9 % de humedad relativa. No obstante, en el estudio de (Baron & Navarro, 2020) se utilizó el índice de voto medio previsto (PMV) para el calcular el confort térmico,

donde se incluye seis variables (metabolismo, vestimenta, temperatura del aire interior, temperatura radiante media interior, velocidad del aire interior y humedad del aire interior), donde el índice fue de 2,17 y 2,25 para la unidad con muro verde y techo verde, respectivamente; siendo mayor en comparación al determinado en esta investigación.

4. Conclusiones

A través de la investigación se buscó estudiar el mejoramiento del confort térmico de viviendas a escala laboratorio, mediante la implementación de un sistema de Ekomuro que aprovechaba residuos plásticos, como lo son los envases PET, donde se pueden reusar en un promedio de 6 botellas (o si se pueden en términos de volumen de plástico) por metro cuadrado. De acuerdo a los resultados, el índice de confort térmico estuvo en un rango de 0,04 a 0,55 para el escenario del módulo modificado con dirección al Oeste y de 0,07 a 0,53 en el Este, estando por encima del módulo convencional; sin embargo, estos se encuentran en la escala de muy caluroso (0-3) en los rangos de sensación térmica (IDEAM, 2010). Pero esto no desmerece que al utilizar Ekomuros H₂O, es posible mejorar el índice de confort en las viviendas, aparte de concientizar en el uso de elementos reciclables y buen manejo de recursos naturales.

5. Referencias

- Alba, R. E. (2017). ELABORACIÓN DE UN PLAN DE NEGOCIOS PARA LA PRODUCCIÓN Y COMERCIALIZACIÓN DEL SISTEMA EKOMURO H₂O+ EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ D.C. *Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas*, 147. <https://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/13074>
- Alba, R. E. (2019). *Ekomuro H₂O+ Cosecha de llluvias en Colegios y Áreas Periurbanas de Pobreza*. http://premioslatinoamericaverde.com/archivos/2019/proyecto_5988_archivo.pdf
- Baron, M., & Navarro, D. (2020). CONFORT TÉRMICO EN UNA UNIDAD HABITACIONAL DE MURO VERDE CON BOTELLAS PET VERSUS UNA DE TECHO VERDE, EN UN CLIMA TROPICAL. *UNIVERSIDAD DE CARTAGENA*, 129. <https://repositorio.unicartagena.edu.co/handle/11227/11733?locale-attribute=es>
- IDEAM. (2010). Capítulo Cuatro: Vulnerabilidad. *Segunda Comunicación Nacional Ante La UNFCCC*, 128.
- Quiñones-Bolaños, E., Gómez-Oviedo, M., Mouthon-Bello, J., Sierra-Vitola, L., Berardi, U., & Bustillo-Lecompte, C. (2021). Potential use of coconut fibre modified mortars to enhance thermal comfort in low-income housing. *Journal of Environmental Management*, 277(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111503>
- Rosas, J. A. (2019). MEJORAMIENTO DEL SISTEMA RECOLECTOR DE AGUAS LLUVIAS EKOMURO H₂O. *UNIVERSIDAD LA GRAN COLOMBIA*, 62. MEJORAMIENTO DEL SISTEMA RECOLECTOR DE AGUAS LLUVIAS EKOMURO H₂O
- Shen, C., & Li, X. (2017). Potential of utilizing different natural cooling sources to reduce the building cooling load and cooling energy consumption: A case study in Urumqi. *Energies*, 10(3). <https://doi.org/10.3390/en10030366>
- Torres Cardona, H. (2020). PROPUESTA PARA LA PRIORIZACIÓN DE MUNICIPIOS Y RELACIÓN CON LA INTELIGENCIA TERRITORIAL: ESTUDIO DE CASO USO DEL AGUA HERNÁN. *Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas*, 143. <https://repository.udistrital.edu.co/bitstream/handle/11349/25241/TorresCardonaHernanDario2020.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Viviana, A., & Avila, P. (2018). IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN TÉCNICA DE UN SISTEMA DE APROVECHAMIENTO DE AGUA LLUVIA. *UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA*. <https://repository.upb.edu.co/handle/20.500.11912/5389>



CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DURANTE LA PANDEMIA COVID-19 EN DOS DISTRITOS DE LA PROVINCIA DE HUANCAYO EN EL PERÚ

**Requena Sánchez, Norvin Plumieer¹; Carbonel-Ramos, Dalia²; Fernandez Reyes,
Fiorella Pilar³; Alvarado Huarez, Guadalupe Valeria⁴; Inga Peña, Celith Rossy⁵**

¹ Equipo Técnico de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru S/N, Rímac, nrequenas@uni.edu.pe

² Equipo Técnico de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru S/N, Rímac, dcarbonelr@uni.pe

³ Equipo Técnico de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru S/N, Rímac, ffernandezr@uni.pe

⁴ Equipo Técnico de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru S/N, Rímac, galvaradoh@uni.pe

⁵ Equipo Técnico de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru S/N, Rímac, cingap@uni.pe

Resumen

La pandemia del Covid-19 ha provocado cuarentenas en gran parte de las ciudades del mundo. Estos aislamientos han ocasionado cambios en la generación y composición de residuos sólidos. En este trabajo se presentan los resultados de un estudio de caracterización de residuos realizado en noviembre del 2020 en la provincia de Huancayo, ubicada en los Andes peruanos. Participaron 31 y 25 personas de los distritos de Huancayo y el Tambo. El objetivo de la investigación fue conocer los cambios provocados por la cuarentena en las características de los residuos domiciliarios. Para ello se aplicó una metodología apoyada en medios virtuales que consta de tres fases: (i) registro de participantes y sensibilización, (ii) capacitación y (iii) generación de información. Los datos recopilados se procesaron para determinar la generación per cápita (GPC) y composición de los residuos. La GPC de residuos domiciliarios se redujo en 23,55% en Huancayo y 54,63% en El Tambo. La composición de residuos sanitarios aumentó de 9% a 11% en Huancayo y de 10% a 14% en El Tambo. La composición de residuos peligrosos (compuestos principalmente por mascarillas y guantes) aumentó de 0.03% a 11% en Huancayo y de 0.02% a 10% en El Tambo. El impacto económico de la pandemia, la mayor permanencia de los miembros de la familia dentro del hogar y la obligatoriedad del uso de mascarillas ha ocasionado una disminución en la generación de residuos sólidos domiciliarios y un aumento en la proporción de residuos sanitarios y de residuos peligrosos.

Abstract

The Covid-19 pandemic has caused quarantines in most of the cities in the world. These confinements have caused changes in the waste generation and composition. This paper presents the results of a waste characterization study carried out in November 2020 in the province of Huancayo, located in the Peruvian Andes. A total of 31 and 25 people from the districts of Huancayo and El Tambo participated in the study. The objective of the research was to assess the changes, caused by the quarantine, in the household waste characteristics. We applied a methodology supported by virtual media that consists of three phases: (i) registration of participants and awareness, (ii) training and (iii) generation of information. The data collected were processed to determine the waste generation per capita (GPC) and waste composition. The GPC of household waste was reduced by 23,55% and 54,63% in the districts of Huancayo and El Tambo. The proportion of sanitary waste increased from 9% to 11% in Huancayo and from 0.02% to 10% in El Tambo. The proportion of sanitary waste increased from 9% to 11% in Huancayo and from 0.02% to 10% in El Tambo. The proportion of sanitary waste increased from 9% to 11% in Huancayo and from 0.02% to 10% in El Tambo.

and from 10% to 14% in Huancayo and El Tambo. The proportion of hazardous waste (mainly composed of masks and gloves) increased from 0.03% to 11% and from 0.02% to 10% in Huancayo and El Tambo. The economic impact of the pandemic, the greater permanence of family members inside the home and the mandatory use of masks has resulted in a decrease in the generation of household solid waste and an increase in the proportion of sanitary and hazardous waste.

Palabras clave/keywords: Residuos sólidos domiciliarios, composición de residuos, generación de residuos. / Household solid waste, waste composition, waste generation.

1. Introducción

El primer caso de Covid-19 en el Perú se confirmó el 6 de marzo del 2020. Al momento de escribir este artículo en el país se han registrado un total de 2 133 812 casos (Minsa, 2021). El departamento de Junín, sexto en el país según el tamaño de la población, es el noveno departamento con el mayor número de casos con un total de 82 958 (Minsa, 2021). Entre abril y mayo del 2020 a nivel nacional se decretó una cuarentena estricta, cuyas restricciones se fueron reduciendo poco a poco a partir de junio del mismo año. A pesar que desde el tercer trimestre del 2020 la economía del país se ha venido recuperando (García Villacorta, 2021), el efecto del Covid-19 ha tenido un impacto sostenido en la generación de residuos sólidos.

En el reciclaje los efectos han sido consistentes; la suspensión de estas actividades ha reducido la cantidad de material reciclado en Brasil (Urban & Nakada, 2021), Chile (Mella, 2020) y otros países de la región (Comunicarse, 2020). En Huancayo la recolección de residuos inorgánicos reciclables en el 2020 se redujo en 59,33% con respecto al año anterior (Sigersol, 2021). Sin embargo, los cambios en la generación de residuos municipales han sido muy diversos a nivel mundial. En China el gobierno reportó una reducción del 30% (Klemeš et al., 2020), en Shanghai se reportó una disminución del 23%, en Singapore un aumento del 3% (Fan et al., 2021) y en Estados Unidos un incremento de entre 20% y 30% (Kulkarni & Anantharama, 2020). En Lima (N. Requena et al., 2020), Milan, Barcelona y Cataluña se reportan disminuciones (Sarkodie & Owusu, 2020) en la cantidad de residuos generados.

Los datos anteriores evidencian la variabilidad en la generación de residuos, por ello el objetivo de este trabajo fue conocer los cambios que la pandemia del Covid-19 ha ocasionado en las características de los residuos sólidos domiciliarios en dos distritos de la provincia de Huancayo. Para ello se aplicó una metodología que contribuye a la sensibilización de la población en la gestión de residuos y a la recopilación de datos cuantitativos que podrán servir de indicadores para que las autoridades locales ajusten las estrategias para la gestión de residuos.

2. Metodología

La metodología aquí presentada ha sido aplicada en diversas zonas del Perú, Honduras y Panamá (N. P. Requena & Carbonel, 2021; Requena Sanchez et al., 2021). Esta metodología es una herramienta de sensibilización y capacitación para una gestión adecuada de residuos que cobra especial importancia para evitar exponer a las personas a trabajos de campo, como se suele hacer para realizar un estudio de caracterización. Los datos recopilados son de carácter exploratorio e indicativos de los hábitos de la población.

2.1. Área de estudio

Los datos de los distritos de Huancayo y El Tambo provienen de la comunidad educativa del colegio Nuestra Señora de Monserrat. Se eligió esta institución en base a lazos preexistentes con miembros del Equipo Técnico de Residuos Sólidos de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería. La zona de estudio se ubica en dos distritos de la provincia de Huancayo: Huancayo y El Tambo. La provincia de Huancayo se ubica en el departamento de Junín, en la zona andina central del Perú (Figura 1).

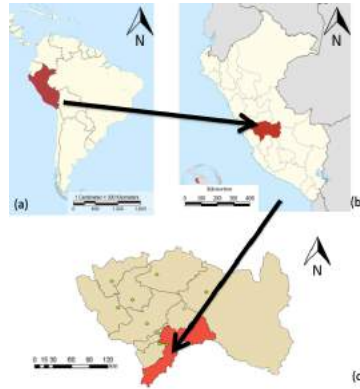


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio: Perú (a), Departamento de Junín (b) y Provincia de Huancayo (c).

2.2. Recopilación de la información

El estudio inició con la convocatoria dentro de la comunidad educativa, a esta etapa le siguieron tres fases (Figura 2). La participación de estudiantes y padres de familia fue voluntaria. El estudio se realizó en noviembre del 2020. La metodología se sustenta en medios virtuales para la comunicación con los participantes y para la entrega de la data generada. Los participantes del estudio recibieron tres sesiones de capacitación.

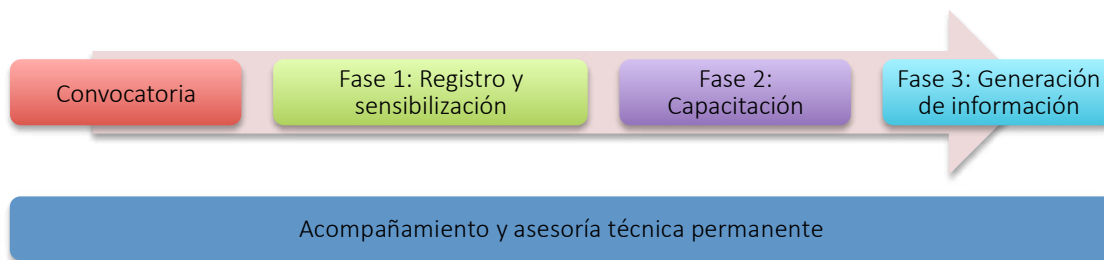


Figura 2. Fases de estudio.

En la Fase 1 los participantes se registraron llenando un formulario en línea, donde proporcionaron datos de contacto, ubicación geográfica, número de personas que habitan el hogar, entre otros. Con estos datos se organizó una primera sesión virtual de sensibilización, donde se trataron temas referentes a la problemática de los residuos en el contexto nacional y subnacional. En la Fase 2 se realizó una segunda sesión virtual, donde se capacitó a los participantes en la caracterización de residuos sólidos y en la instalación de tachos segregadores en sus hogares según siete tipos de residuos (Figura 3). Los participantes capacitaron a los miembros de su familia para que separen adecuadamente los residuos durante los siete días de estudio. En la Fase 3 los participantes registraron diariamente los pesos de cada tipo de residuo en una plantilla en Word. Al finalizar los tres primeros días los participantes ingresaron la data generada en un formulario virtual y proporcionaron el archivo con la plantilla en Word. En este punto se realizó una tercera sesión de capacitación para resolver las dudas surgidas. Luego de ello los participantes registraron sus datos por cuatro días más, nuevamente ingresaron esta información en un formulario virtual y proporcionaron el archivo con la plantilla en Word con la data del total de siete días.



Figura 3. Clasificación de residuos según siete categorías.

2.3. Procesamiento de la información

La Generación per Cápita (GPC) se computó según lo sugerido por el Ministerio del Ambiente del Perú (Minam, 2018). El error en la GPC se determinó con la Ecuación 1.

$$n = \frac{Z_{1-\alpha/2}^2 N \sigma^2}{(N-1)E^2 + Z_{1-\alpha/2}^2 \sigma^2} \quad (1)$$

La composición porcentual de residuos se calculó en función al peso parcial de cada tipo de residuo, de acuerdo a las indicaciones de la guía anteriormente citada.

3. Resultados y discusiones

3.1. Generación per cápita

En la Tabla 1 se presentan los parámetros estadísticos y la variación de la GPC respecto a datos del 2019 (Sigersol, 2021). En ambos distritos se observa una disminución en la GPC durante la pandemia. Esta reducción puede deberse al efecto inmediato de la sensibilización recibida al inicio del estudio, que modificó los patrones de consumo de la familia; y/o a la disminución de la capacidad adquisitiva en el hogar producto del cierre de actividades por la cuarentena (Ikiz et al., 2021; Naughton, 2020).

Tabla 1. Parámetros estadísticos y variación de la GPC.

| Distrito | Muestra | Desviación estándar | Z | Error (%) | GPC (kg/hab./día) | | Variación GPC (%) |
|----------|---------|---------------------|------|-----------|-------------------|------|-------------------|
| | | | | | 2020 | 2019 | |
| Huancayo | 31 | 0,19 | 1,96 | 16,82 | 0,395 | 0,51 | -23,55 |
| El Tambo | 25 | 0,15 | 1,96 | 16,29 | 0,371 | 0,8 | -54,63 |

3.2. Composición de los residuos

En la Tabla 2 se compara la composición de los residuos del 2019 (Sigersol, 2021) y el 2020 en ambos distritos. En la Tabla 2 se observa una reducción en la proporción de los residuos orgánicos, y un aumento en la proporción de aceite, inertes y otros. Estos cambios obedecen a que en los datos del 2019 los residuos de comidas y guisos se consideran como orgánicos, mientras que en el presente estudio se consideran dentro de la categoría de inertes y otros. De igual modo, en los datos del 2019 el aceite no se contabilizó como un tipo de residuo aparte, lo que sí se hizo en el presente estudio.

Tabla 2. Comparación de la composición de los residuos.

| Composición | Huancayo | | El Tambo | |
|-----------------------------|----------|--------|----------|--------|
| | 2019* | 2020** | 2019* | 2020** |
| Orgánicos | 65% | 37% | 67% | 31% |
| Aprovechables diferenciados | 19% | 18% | 15% | 21% |
| Ecoladrillo | 4% | 3% | 4% | 10% |
| Aceite | 0% | 3% | 0% | 3% |
| Inertes y otros | 4% | 17% | 4% | 13% |
| Peligrosos | 0.03% | 11% | 0.02% | 10% |
| Sanitarios | 9% | 11% | 10% | 14% |

*: (Sigersol, 2021) / **: Este estudio

La proporción de residuos aprovechables diferenciados y de ecoladrillo muestran una mínima variación en Huancayo y un aumento en El Tambo. A nivel mundial la tendencia observada ha sido el aumento en la cantidad de plásticos y productos descartables; ya sea como protección frente al virus o por el aumento de las compras de productos a domicilio o para llevar (Tenenbaum, 2020). Finalmente, se observa un claro aumento de los residuos peligrosos y sanitarios en ambos distritos. El aumento de los residuos peligrosos probablemente se deba a la generación de mascarillas y guantes descartables. El incremento de los residuos sanitarios puede deberse a un mayor tiempo de permanencia y cantidad de las personas dentro del hogar. Dado que gran parte de los miembros de la familia conviven en casa más tiempo, se incrementa el uso de los servicios higiénicos y, por ende, de los residuos sanitarios.

4. Conclusiones

La metodología aplicada es una herramienta de sensibilización y capacitación que promueve una gestión adecuada de los residuos sólidos domiciliarios. Los datos obtenidos son exploratorios e indicativos de la zona de estudio, los mismos pueden servir de referencia a las autoridades locales para adaptar las acciones planificadas en la gestión de residuos. Los resultados sugieren que la cuarentena ha ocasionado una reducción en la generación de residuos sólidos domiciliarios. La proporción de residuos peligrosos registró un aumento, probablemente debido a la aparición de los guantes y mascarillas descartables. Los residuos sanitarios también aumentaron, probablemente por la mayor permanencia de los miembros de la familia en el hogar.

Agradecimientos

El presente estudio se realizó gracias al apoyo voluntario de la comunidad educativa Nuestra Señora de Monserrat y del Equipo Técnico de Residuos Sólidos de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería.

5. Referencias

Comunicarse. (2020). *¿Cuáles son los impactos del COVID-19 en la industria del reciclaje?*

Comunicarse. <https://www.comunicarseweb.com/noticia/cuales-son-los-impactos-del-covid-19-en-la-industria-del-reciclaje>

- Fan, Y. Van, Jiang, P., Hemzal, M., & Klemeš, J. J. (2021). An update of COVID-19 influence on waste management. *Science of The Total Environment*, 754, 142014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142014>
- García Villacorta, A. (2021). *¿Cuál será el impacto económico de la ampliación de la cuarentena?* <https://youtu.be/G1f9fpEiyEo>
- Ikiz, E., Maclaren, V. W., Alfred, E., & Sivanesan, S. (2021). Impact of COVID-19 on household waste flows, diversion and reuse: The case of multi-residential buildings in Toronto, Canada. *Resources, Conservation and Recycling*, 164, 105111. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105111>
- Klemeš, J. J., Fan, Y. Van, Tan, R. R., & Jiang, P. (2020). Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127, 109883. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109883>
- Kulkarni, B. N., & Anantharama, V. (2020). Repercussions of COVID-19 pandemic on municipal solid waste management: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 743, 140693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140693>
- Mella, S. (2020). *Baja en el reciclaje: una nueva crisis sanitaria en el corto o mediano plazo*. El Mostrador. <https://www.elmostrador.cl/agenda-pais/2020/06/05/baja-en-el-reciclaje-una-nueva-crisis-sanitaria-en-el-corto-o-mediano-plazo/>
- Minam. (2018). *Guía para la caracterización de residuos sólidos municipales*. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-guia-caracterizacion-residuos-solidos-municipales>
- Minsa. (2021). *Sala Situacional COVID-19 Perú*. Ministerio de Salud. https://covid19.minsa.gob.pe/sala_situacional.asp
- Naughton, C. C. (2020). Will the COVID-19 pandemic change waste generation and composition?: The need for more real-time waste management data and systems thinking. *Resources, Conservation and Recycling*, 162, 105050. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105050>
- Requena, N., Medina, S., Torres, S., & Diaz, L. (2020). El impacto del covid-19, en la composición de los residuos sólidos domiciliarios - estudio de caso en temporada de aislamiento social obligatorio. *1er Congreso Internacional Virtual de Manejo de Residuos Sólidos*.
- Requena, N. P., & Carbonel, D. E. (2021). Cambios en la generación y composición de residuos domiciliarios durante la pandemia del Covid-19, estudio de caso en 8 distritos de la provincia de Arequipa, Perú. *TECNIA*, 21(2). <https://doi.org/10.21754/tecnia.v21i2.1035>
- Requena Sanchez, N., Carbonel Ramos, D., & Erick, V. (2021). Generación y segregación de residuos sólidos domiciliarios durante la cuarentena por Covid-19 en Panamá, estudio de caso. *Investigación y Pensamiento Crítico*, 9(2), 16–24. <https://doi.org/https://doi.org/10.37387/ipc.v9i2.232>
- Sarkodie, S. A., & Owusu, P. A. (2020). Impact of COVID-19 pandemic on waste management. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00956-y>
- Sigersol. (2021). *Sistema de Información para la Gestión de Residuos Sólidos*. Ministerio Del Ambiente. <https://sistemas1.minam.gob.pe/SigersolMunicipal/#/accesoLibre/generacion>
- Tenenbaum, L. (2020). *The Amount Of Plastic Waste Is Surging Because Of The Coronavirus Pandemic*. Forbes. <https://www.forbes.com/sites/lauratenenbaum/2020/04/25/plastic-waste-during-the-time-of-covid-19/#4e74328f7e48>
- Urban, R. C., & Nakada, L. Y. K. (2021). COVID-19 pandemic: Solid waste and environmental impacts in Brazil. *Science of The Total Environment*, 755, 142471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142471>



PROPUESTA DE UNA METODOLOGÍA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN PROCESOS DE DESALINIZACIÓN

López-Zavala, Ricardo¹; Ojeda Benítez, Sara¹; Santillán Soto, Néstor¹; Vázquez Morillas, Alethia²; Alvarez Zeferino, Juan Carlos²; Cruz Sotelo, Samantha³

¹ Laboratorio de Residuos Sólidos, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Boulevard Benito Juárez y Calle de la Normal S/N, Col. Insurgentes Este C.P. 21280 Mexicali, Baja California, México, rlopez99@uabc.edu.mx, sara.ojeda.benitez@uabc.edu.mx, nsantillan@uabc.edu.mx

² Universidad Autónoma Metropolitana - Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 180 Col. Reynosa-Tamaulipas, Ciudad de México, 02200, México, alethia@azc.uam.mx, zeferinojuancarlos@gmail.com

³ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Blvd. Benito Juárez 2500, Mexicali CP., 21280 B.C., México, samantha.cruz@uabc.edu.mx

Resumen

La contaminación oceánica por microplásticos (MP), se ha catalogado como uno de los principales problemas ambientales. La presencia de MP en el agua de mar, provoca en la biota problemas de inanición, desnutrición, envenenamiento y asfixia; además, cuando los MP ingresan en la cadena trófica en niveles primarios, se potencializa la transferencia a niveles mayores llegando al humano. Por lo anterior, los científicos han propuesto diversas metodologías para el estudio de MP en el agua de mar, sin embargo, estas metodologías no contemplan la variabilidad temporal y espacial de los MP en el agua de mar y carecen de una estandarización, ya que cada autor establece diferentes consideraciones subjetivas. Por lo anterior, en este estudio se propone una metodología que permite estudiar la distribución de MP, considerando su variabilidad temporal y espacial. Se propone utilizar a las plantas desalinizadoras por ósmosis inversa como puntos de muestreo constante; permitiendo estudiar las dinámicas de la presencia y distribución de los microplásticos en el agua de mar. Además, se propone un prototipo, que puede utilizarse en plantas desalinizadoras fijas y móviles; con la finalidad de estudiar la distribución de MP en rutas marítimas. El estudio de MP con la metodología propuesta se vislumbra como una opción viable para tomar decisiones sobre la disposición final de los plásticos, ayuda a identificar cuáles especies marinas pueden ser afectadas por MP y con esto, definir el riesgo que tiene el ser humano en caso de consumir dichas especies.

Abstract

Oceanic pollution by microplastics (MP) has been classified as one of the main environmental problems. Presence of PM in seawater causes starvation, malnutrition, poisoning and suffocation in biota; furthermore, when MP enters the food chain, the transfer of plastics to a large number of marine species is enhanced. Therefore, scientists have proposed different methodologies for the study of MP in seawater. However, these methodologies do not consider the temporal and spatial variability of MP in seawater and they lack standardization, since each author establishes different subjective considerations. Therefore, this study proposes a methodology that allows studying the distribution of MP, considering its temporal and spatial variability. It is proposed to use reverse osmosis desalination plants as constant sampling points; allowing the study of different dynamics on the presence and distribution of microplastics in seawater. In addition, a prototype is proposed, which can be used in fixed and mobile desalination plants; in order to study the distribution of PM in maritime routes. The study of MP with the proposed methodology, is seen as a viable option to make decisions about the final disposal of plastics, it helps to

identify which marine species can be affected by MP and with this, define the risk that humans have in case of consuming these species.

Palabras clave/keywords:

Microplásticos, Metodología, Variabilidad, Plantas desalinizadoras

1. Introducción

En la actualidad no se puede concebir una sociedad sin los materiales plásticos; debido a que estos presentan diversas bondades como durabilidad, ligereza, resistencia a la corrosión, baja tasa de biodegradabilidad, entre otras; por ello al presente periodo histórico, algunos lo nombran como la Edad Plástica (Yang et al., 2021; Zhang et al., 2020). Sin embargo, el uso desmedido y la inadecuada disposición final de los plásticos, ha provocado su distribución generalizada en los ecosistemas, ocasionando problemas ambientales y la acumulación de estos en el medio marino (Zhang et al., 2020).

Los residuos plásticos en el océano pueden presentarse como macroplásticos, microplásticos (MP) y nanoplásticos (NP). Los macroplásticos son partículas con un tamaño superior a los 5 mm, los microplásticos con un tamaño de 1-5 mm y los nanoplásticos son menores a 1 mm (Miller et al., 2017; Zheng et al., 2021a). Los MP en el agua de mar son de gran preocupación, ya que pueden permanecer en ella durante mucho tiempo y causar en la biota problemas de inanición, desnutrición, envenenamiento y asfixia; por otra parte, pueden ser portadores de bacterias y virus, dando como resultado el transporte a grandes distancias de estos microorganismos (Rojo Nieto & Montoto, 2017).

Las metodologías utilizadas para estudiar la presencia de MP en el agua de mar; parten de una estructura general conformada por cuatro etapas: 1) muestreo, 2) extracción, 3) identificación (caracterización) y 4) cuantificación. La etapa de muestreo es crucial y dependiendo de la calidad del método o de los instrumentos de muestreo, los resultados de la distribución de MP en un mismo punto, pueden presentar resultados muy variables, y por tanto no se puede hablar de un nivel de contaminación representativo del sitio muestreado (Zheng et al., 2021b). Se ha demostrado en la literatura que los procedimientos empíricos sin protocolos estandarizados, así como la variabilidad de los MP en la fuente de muestreo, son los principales retos de las metodologías mencionadas (Lei et al., 2018), por lo que es importante estandarizar los métodos de una manera sistemática y rigurosa.

Por lo anterior, en este trabajo se presenta una metodología que permite evaluar la contaminación de MP en el agua de mar, considerando la variabilidad; es decir, el cambio de la presencia de MP debido a las condiciones del viento, de las corrientes marítimas, eventos naturales como tormentas y ciclones, y del tiempo en el que se hace el muestreo. Se parte de la hipótesis de que es posible aprovechar a las plantas de desalinización, como puntos constantes de muestreo y extracción de MP de una manera sistemática. Además, dicha metodología se puede estandarizar, debido a que los MP pueden ser detectados en la etapa del pretratamiento del agua de mar de los procesos de desalación; ya que en esta etapa se busca separar los sólidos del agua de mar. Generalmente el pretratamiento mencionado es el mismo en todas las plantas desalinizadoras; por otra parte, dependiendo de la planta desalinizadora, se pueden utilizar sus propios equipos como instrumentos de muestreo o en su defecto, también es posible adaptar un proceso adicional; el cual también se presenta en este artículo.

2. Metodología

En esta sección se presenta la metodología propuesta para el muestreo de MP en plantas desalinizadoras de agua de mar, las cuales pueden ser fijas o móviles. También se presenta el diseño conceptual del

instrumento de muestreo, que consiste en un sistema de ultra filtración por membranas (UFM), el cual es una modificación del presentado por [Yaranal et al., \(2021\)](#). El proceso de desalinización planteado para este estudio es el de Ósmosis Inversa (OI), debido a que es el más utilizado a nivel mundial por su facilidad operativa y su mayor eficiencia respecto a otros procesos de desalinización. El método propuesto se presenta en la figura 1 y se encuentra compuesto por cuatro etapas: muestreo, extracción, identificación y cuantificación.

El proceso de desalinización por OI, consta de una serie de micro membranas que se encargan de separar las sales y bacterias del agua. Es evidente que aquí se encontrarían MP debido a que el tamaño del poro de la membrana es del orden de los 0.1 nm; sin embargo, antes de que el agua de mar llegue hasta dichas membranas, esta pasa por un proceso de pretratamiento y es aquí donde se puede encontrar MP.

2.1 Muestreo directamente en la planta desalinizadora y con el prototipo de UFM

El pretratamiento del agua de mar en los procesos de desalinización por OI, tiene como finalidad la separación de todo tipo de sólidos del agua antes de ingresar al proceso. Esta característica es la principal ventaja de utilizar a las unidades desalinizadoras para el muestreo de MP. El pretratamiento que se le hace al agua de mar, generalmente consiste en un conjunto de filtros multimedia, de arena y de carbón activado. En todos estos es posible encontrar MP; sin embargo, se espera una mayor concentración en el filtro multimedia que en los de arena y carbón activado, por ser el primer equipo en contacto con el agua de mar. El muestreo en estos filtros se realizará en los periodos de mantenimiento; por otra parte, hay dos tipos de muestreo dependiendo de la capacidad de los filtros:

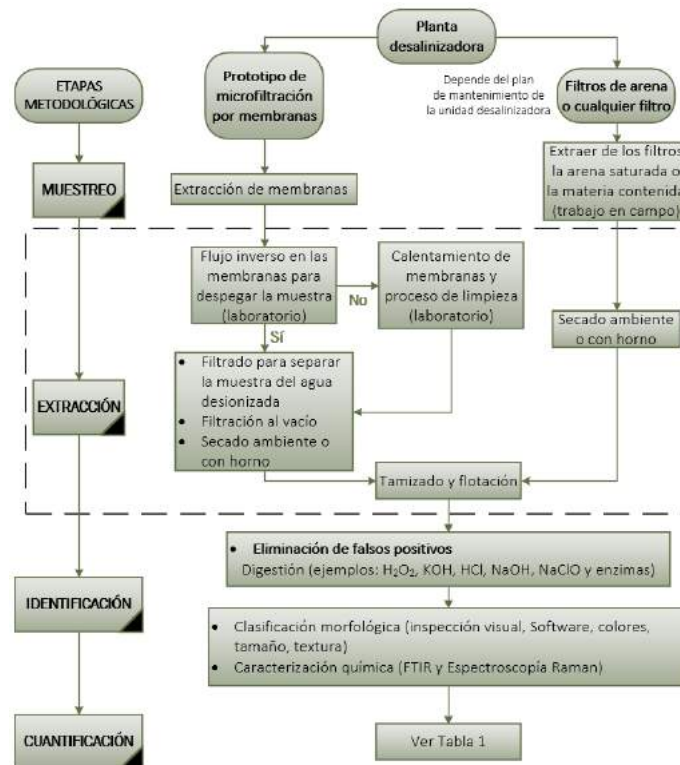


Figura 1. Metodología de estudio de MP en unidades desalinizadoras por OI.

- Si el volumen de la materia (antracita, arena, garnet, grava) contenida en el filtro multimedia (aplica para el carbón activado y arena verde) es inferior a 0.0424 m³ (1.5 ft³), la materia deberá

ser mezclada de manera uniforme y se tomarán 5 muestras utilizando un muestreador de sedimentos como el propuesto por [Alvarez-Zeferino et al., \(2020\)](#).

- En caso de que el filtro contenga un volumen de materia superior a 0.0424 m³, se tomarán al menos 5 muestras en cada estrato del filtro multimedia, mezclando completamente la materia en cada muestreo. En el caso de filtros de carbón activado o de arena se tomarán al menos 5 muestras del contenido mezclado uniformemente. En este muestreo se utilizará un instrumento como el mencionado en el punto anterior.

Otra manera de aprovechar la infraestructura de las unidades de OI para el muestreo de MP, consiste en utilizar un sistema de UFM similar al presentado [Yaranal et al., \(2021\)](#). Este sistema consiste en un conjunto de membranas con 2,200 fibras con tamaño de poro de 0.001 a 0.1 μm; diámetro interno y externo de 0.35 mm y 0.5 mm respectivamente; con una longitud de 0.38 m. El total de área de superficie de esta membrana es de 2.64m². Este proceso se puede apreciar en la figura 3. Se observa que, del depósito principal, una bomba (independiente de la desalinización) lleva el agua de mar hacia las membranas, haciendo que se separen los sólidos contenidos en el agua de mar. El agua permeada se regresa al mismo depósito. Se deberá especificar un tiempo de muestreo que podría ser una semana, un mes, o algún otro. Después de que haya transcurrido el tiempo de muestreo se deberán extraer las membranas para su posterior estudio en laboratorio.

2.2 Extracción de MP contenidos en las muestras

Para el muestreo en filtros, la materia muestreada deberá pesarse en base húmeda con una balanza con error de ±0.01 g. Posteriormente se le someterá a un proceso de secado a temperatura ambiente o con un secador solar, si se requiere menor tiempo de secado. Una vez que la materia se encuentre seca, deberá pesarse nuevamente y pasar por un proceso de tamizado. Para el tamizado se utilizarán dos tamices con malla de 5 mm (o más próximo inferior) y de 1 mm (o más próximo inferior). Después de la separación, la muestra tamizada podrá pasar a un proceso de flotación y digestión.

Para el proceso de flotación, se sugiere utilizar una solución acuosa de CaCl₂ (37 g de CaCl₂ en 50 ml de agua) ([Alvarez-Zeferino et al., 2020](#)). La muestra tamizada deberá verterse en la solución acuosa de CaCl₂, con la finalidad de que los MP floten y la arena se sedimente.

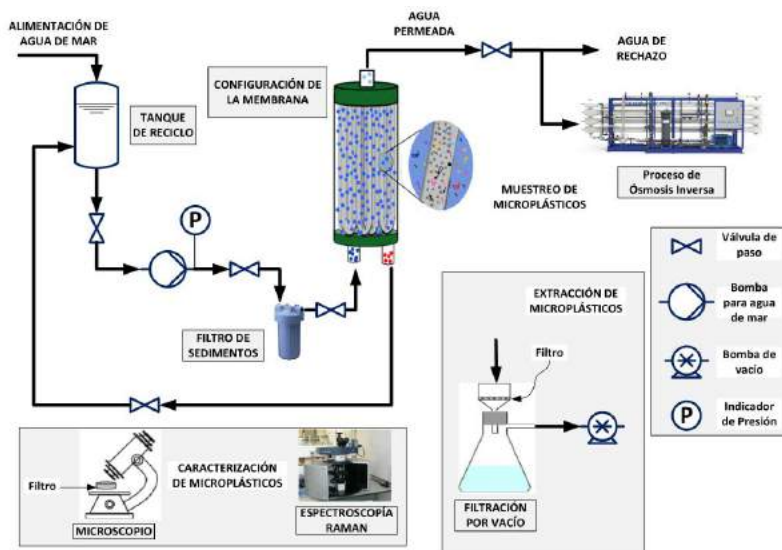


Figura 3. Diagrama esquemático del proceso UFM para el muestreo de MP.

Para el muestro con UFM se utilizará agua desionizada, la cual por medio de una bomba (120 kPa), pasará por las membranas con un flujo inverso, esto hará que la materia adherida a las membranas se desprenda y caiga en el depósito de agua desionizada. En caso de que la materia no se desprenda, se deberán colocar las membranas en agua caliente (50-70 °C) hasta que se pueda desprender la materia adherida y repetir el proceso del flujo inverso. Una vez que la materia se encuentra separada y mezclada con el agua desionizada, se hará pasar por una malla de tamaño menor a 1mm. Con la muestra húmeda se deberán repetir los pasos descritos para el secado y flotación mostrados anteriormente.

2.3. Identificación de MP

Los elementos que a simple vista o que por flotación son considerados MP, pueden pasar a un proceso de “eliminación de falsos positivos” para evitar que materia orgánica se confundida con MP o para eliminar materia orgánica adherida a los MP. Para este proceso se sugiere utilizar H_2O_2+Fe , con base al estudio realizado por [Prata et al., \(2019\)](#).

2.4. Cuantificación y clasificación de MP

La cuantificación de los MP, se plantea considerando que el muestreo se encuentra en función del tiempo. Por lo que se espera poder presentar los resultados en #P*s/kg (Número de piezas de MP por flujo nominal de agua de mar), #P*s/m³ (Número de piezas de MP por gasto volumétrico total de agua de mar), #P/día (semana, mes, año), #P/#M (Número de piezas de MP por número de membranas agotadas) y gP/#M (Gramos de MP por número de membranas agotadas, también puede aplicar a equipos de pretratamiento de agua de mar). Los MP encontrados serán clasificados por tamaño, forma, por color y composición química. Para la clasificación por tamaño los MP serán colocados sobre una hoja milimétrica. Con una cámara normal al plano de la hoja, se tomará una fotografía. Dicha imagen será analizada utilizando el Software AUTOCAD. Para la forma la clasificación será: pellets, fibras, hojuelas, películas, fragmentos rígidos y espumas. Respecto a la clasificación por color se sugiere utilizar los colores: gris, blanco, azul, amarillo, naranja, verde, rosa, rojo, morado, negro y transparente. Para la clasificación por composición química se utilizará el método de transformada de Fourier con infrarrojo (FITR) para MP con tamaño de 1-5 mm y la espectroscopía Raman para MP menores a 1 mm.

4. Conclusiones

En este artículo se propone una nueva metodología para estudiar la presencia de MP en el agua de mar, utilizando como instrumento de muestro a las plantas de desalinización por OI. El método permite evaluar la presencia de MP en el agua de mar considerando la variabilidad espacial y temporal; la cual, normalmente no es considerada en las metodologías existentes para este fin. El proceso de muestreo propuesto se vislumbra como un estudio de bajo costo, en comparación con los métodos de muestreo con redes neuston y mallas. Con el estudio de MP, a través de plantas de desalinización, se tiene una integración productiva de procesos, ya que con un proceso se está consiguiendo desalinizar y muestrear MP en el agua de mar de manera simultánea. El sistema UFM permite el muestreo en unidades de desalinización fijas o móviles; estas últimas hacen posible el muestreo de MP en rutas marítimas. Al aplicar la metodología propuesta y considerar la variabilidad, será posible tener una visión complementaria a lo encontrado con otras metodologías; y con esto determinar el nivel de contaminación plástica que hay en distintas zonas, además de tomar las mejores decisiones para la preservación del medio marino.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen el soporte recibido por la Universidad Autónoma de Baja California y por la Secretaría de Educación Pública (SEP), que por medio de la convocatoria de Incorporación a nuevos profesores de tiempo completo (NPTC) 2020, se ha financiado este proyecto.

6. Referencias

- Alvarez-Zeferino, J. C., Cruz-Salas, A. A., Vázquez-Morillas, A., & Ojeda-Benitez, S. (2020). Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 36(1), 151–164. <https://doi.org/10.20937/RICA.2020.36.53540>
- Lei, M., Lian-Jun, B., Lei, S., Wong, C. S., & Y. Zeng, E. (2018). A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(1), 11319–11332. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1692-0>
- Miller, M. E., Kroon, F. J., & Motti, C. A. (2017). Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2), 6–18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.058>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Girão, A. V., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Science of the Total Environment*, 686, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.456>
- Rojo Nieto, E., & Montoto, T. (2017). Basuras marinas , plásticos y microplásticos. In *Creative Commons*. <https://www.mapama.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/basuras-marinas-plasticos-microplasticos.aspx>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
- Yaranal, N. A., Subbiah, S., & Mohanty, K. (2021). Identification, extraction of microplastics from edible salts and its removal from contaminated seawater. *Environmental Technology and Innovation*, 21, 101253. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101253>
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203(September 2019), 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>
- Zheng, Y., Li, J., Sun, C., Cao, W., Wang, M., Jiang, F., & Ju, P. (2021a). Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. *Science of the Total Environment*, 765, 144495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144495>
- Zheng, Y., Li, J., Sun, C., Cao, W., Wang, M., Jiang, F., & Ju, P. (2021b). Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. *Science of the Total Environment*, 765, 144495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144495>



ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE COLILLAS DE CIGARRO EN ESPACIOS PÚBLICOS MEDIANTE CIENCIA CIUDADANA

Sánchez Hernández, Stephanie¹; Cruz Salas, Arely Areanely²; Vázquez Morillas, Alethia¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Ojeda Benítez, Sara²; Beltrán Villavicencio, Margarita¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México. steph.hdz1618@gmail.com, alethia@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx, mbv@azc.uam.mx

²Universidad Autónoma de Baja California. Calle Normal s/n Boulevard Benito Juárez. Col. Insurgentes Este, Parcela 44, 21100 Mexicali, Baja California, México. cruz.arely@uabc.edu.mx, sara.ojeda.benitez@uabc.edu.mx

Resumen

En México se desechan diariamente cantidades considerables de colillas; aquellas que son desechadas en áreas públicas se degradan de forma natural por la radiación UV, el viento y la lluvia, entre otros factores. La fragmentación del material de fabricación de las colillas, acetato de celulosa, libera microplásticos y distintos contaminantes al ambiente, como metales y ácidos. El objetivo de este estudio fue estimar la concentración de colillas de cigarro en diferentes zonas públicas, a través de un proyecto de ciencia ciudadana. Para reclutar a los voluntarios de diferentes estados del país, se distribuyó una convocatoria a través de redes sociales a partir de lo cual se reunió información sobre la presencia de colillas en lugares públicos. Se muestrearon 35 sitios, de los cuales el 40 % se localizó en el Estado de México. Los sitios más estudiados fueron parques y espacios verdes (43 %) cuya concentración media fue de 20,8 colillas/m²; no obstante, la mayor concentración correspondió a las paradas de transporte público (137,7 colillas/m²). Esto último podría deberse a la falta de limpieza de dichas zonas o, bien, que tienen mayor tránsito de personas que en los parques y áreas verdes (jardines), ya que debido al COVID no están permitidas las actividades de recreación. La pandemia actual podría haber alterado los resultados de este trabajo, pues algunos voluntarios expresaron que antes de la pandemia, la cantidad de colillas en los sitios muestreados era mayor. Por esto, se recomienda realizar muestreos después de la pandemia para analizar si hay variaciones.

Abstract

In Mexico, high amounts of cigarette butts are disposed of daily. Those that are disposed in public areas are naturally degraded by UV radiation, wind, rain, and other factors. The fragmentation of the main component of cigarette butts, cellulose acetate, sets free microplastics and different pollutants, such as metals and acids, into the environment. The objective of this study was to estimate the concentration of cigarette butts in different public areas, through a citizen science project. An announcement was distributed through social networks to recruit volunteers from different states of the country, from which information about the presence of cigarette butts in public places was gathered. A total of 35 sites were sampled, of which 40 % were located in towns of the Estado de Mexico. The most studied sites were parks and green spaces (43 %) whose average concentration was 20,8 cigarette butts/m²; however, the highest concentration was found in public transport stops (137,7 cigarette butts/m²). This could be due to the higher traffic of people than in parks and green areas (gardens), since recreational activities are not allowed due to COVID. The current pandemic could have altered the results of this work, as some volunteers expressed that before, the number of cigarette butts in the sampled sites was higher. For this

reason, it is recommended to do sampling after the pandemic to analyze the possible variations.

Palabras clave: México, calles, cigarros, voluntarios

1. Introducción

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son aquellos resultantes de hogares o de actividades en institutos, trabajos, establecimientos o de la vía pública que cumplen con las características de residuos domésticos y no de otra categoría de residuos, según la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) (DOF, 2018). Los RSU son recolectados, caracterizados y manejados de acuerdo con la valorización que se les dé, estos pueden ser compostados, reciclados, reutilizados, incinerados, o llevados a disposición final (EPA, 2016).

Ejemplos comunes de RSU son residuos de comida, bolsas o empaques de alimentos, plásticos, ropa y electrodomésticos, entre otros (EPA, 2016). Diariamente, México produce hasta 102 128 toneladas de residuos, de los cuales el 46,97 % puede ser sometido a compostaje o biodigestión y el 31,92 % es apto para ser reciclado. Sin embargo, sólo el 83,87 % es recolectado y no se cuenta con un porcentaje específico de los residuos que, en realidad, se aprovechan (SEMARNAT, 2020). Con la llegada del virus COVID-19 en el año 2020, la generación de RSU sufrió cambios tanto en cantidad como en composición. En México, la generación de residuos aumentó entre el 3,3 % y el 16,5 % desde el inicio de la pandemia y se encontraron nuevos residuos en los hogares, como cubrebocas, guantes y toallas húmedas, entre otros artículos médicos y de limpieza (Gavilán *et al.*, 2020).

Las colillas de cigarro son uno de los residuos más abundantes desde la década de 1990 y tienen una mayor presencia en espacios públicos como calles, áreas verdes, playas y vías fluviales (Green *et al.*, 2019). La colilla, creada a mediados del siglo XX, es la parte final de los cigarros y sirve como filtro para retener concentraciones de una variedad de compuestos nocivos para la salud (Chacón & Morales, 2019). El filtro está compuesto mayormente de un termoplástico conocido como acetato de celulosa, que tiene apariencia blanca y fibrosa, como el algodón; es fotodegradable y resistente a grasas, aceites y alcoholes (Novotny *et al.*, 2009). Además, el filtro está envuelto por un papel hidrófugo impregnado de nitrato de potasio, sulfato de amoníaco, cloro y creosota. Este papel se adhiere al termoplástico por medio de otros compuestos químicos, el más común es el acetato de polivinilo, el cual actúa como pegamento (Chacón & Morales, 2019).

Las colillas parecen inofensivas por su pequeño tamaño y por la similitud visual del acetato de celulosa con el algodón (Absalón, 2015). Estas características provocan que el residuo sea menospreciado y se deseché de manera irresponsable, resultando que entre el 76 % y 84 % de los fumadores no depositen sus colillas en los contenedores indicados y se encuentren, diariamente, 4,5 billones de colillas en el ambiente (Green *et al.*, 2019).

Las colillas al exponerse a la radiación UV del sol, se degradan parcialmente y el acetato de celulosa se descompone en pequeñas fibras, contaminando el ambiente con hasta 12 000 microfibras que suelen persistir por un largo tiempo (Novotny *et al.*, 2009). Además, el consumo de un cigarro produce hasta 7 000 diversos compuestos químicos, de los cuales aproximadamente 69 pueden ser cancerígenos, como el arsénico o los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (American Lung Association, 2020). Teniendo en cuenta que las colillas son el filtro para retener estos compuestos, cuando entran en contacto con el agua o se degradan parcialmente pueden liberar al ambiente las sustancias absorbidas en el acetato de celulosa. La contaminación por colillas es una problemática alarmante, ya que se encuentra en cualquier ambiente y debido a su fácil dispersión, es capaz de lixiviarse y entrar en vías fluviales afectando a organismos marinos (Booth *et al.*, 2015; Lee & Lee, 2015; Wright *et al.*, 2015). Dada la gravedad de dicha

situación, el objetivo del presente estudio fue estimar la concentración de colillas de cigarro en diferentes áreas públicas del país, a través de un proyecto de ciencia ciudadana.

2. Metodología

El presente trabajo requirió la participación de ciudadanos para encontrar y registrar concentraciones de colillas en distintas áreas públicas de la República Mexicana. Se publicó una invitación en diferentes redes sociales: Facebook, Instagram y WhatsApp (Figura 1) dirigida al público en general mayor de edad. A los voluntarios se les entregó un instructivo y un formato de resultados a llenar.

La participación de los voluntarios consistió en identificar espacios públicos con alta presencia de colillas de cigarro, posteriormente colocar en dicho espacio una cuerda de 2 m de largo en forma de círculo y registrar información relevante, tal como tipo de espacio público, ubicación, estado, municipio, hora de recolección de información, número de colillas en el círculo y observaciones. Los resultados obtenidos se organizaron en una hoja de cálculo y se analizaron para conocer los tipos de espacios públicos estudiados, estado al que pertenecen y sus concentraciones medias.



Figura 1. Volantes electrónicos difundidos en redes sociales

3. Resultados

Los resultados de este trabajo se describen a continuación en dos subsecciones: 3.1) información general y 3.2) concentración de colillas.

3.1 Información general

El número de voluntarios que participó en esta actividad fue de 10 personas, quienes recolectaron información de un total de 35 sitios localizados en diferentes estados de la República Mexicana. Los sitios públicos correspondieron mayormente al Estado de México (40 %) y la Ciudad de México (34 %), los estados de Jalisco, Veracruz, Oaxaca y Querétaro representaron el porcentaje restante, con 9 %, 8 %, 6 % y 3 %, respectivamente. Por otro lado, la alcaldía de Tlalpan, perteneciente a la Ciudad de México registró la mayor cantidad de sitios de muestreo (34 %), seguida de los municipios de Nezahualcóyotl y Atizapán de Zaragoza, pertenecientes al Estado de México con un porcentaje del 17 % cada uno. Los municipios restantes mantuvieron una menor participación, debajo del 10 %.

3.2 Concentración de colillas en espacios públicos

La frecuencia con que se investigaron los distintos tipos de espacios públicos se presenta en la Figura 2. La mayoría de las áreas públicas estudiadas fueron de la categoría parques y espacios verdes, específicamente jardineras, y un campo deportivo. Estos lugares representan un 43 % de todos los lugares estudiados. Las calles y banquetas fueron el segundo tipo de lugar más estudiado (23 %), seguido de las paradas de transporte público (bases de mototaxis, combis y camiones) y de camellones, cada uno representando el 11 %. En cambio, los sitios donde menos se buscó información fueron las salidas de mercados y tiendas convencionales, así como las playas, representando el 9 % y 3 %, respectivamente.

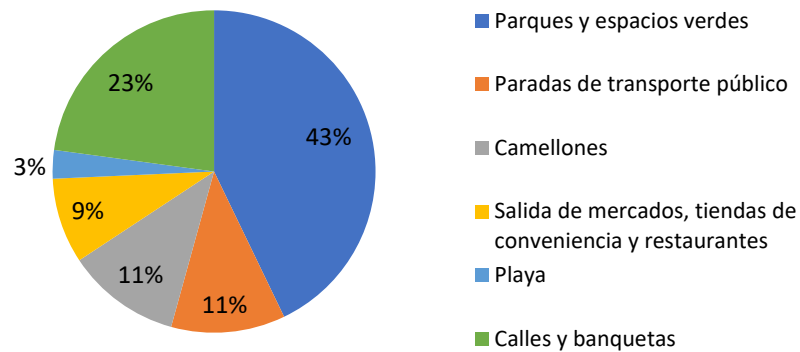


Figura 2. Espacios públicos estudiados

En cuanto a las concentraciones de colillas en espacios públicos, la Figura 3 refleja la concentración promedio en términos de piezas por m^2 para cada categoría de espacio público. Los tres sitios con la mayor concentración de colillas fueron las paradas de transportes con 137,73 piezas/ m^2 , seguido de los camellones (74,42 piezas/ m^2) y las salidas de mercados y tiendas de conveniencia (71,86 piezas/ m^2). Por otro lado, la menor concentración de colillas se presentó en las playas (20,53 piezas/ m^2). La alta densidad de colillas en las paradas de transporte público podría deberse a que son más transitadas que las áreas recreativas (parques y playas) comunes debido a la restricción de aglomeraciones en lugares públicos por la pandemia del virus COVID-19.

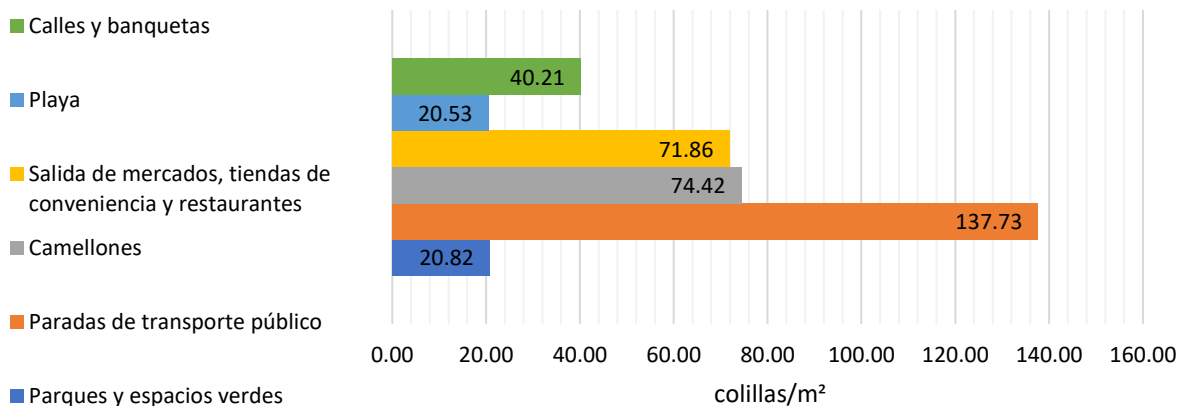


Figura 3. Concentración promedio de colillas por tipo de espacio público

La concentración promedio de colillas en playas para este estudio es mayor a lo encontrado por Cruz-Salas *et al.* (2020) en playa Zipolite, localizada en Oaxaca, México; donde se realizó un muestro de cuatro días consecutivos durante Semana Santa en 2019, en donde la concentración promedio fue de 0,06 piezas/m². No obstante, en tal estudio se realizó el muestreo de colillas en un área mayor, ya que se muestrearon cinco transectos de 275 m² cada uno, lo cual ocasiona una dilución de la concentración de colillas.

Así mismo, la densidad de colillas en calles y banquetas, así como en los parques de este estudio resultaron mayores a lo reportado por Torkashvand *et al.* (2021) quienes muestrearon colillas de cigarro en tres parques y 36 calles y banquetas de la ciudad de Qazvin, Irán en verano de 2019. Las concentraciones promedio de dicha investigación fueron 0,19 piezas/m² para calles y banquetas y 0,09 piezas/m² para parques. La conjetura de que las densidades de colillas son menores se debe a que su objetivo era evaluar la cantidad y distribución de colillas en lugares urbanos, mientras que el presente estudio se enfocó en estudiar áreas públicas específicas con alta concentración de colillas.

Roder *et al.* (2014) realizó un estudio de un año, donde se muestrearon nueve áreas dentro del distrito central de Berlín, Alemania, con 21 puntos de muestreo en cada área. Al igual que los dos estudios anteriores, Roder *et al.* (2014) reportaron concentraciones de colillas menores al presente artículo, con una concentración máxima de 48,8 piezas/m² y una concentración promedio de 2,7 piezas/m². La mayor presencia de colillas se encontró en la entrada principal de una estación de tren muy concurrida; es necesario destacar la presencia de tiendas, puestos de comida rápida y un estacionamiento de bicicletas en las inmediaciones de la estación.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos evidenciaron que en todos los sitios estudiados hubo presencia de colillas. De todos los espacios públicos se encontró mayor concentración de colillas en las paradas de transporte público con 137,7 colillas/m², esto podría deberse a la falta de mantenimiento y limpieza de los espacios; también debe considerarse que son zonas de mayor tránsito comparadas con los espacios recreativos debido a las restricciones implementadas durante la pandemia por COVID-19, por esto se tiene la conjetura de que se generó un sesgo en los resultados. Con base en lo anterior se recomienda realizar una futura investigación cuando cambien las condiciones nacionales y haya menor restricción en las actividades recreativas; también se deberá considerar un número igual de sitios muestreados y mayor área de muestreo para cada categoría de espacio público y ver las tendencias que siguen los resultados.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a Karla Beatriz Martínez Barró, Alma Edith López Uruga, Karen Alejandra Flores Alfaro, Mitzi Yaret Galván Meza, Naomi Iliá Saucedo Vargas, Ana Isabel Hernández Soriano, Adamari Guadalupe Salas Martínez, Erika Thalía Peña Miranda y Pedro A. Guardado por su dedicación y compromiso en el trabajo voluntario de campo el cual permitió la elaboración de esta investigación.

6. Referencias

- Absalón, C. A. (2015). *Propuesta de manejo de residuos de colillas de cigarrillos enfocada en su reciclaje (NICOLECTA)*. Instituto Politécnico Nacional.
- American Lung Association. (2020, March 13). *What's In a Cigarette?* <https://www.lung.org/quit-smoking/smoking-facts/whats-in-a-cigarette>
- Booth, D. J., Gribben, P., & Parkinson, K. (2015). Impact of cigarette butt leachate on tidepool snails. *Marine Pollution Bulletin*, 95, 362–364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.004>

- Chacón Gonzales, A., & Morales López, R. (2019). Efecto de la concentración del hidróxido de sodio y la temperatura en la recuperación de celulosa en los filtros de cigarro. In *Repositorio Institucional - UCV*. Universidad César Vallejo.
- Cruz-Salas, A. A., Morales-Arroyo, D., Alvarez-Zeferino, J. C., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S., & Cruz-Sotelo, S. E. (2020). Variación de la concentración de colillas en playa Zipolite en semana santa. In S. E. Cruz-Sotelo, M. Velasco-Pérez, S. Ojeda-Benitez, N. M. Jiménez-Martínez, Y. Ordaz-Guillen, B. A. Venegas-Sahagún, G. Bernache-Pérez, M. del C. Hernández-Berriel, & G. I. González-López (Eds.), *13o. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos* (pp. 10–17).
- DOF - Diario Oficial de la Federación. (2018). *LGPGIR - Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos*.
- EPA - Environmental Protection Agency. (2016). *Municipal Solid Waste*. <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/html/>
- Gavilán, A., Ramírez, T., & Huerta, D. F. (2020). *Panorama de la generación y manejo de residuos sólidos y médicos durante la emergencia sanitaria por COVID-19*. <https://www.gob.mx/inecc/documentos/panorama-de-la-generacion-y-manejo-de-residuos-solidos-y-medicos-durante-la-emergencia-sanitaria-por-covid-19>
- Green, D. S., Boots, B., Da Silva Carvalho, J., & Starkey, T. (2019). Cigarette butts have adverse effects on initial growth of perennial ryegrass (gramineae: *Lolium perenne* L.) and white clover (leguminosae: *Trifolium repens* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *182* (July), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109418>
- Lee, W., & Lee, C. (2015). Developmental toxicity of cigarette butts-An underdeveloped issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *113*, 362–368. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.018>
- Novotny, T. E., Lum, K., Smith, E., Wang, V., & Barnes, R. (2009). Cigarettes butts and the case for an environmental policy on hazardous cigarette waste. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *6*(5), 1691–1705. <https://doi.org/10.3390/ijerph6051691>
- Roder Green, A. L., Putschew, A., & Nehls, T. (2014). Littered cigarette butts as a source of nicotine in urban waters. *Journal of Hydrology*, *519*(PD), 3466–3474. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.046>
- SEMARNAT - Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Torkashvand, J., Godini, K., Jafari, A. J., Esrafil, A., & Farzadkia, M. (2021). Assessment of littered cigarette butt in urban environment, using of new cigarette butt pollution index (CBPI). *Science of the Total Environment*, *769*, 144864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144864>
- Wright, S. L., Rowe, D., Reid, M. J., Thomas, K. V., & Galloway, T. S. (2015). Bioaccumulation and biological effects of cigarette litter in marine worms. *Scientific Reports*, *11*. <https://doi.org/10.1038/srep14119>



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

CARACTERIZACIÓN, DE RESIDUOS Y TRATAMIENTO



ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE COMPOST A TRAVÉS DEL USO DE BIOSÓLIDOS Y MATERIALES DE ORIGEN ORGÁNICO

Abrego, Iván¹; Arosemena, Joseph²; Vallester, Erick³; Deago, Euclides⁴

¹ Facultad Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, ivosabmi@gmail.com

² Facultad Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, josepharosemena67@gmail.com

³ Facultad Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, erick.vallester@utp.ac.pa

⁴ CIHH, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, euclides.deago@utp.ac.pa

Resumen

Existe un problema actualmente con la disposición final de biosólidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Panamá, pues, se produce un gran volumen de biosólidos, en los cuales se invierte dinero para lograr que cumplan con la legislación, pero, al final son desechados en los rellenos sanitarios. Según el estudio de impacto ambiental de la PTAR de Juan Díaz, se estima que para el 2035 la generación de sus biosólidos será de 12 camiones diarios, enviados hacia el relleno sanitario de Cerro Patacón. El uso del compostaje es una medida alterna para la disminución proporcional de los biosólidos, esta combinación genera las cantidades apropiadas de nutrientes y minerales que requieren los suelos en la agricultura. El objetivo de esta investigación es analizar las propiedades óptimas para la utilización de los biosólidos que son los lodos sometidos a tratamiento proveniente de las PTAR, como agente enriquecedor del compost. Esta investigación fue de revisión bibliográfica y su metodología consistió principalmente en la recolección de datos su análisis. Como resultados se obtuvo que los biosólidos son una buena fuente de nutrientes que enriquecen el abono y su integración en el proceso de compostaje es viable, sin embargo, debe haber un seguimiento constante de sus parámetros para obtener el producto deseado y se debe monitorizar con pruebas de laboratorio los posibles patógenos que pueden contaminar el abono, además, se identificó los tipos de materiales de soporte y el valor que aporta cada uno de ellos en la mezcla de compost.

Palabras clave: *biosólidos, compost, lodos.*

Abstract

There is currently a problem with the final disposal of biosolids from Sewage Treatment Plants (STPs) in Panama, since a large volume of biosolids is produced, in which money is invested to ensure that they comply with the legislation, but, in the end they are disposed of in landfills. According to the environmental impact study of the Juan Díaz STPs, it is estimated that by 2035 the generation of biosolids will be 12 trucks per day, sent to the Cerro Patacón landfill. The use of composting is an alternative measure for the proportional reduction of biosolids, this combination generates the appropriate amounts of nutrients and minerals required by agricultural soils. The objective of this research is to analyze the optimal properties for the use of biosolids, that are the sludge from treatment from the STPs, as an enriching agent for compost. This research was a bibliographic review and its methodology consisted mainly in the data collection and analysis. The results showed that biosolids are a good source of nutrients that enrich the compost and their integration in the composting process is viable; however, there must be a constant monitoring of their parameters to obtain the desired product and possible pathogens that can contaminate the compost must be monitored with laboratory tests; in addition, the types of support materials and the value that each of them contributes to the compost mixture were identified.

Keywords: *biosolids, compost, sludge.*

1. Introducción

El 80% del consumo total de agua potable llega a la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para ser limpiada. Este tratamiento conlleva una serie de procesos de tipo químico, físico y biológico, en donde se busca eliminar el grado de contaminación que llega a los cuerpos de aguas. Durante el tratamiento de aguas residuales, los líquidos se separan de los sólidos. El producto en el estado líquido es el agua limpia no contaminante y en el estado sólido se obtienen los lodos residuales y residuos sólidos. En la actualidad, estos lodos residuales son sometidos a más tratamientos para eliminar su grado de peligrosidad y ese producto final es llamado “biosólidos”. El problema consiste en el gran volumen de biosólidos producidos por las plantas de tratamiento de aguas residuales en Panamá, en los cuales se invierte dinero para lograr que cumplan con los parámetros de la legislación, pero, al final son desechados en los rellenos sanitarios (Jaramillo, 2019). Existen varias causas de este gran volumen de biosólidos, pero, en esta investigación se considerará por el crecimiento de la población panameña. Según el estudio de impacto ambiental de la PTAR de Juan Díaz se estima, que para el 2035 la generación de sus lodos residuales será de 12 camiones diarios, enviados hacia el relleno sanitario de Cerro Patacón (Ministerio de Salud de Panamá, 2006). Esto podría saturar el espacio destinado a estos biosólidos en el relleno sanitario del Cerro Patacón u otro destino final, reduciendo su vida útil y si son mal manejados ponen en peligro la capacidad de la naturaleza para mantenerse, generando la propagación de partículas volátiles a la atmósfera, también puede contaminar las aguas superficiales, subterráneas produciendo eutrofización por exceso de nutrientes, entre otros problemas. El objetivo principal de esta investigación es la determinación de parámetros óptimos para la utilización de biosólidos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, como agente enriquecedor del compost.

1. Metodología

Este trabajo es de tipo revisión bibliográfica y se fue elaborando por etapas, que son las siguientes: La etapa uno, se inició con la recolección de información. El material agregado de sitios webs fue revisado con mucha atención, evitando fuentes poco confiables. En la búsqueda por internet se utilizaron filtro como: palabras claves, entre ellas biosólidos, compostaje, lodos residuales, tanto en inglés como en español y el año de publicación, procurando fuentes con máximo 15 años de antigüedad. En la etapa dos, se le dio estructura al documento y se analizó la información recolectada previamente. Se tomaron las variables, conceptos e ideas más importantes y de interés de cada estudio. Se relacionó todas las características analizadas de cada variable (biosólidos y compostaje) para obtener como resultado un solo producto y resaltar como interactúan cada una de sus propiedades. Por último, la etapa tres, se llegó a las conclusiones tras el análisis de todo el contenido. Además, se presentó la propuesta a futuro.

2. Biosólidos

En el proceso de tratamiento de aguas residuales los líquidos se separan de los sólidos; estos sólidos son llamados lodos residuales y contienen grandes cantidades de microorganismos patógenos que deben ser eliminados, por eso son tratados física y químicamente para producir un producto semisólido de color café oscuro, rico en nutrientes, pero libre de macroorganismos patógenos, este resultado final es conocido como biosólidos (United States Environmental Protection Agency, 2002).

En una PTAR de tipo biológico con recirculación de lodos como es la PTAR de Juan Díaz genera sus lodos en el tratamiento primario en el decantador y en el tratamiento secundario en el clarificador. En Figura 1 se muestra un esquema que representa el lugar en donde se originan los lodos y sus procesos de

depuración en una planta de lodos activados.

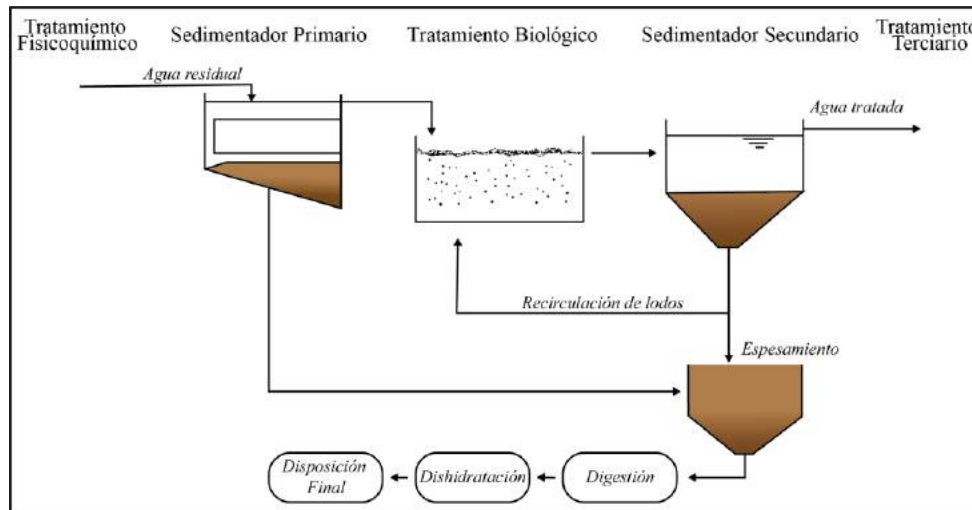


Figura 1. Línea de Lodos en el tratamiento de lodos activados. Fuente: Elaboración propia

2.1 Características de los Biosólidos

Las principales características se encuentran: porosidad, los biosólidos presentan tendencia a baja porosidad; volatilidad, la materia sólida de los biosólidos está formada por sólidos fijos (son sólidos no volátiles o inorgánicos) y los sólidos volátiles (representan la materia orgánica de los lodos y se emplean para evaluar la estabilidad del lodo); olor, los principales compuestos productores de olores son compuestos sulfurados y amoniacos, y pueden verse afectados por las condiciones meteorológicas como la velocidad y la dirección del viento, temperatura y la humedad relativa; humedad, el contenido de humedad de una muestra de biosólido dependerá del método de tratamiento al cual se haya sometido, para reducir el porcentaje de humedad de la masa de lodos residuales se utilizan los lechos de secado o centrifugación. Los biosólidos líquidos son esencialmente del 94% al 97% de agua con cantidades relativamente bajas de sólidos (del 3% al 6%) (United States Environmental Protection Agency, 2020). Sin embargo, el contenido de humedad favorece la descomposición de la materia orgánica y un contenido de humedad bajo limitaría la velocidad de descomposición; y la temperatura tiene un papel importante en la reducción de patógenos, así como controlar la vida de microorganismos presentes; pH, su función es reducir significativamente los patógenos y la estabilización del lodo, así mismo, impedir el crecimiento y supervivencia de organismos tan resistentes como los huevos de helmintos; fósforo (P) el fósforo orgánico esta los ortofosfatos que son asimilables por las plantas; el nitrógeno (N) es un nutriente crítico para las plantas; el nitrógeno orgánico como materia orgánica está sujeta al consumo por parte de microorganismos, los cuales eventualmente procesarán y transformarán el nitrógeno presente en amoníaco (Microlab Industrial, 2017) y el N inorgánico (NH_4^+ , NO_3^-) es asimilable por las plantas (Barrios Pérez, 2009); potasio (K) es absorbido en forma de ion K^+ , aunque en el suelo y los fertilizantes se expresan en K_2O (potasa), incrementa la resistencia de la planta a enfermedades; oligoelementos y metales pesados, los oligoelementos son bioelementos presentes en pequeñas cantidades en los seres vivos y otros desechos que son parte del influente de las PTAR, entre las más esenciales están el flúor, yodo, selenio y silicio (metaloides); cromo, cobalto, hierro, litio, manganeso, molibdeno, níquel, cobre, estaño, vanadio y zinc (metales); estos valores deben cumplir con el reglamento técnico DGNTI-COPANIT 47-2000 (Ministerio de Comercio e Industria, 2000); y microbiológicas, existe bacterias, virus, hongos y protozoos que son sometidos a diferentes procesos para ir eliminándolos o reduciendo su presencia. En

un estudio realizado los géneros clasificados más abundantes fueron *Pseudomonas*, *Dysgonomonas* y *Proteiniphilum* (Arévalo Arbeláez y otros, 2017).

2.2 Contaminantes

Los contaminantes principales están los metales, ellos siempre están presente pero su peligrosidad está condicionada al grado de concentración que tenga en la muestra de biosólidos; nutrientes y materia orgánica, su peligrosidad se encuentra en la capacidad que tiene para provocar eutrofización ya sea en aguas subterráneas o superficiales, si su disposición final es deficiente; contaminantes orgánicos por ejemplo colorantes, plastificantes, plaguicidas, disolventes industriales y muchas otras con moléculas complejas difícil de biodegradar que necesitan de periodos largos de tratamiento y por ello tienden a acumularse en los lodos; y agentes patógenos, aquí incluyen virus (enterovirus), bacterias, protozoos, trematodos, cestodos y nematodos y otros patógenos aislados dependiendo del influente.

Entre los tratamientos más comunes para la reducción de patógenos en biosólidos se encuentran el compostaje, digestión aerobia, digestión anaerobia, estabilización química, estabilización alcalina y el tratamiento térmico, los cuales utilizan como mecanismos de remoción la radiación solar, la elevación del pH y el aumento de la temperatura (Torres y otros, 2009) (Mahamud López y otros, 1996).

3. Compostaje

El compostaje es un proceso biológico de estabilizar la materia orgánica en condiciones controladas en un producto que es rico en humus y aporta materia orgánica y nutriente al suelo. El compostaje convierte recortes de jardín, restos de comida, y/o algunos tipos de papeles, en útiles productos, desviándolos de eliminación en vertederos o combustión en instalaciones (United States Environmental Protection Agency, 1993).

3.1 Fases del compostaje

El compostaje pasa por diferentes fases durante su producción. La primera fase es la mesófila, donde los sustratos ricos en carbono son rápidamente metabolizados por una mezcla de bacterias, actinomicetos y hongos que prefieren una temperatura moderada típicamente entre 15 y 40°C (Fischer & Glaser, 2012). La segunda fase es cuando el material alcanza temperaturas mayores que los 45°C, los microorganismos que se desarrollan a temperaturas medias (microorganismos mesófilos) son reemplazados por aquellos que crecen a mayores temperaturas, en su mayoría bacterias (bacterias termófilas), que actúan facilitando la degradación de fuentes más complejas de carbono. La siguiente fase es la de enfriamiento, después de alcanzar altas temperaturas en la fase de termófila, en esta fase, la temperatura comienza a descender y genera la aparición de organismo mesófilos para terminar de descomponer la lignina y celulosa remanente y la última fase constituye a la maduración, es un período que demora meses a temperatura ambiente, durante los cuales se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización de compuestos carbonados para la formación de ácidos húmicos y fúlvicos (Román y otros, 2013).

Son muchos los elementos necesarios para la descomposición microbiana, pero el carbono (C) y el nitrógeno (N) son los más importantes (Docampo, 2013). Por lo tanto, para que la mezcla del nitrógeno y el carbono sea considerada óptima para su fabricación debe tener entre 25 y 30 veces más material que sea rico en carbono que en nitrógeno, es decir una relación carbono/nitrógeno igual a 30: 1 (Konijnenburg, 2007).

Los materiales de soporte proveen al compost carbono y nitrógeno para el apropiado balance de C/N que necesita la mezcla y así favorecer a las plantas durante su desarrollo. Los materiales de soportes pueden ser húmedos y secos: los húmedos son resto de vegetales y frutas, hierba y plantas recién cortadas y estiércol de gallinas; y los materiales secos están: cascarilla de arroz, hojas secas y ramas trituradas de arbustos.

4. Resultados y discusión

A medida que el proceso del compostaje avanza, los microorganismos van descomponiendo la materia orgánica mineralizándola y volviendo el compost más estable. Los biosólidos aportan los minerales y nutrientes luego de ser adicionados al suelo. Estos minerales son aprovechados por las plantaciones para su crecimiento y desarrollo. En el proceso de descomposición, el nitrógeno es un elemento clave que ayuda en su aceleración y el carbono funciona como retardante, debido a esto, se recomienda que la relación carbono-nitrógeno sea de 10 a 25 según la Norma Chilena de Compost Clasificación y requisitos (Norma Chilena Oficial, 2004).

El compost de biosólidos requiere de una humedad entre el 30% y 60%. Según la norma DGNTI-COPANIT 47-2000, la humedad adecuada en el compostaje debe ser lodos secos con 40% de sólidos totales, esto debido a que, si hay mucha humedad en la mezcla, comenzaría la producción de malos olores y dificultaría el proceso. La temperatura en la mezcla del compost suele variar a medida que los días avanzan, no obstante, es necesarios periodos entre 4 a 15 días a más de 55°C, por lo contrario, una hora por encima de los 70°C para la completa higienización del compost. El producto final aplicado al suelo, luego de este proceso, mantiene o mejora el pH, teniendo valores entre 5,0 – 8,0 unidades muy cercano al neutro.

Cuando se realiza este tipo de producción suelen aparecer patógenos primarios, la supervivencia de estos patógenos estará definida por una adecuada fase termófila, ya que son eliminados en esta fase y si ese no fuera el caso, en la fase maduración se producen ácidos húmicos y reducen la presencia de estos. Al igual que los patógenos primarios, suele aparecer un patógeno secundario llamado *Aspergillus fumigatus* es un patógeno que tiene su aparición también en la fase termófila, pero es eliminado en la fase de maduración por los ácidos húmicos. Dentro de este grupo de limitación se encuentra los metales pesados, se debe asegurar que cumplan con el reglamento Técnico DGNTI-COPANIT 47-2000.

6. Conclusiones

- Los biosólidos son una muy buena fuente de nutrientes que enriquecen el abono y su integración en el proceso de compostaje es viable, sin embargo, debe haber un seguimiento constante de los parámetros para obtener el producto deseado. Igualmente, se debe monitorizar con pruebas de laboratorio los posibles patógenos que pueden contaminar el abono.
- Se logró determinar las condiciones microbiológicas y fisicoquímicas que debe cumplir el compost para luego utilizarlo en el suelo. Estas condiciones velan por la salud de las personas y el ambiente, ya que estos abonos se utilizan en la agricultura.
- Es muy importante escoger correctamente el material de soporte que ayude a alcanzar las temperaturas de 4 a 15 días a más de 55 °C o una hora por encima de 70 °C, para eliminación de posibles patógenos.

Agradecimientos

A nuestro asesor el Ing. Erick Vallester, Dr. Euclides Deago y al CEMCIT AIP por todo el apoyo.

Referencias

- Arévalo Arbeláez, Á., Bedoya Urrego, K., Cabarcas Jaramillo, F., & Alzate Restrepo, J. (2017). Descripción de la microbia bacteriana residente en el biosólido generado en la planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando. *Salud Pública*, 806-813.
- Barrios Pérez, J. A. (2009). Aspectos generales del manejo de lodos. *Curso sobre manejo y aprovechamiento de lodos provenientes de plantas de tratamiento*.
- Docampo, R. (Diciembre de 2013). Compostaje y Compost. INIA.
- Fischer, D., & Glaser, B. (Febrero de 2012). Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. En *Management of Organic Waste* (págs. 167-198). InTech.
- Konijnenburg, A. V. (Abril de 2007). Agricultura Orgánica El compost. INTA.
- Mahamud López, M., Gutiérrez Lavín, A., & Sastre Andrés, H. (1996). Biosólidos generados en la depuración de aguas (I): Plantamiento del problema. *Ingeniería del Agua*, 47-62.
- Microlab Industrial. (17 de marzo de 2017). *Las formas múltiples del Nitrógeno (amónio-nitrito-nitrato-nitrificación-desnitrificación)*. Obtenido de AGUASRESIDUALES.INFO: <https://www.aguasresiduales.info/revista/blog/las-formas-multiples-del-nitrogeno>
- Ministerio de Comercio e Industria. (2000). *Reglamento Técnico DGNTI-COPANIT 47-2000. Agua, Usos y Disposición de Lodos*. Panamá.
- Ministerio de Salud de Panamá. (2006). *Informe Final del EIA, Categoría III, de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, Saneamiento de la Ciudad y Bahía de Panamá*. Panamá: Ingemar Panamá.
- Norma Chilena Oficial. (2004). *Nch 2880. Of 2004. Compost-Clasificación y requisitos*. Chile: Instituto Nacional de Normalización .
- Román, P., Martínez, M. M., & Pantoja, A. (2013). *Manual de Compostaje del Agricultor (Experiencia en América Latina)*. Santiago, Chile: Fao.
- Torres, P., Madera, C., & Silva, J. (2009). Mejoramiento de la calidad microbiológica de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista EIA*, 21-37.
- United States Environmental Protection Agency. (4 de Noviembre de 2020). *Basic Information about Biosolids*. Recuperado el Junio de 2021, de <https://www.epa.gov/biosolids/basic-information-about-biosolids>
- United States Environmental Protection Agency. (Noviembre de 1993). *Summary of Markets for compost*. United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2002). *Biosolids Technology Fact Sheet Use of composting for Biosolids Management*. Estados Unidos: EPA.



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

CONTAMINACIÓN MARINA





ANÁLISIS DEL ESTADO ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN MARINA EN EL GOLFO DE CALIFORNIA

Cruz Salas, Arely Areanely¹; Vázquez Morillas, Alethia¹; Tapia Fuentes, Jocelyn¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Velasco Hernández, Elizabeth²

¹Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México. areanelyc@gmail.com, alethia@azc.uam.mx, jozfuentes@gmail.com, jucaf@azc.uam.mx

²Secretaría de Marina. Eje 2, Heroica Escuela Naval Militar 861, Los Cipreses, Coyoacán, 04830 Ciudad de México, México. promam.pppeec@gmail.com

Resumen

La contaminación marina por residuos sólidos (RS) y microplásticos (MP) es cada vez más evidente, estos contaminantes se han extendido a diversos hábitats marinos y costeros y representan un riesgo ecológico. En México una región marina que se ha visto afectada es el Golfo de California (GC) la cual se considera un ecosistema único por su vasta biodiversidad y sus altas tasas de productividad biológica. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado actual de la contaminación marina en el GC mediante el modelo Fuerza motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuestas (FPEIR). Los resultados revelan lo siguiente: 1) las principales presiones de la presencia de RS y MP son la pesca comercial y artesanal, la alta afluencia turística y su poca regulación, la ausencia de infraestructura para el reciclaje de plásticos y el tráfico marítimo; 2) estos contaminantes, e incluso elementos radiactivos y metales, se han documentado en sedimentos de playas, ríos y agua superficial, y 3) algunos de los impactos que ha sufrido el GC son disminución del turismo, enredos de fauna marina y contaminación de aguas marinas, costeras y ríos. Algunas acciones que se han tomado para mitigar y prevenir la presencia de RS y MP en el GC, así como sus impactos, son el retiro de redes fantasma, prohibición de plásticos, establecimiento de áreas naturales protegidas marinas y costeras y la certificación de playas; no obstante, es importante establecer otras líneas estratégicas que incluyan objetivos, metas, participantes y plazos para cumplirlas.

Abstract

Marine pollution by solid waste (SW) and microplastics (MP) is evident, these pollutants have spread to different marine and coastal habitats and represent an ecological risk. In Mexico, a marine region that has been affected is the Gulf of California (GC), which is considered a unique ecosystem due to its vast biodiversity and their high rates of biological productivity. This research aim was to assess the current state of marine pollution in the GC using the Driving Force-Pressure-State-Impact-Responses (DPSIR) model. The results reveal that: 1) the main pressures of the presence of SW and MP are commercial and artisanal fishing, high tourist influx and its little regulation, absence of infrastructure for the recycling of plastics and marine traffic; 2) these pollutants, and even radioactive elements and metals, have been found in sediments from beaches, rivers and surface waters, and 3) the impacts in the GC include decreased tourism, entanglements of marine fauna and pollution of marine waters, coasts and rivers. Some actions that have been taken to reduce and prevent the presence of RS and PM in the CG, as well as their impacts, are removal of ghost nets, prohibition of plastics, establishment of marine and coastal natural protected areas and certification of beaches. However, it is important to establish other strategic lines that include objectives, goals, participants, and compliance deadlines.

Palabras clave: residuos marinos, microplásticos, región marina, artes de pesca

1. Introducción

La contaminación por residuos sólidos (RS), en especial los residuos plásticos, es uno de los problemas ambientales de mayor interés en la actualidad, principalmente en los ecosistemas marinos, debido a su omnipresencia y a los impactos que causan. La categoría de residuos plásticos se divide a su vez en otros grupos en los cuales se encuentran los microplásticos (MP) que se definen como partículas de plástico de un tamaño menor o igual a 5 mm; los MP se originan por la fragmentación de los plásticos más grandes, pero también se fabrican de ese tamaño para fines industriales (UNEP, 2014).

La contaminación por RS, plásticos y MP se ha documentado en distintas zonas marinas y costeras del mundo. En México una de las regiones marinas en la que se ha evaluado la presencia de estos residuos es el Golfo de California (GC) el cual se considera “el acuario del mundo” porque alberga 40 % de los mamíferos marinos del mundo y casi un tercio de los cetáceos. El GC es un ecosistema único con especies endémicas, puertos históricos (SECTUR, 2017) y es la zona pesquera más importante en México; el 77 % de la pesca del país se concentra en el Océano Pacífico y 80 % de esta proviene del GC (WWF, 2020). Sin embargo, sus hábitats están experimentando degradación por la presencia de diferentes contaminantes entre los que se encuentran los plásticos y MP (Páez-Osuna et al., 2019).

Con relación a los MP, en 2015 se analizaron sedimentos de 21 playas de la Península de Baja California, y en los correspondientes al GC hubo tanto concentraciones bajas (0-50 piezas/kg_{ss}) como altas (251-320 piezas/kg_{ss}) (Piñon-Colin et al., 2018), mientras que en 2018 se muestrearon sedimentos de 35 playas en toda la costa mexicana y se reportó que las del GC tuvieron la mayor concentración de MP con una media de ~175 piezas/m² (Alvarez-Zeferino et al., 2020). Por su parte, para el agua superficial en 2014 se analizaron muestras de la Bahía de La Paz, cuyas concentraciones de MP oscilaron entre 0 y 0,14 piezas/m³ (Fossi et al., 2017). Finalmente, para RS se encontró que, en 2018, los de las playas del GC estaban constituidos principalmente por plásticos rígidos y semirrígidos (49 %) (Vázquez-Morillas et al., 2019). Esta investigación tiene como objetivo analizar el estado actual de la contaminación marina en el GC a través del modelo Fuerza motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuestas (FPEIR).

2. Metodología

Las fuentes que contribuyen a la contaminación por RS y MP en el GC se identificaron a partir de investigación bibliográfica, con base en ellas se realizó un diagnóstico con la finalidad de conocer lo que diferentes investigadores han reportado. A partir del diagnóstico se diseñó el marco Fuerza motriz- Presión-Estado-Impacto-Respuestas (FPEIR, Figura 1) el cual es una herramienta interdisciplinaria para analizar y describir el estado y los factores causales de problemas ambientales (Svarstad et al., 2008).



Figura 1. Organización del marco FPEIR. Adaptado de Kristensen (2004)

3. Resultados

Los resultados de este trabajo se dividen en el diagnóstico de las fuentes y el marco FPEIR.

3.1 Diagnóstico de las fuentes de contaminación marina en el Golfo de California

Con base en la recopilación de información se identificó que las principales fuentes de contaminación marina (Tabla 1) de RS y MP en el GC son los ríos costeros, los residuos sólidos urbanos generados en los municipios costeros, las actividades del turismo de playa y mar y las artes de pesca perdidas o abandonadas derivadas de la industria pesquera. Los residuos dispuestos inadecuadamente en los municipios costeros o por las actividades turísticas son arrastrados por la lluvia o el viento hacia los ríos los cuales posteriormente los depositan en el océano en donde se distribuyen en la superficie, a lo largo de la columna de agua, el fondo marino y otros hábitats como playas, dunas, lagunas costeras, entre otros.

Tabla 1. Concentraciones de MP y tipos comunes de MP en las áreas protegidas marinas/costeras

| Fuente | Principales hallazgos | Referencia |
|--------------------------|---|---|
| Ríos costeros | Cuatro (Santiago, San Pedro, Sonora y El Fuerte) de los cinco ríos más grandes de la región presentan un problema por la presencia de RS en zonas circundantes. Además, los ríos Santiago y Yaqui han evidenciado contaminación por aguas residuales municipales, descargas industriales, lixiviados de rellenos sanitarios cercanos y escorrentías agrícolas | (Almazán-Torres et al., 2016; CONAGUA & COCURS, 2017; IMTA, 2020; McCulligh, 2014; Rea-Cibrián, 2010; SEMARNAT & CONAGUA, 2013) |
| Residuos sólidos urbanos | La cobertura de recolección de residuos en la región es del 94 %, sin embargo, en algunos estados es baja, lo cual implica un riesgo mayor de llegada de residuos plásticos al mar debido a su disposición no controlada | (SEMARNAT, 2020) |
| Turismo | Las actividades turísticas realizadas en ANP no se desarrollan de manera sustentable, esto junto con el desarrollo de infraestructura nueva para complejos turísticos ha traído consigo la destrucción de ecosistemas marinos y la generación de RS, de manejo especial y peligrosos | (Ibarra-Núñez et al., 2018) |
| Industria pesquera | La vaquita marina se encuentra en peligro de extinción derivado de los continuos enredos con redes de enmalle abandonadas e ilegales. Las redes de enmalle ilegales son utilizadas para capturar a la totoaba, un pez en peligro de extinción, cuya vejiga natatoria es valorada en el mercado negro | (WWF, 2020b) |

3.2 Modelo Fuerza motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuestas (FPEIR)

A partir del diagnóstico de las fuentes de RS y MP en el GC se diseñó el marco FPEIR (Figura 2) para describir la situación actual de la contaminación marina en esta región. En primer lugar, se observa que las *fuerzas motrices* incluyen las necesidades humanas de: alimentación (consumo de pescados y mariscos), turismo y recreación (actividades en playa y acuáticas), disposición final de RSU para tener un ambiente sano (entorno limpio y apto para el desarrollo humano), consumo de productos plásticos (incluidos los de un solo uso) y comercio internacional (a través del transporte marítimo).

Las fuerzas motrices antes mencionadas se ven *presionadas* por la pesca comercial y artesanal, la alta afluencia turística en las zonas marinas y costeras, la poca regulación de las actividades turísticas y recreativas, falta de infraestructura para el reciclaje de plásticos y el aumento el tráfico marítimo. Estas presiones ocasionan que las diversas necesidades humanas se satisfagan en un nivel más allá de lo ideal y que por ende se tengan diferentes impactos.

La contaminación por RS y MP en el GC se ha *evaluado* en diferentes entornos: municipios costeros (generación per cápita de RSU), playas (MP y residuos) y agua superficial (MP). Además, se ha

documentado la presencia de elementos radiactivos en sedimentos de río; mercurio (Hg) en fauna marina y sedimentos. Estos contaminantes suponen un riesgo para el medio en el que se encuentren, ya que pueden adherirse a los plásticos y ser tóxicos para la biota y sus hábitats.

Como se mencionó anteriormente la satisfacción de las necesidades humanas más allá de lo básico trae consigo diversos *impactos*, tales como la alta generación de RS (incluidos plásticos y MP) y contaminación por su presencia en los entornos marinos y costeros. Los MP y RS en estos entornos provocan enredos e ingesta por parte de la fauna marina con posteriores efectos secundarios (dificultad para respirar, moverse e incluso la muerte por inanición), alteración de la cadena trófica (pérdida de biodiversidad), disminución del turismo (debido al aspecto sucio de las playas) y con ello reducción de ingresos económicos en las comunidades costeras; acumulación de RS y MP en giros regionales y afectación al tráfico marítimo por el enredo de redes fantasma en las hélices de las embarcaciones.

En *respuesta* a la problemática de la contaminación por RS y MP en el GC se han tomado las siguientes medidas: retiro de redes fantasma (WWF, 2020b), prohibiciones de plásticos de un sólo uso (SAPI CD, 2019), desarrollo de programas de gestión de residuos en playas, certificaciones de playas mediante la norma mexicana NMX-AA-120-SCFI-2016 (DOF, 2016), creación de Áreas Naturales Protegidas marinas y costeras que refugian diversas especies de flora y fauna, así como sus hábitats (CONANP, 2018), campañas de concientización y gestión de residuos de embarcaciones.



Figura 2. Marco FPEIR sobre el estado de la contaminación marina en el Golfo de California

A través de la descripción y el análisis del marco FPEIR sobre la contaminación marina en el GC se detectó que, si bien hay estudios sobre la contaminación por RS y MP, estos no son suficientes; falta realizar monitoreos con más periodicidad y definir criterios para la selección de las zonas de estudio de tal modo que lo obtenido sirva como base para detectar más fuentes de contaminación y así establecer diferentes líneas de acción, para mitigar y prevenir la contaminación por RS y MP en el GC, que involucren a la sociedad, los gobiernos, investigadores, la academia y los medios de comunicación, con plazos definidos y una evaluación continua.

4. Conclusiones

A través de este trabajo se concluye que, para el tema de la contaminación marina por RS, plásticos y MP en el Golfo de California no existe una solución única, sino que se requiere de medidas de prevención y

mitigación que involucren diferentes aspectos que originan el problema, tales como la gestión adecuada de RS generados en municipios costeros y playas, práctica de actividades productivas sustentables, y promoción de programas de educación ambiental, por mencionar algunos. Asimismo, en cada una de las diferentes medidas es indispensable la participación de los actores involucrados (ciudadanos, autoridades de los diferentes niveles de gobierno, academia o sectores productivos, de servicios y turísticos, según sea el caso), de tal modo que el problema se aborde de manera conjunta y que se considere todo aquello que está dando lugar a la contaminación marina.

5. Referencias

- Almazán-Torres, M. G., Ordóñez-Regil, E., & Ruiz-Fernández, A. C. (2016). Uranium and plutonium in anoxic marine sediments of the Santiago River mouth (Eastern Pacific, Mexico). *Journal of Environmental Radioactivity*, 164, 395–399. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.08.007>
- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., & Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104633. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- CONAGUA & COCURS - Comisión Nacional del Agua & Consejo de Cuenca del Río Santiago. (2017). *Programa de Gestión de la Cuenca del Río Santiago*. https://www.cocurs.mx/info/programas-gestion/pg_cuenca-rio-santiago_marzo2017.pdf
- CONANP - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2018). *Mapa interactivo de Áreas Naturales Protegidas de México*. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/mapas_interactivos.htm
- DOF - Diario Oficial de la Federación. (2016). *NMX-AA-120-SCFI-2016*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5464463&fecha=07/12/2016
- Fossi, M. C., Bains, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finioia, M. G., & Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48–58. <https://doi.org/10.1016/J.CBPC.2017.03.002>
- Ibarra-Núñez, E., Gámez, A. E., & Ortega-Rubio, A. (2018). Impacto territorial del turismo en Zonas Prioritarias para la Conservación y Ecosistemas Prioritarios de Baja California Sur, México. *Sociedad y Ambiente*, 17, 33–58. <https://doi.org/10.26359/epomex.0419>
- IMTA - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2020). *Estudio de la contaminación en el río Yaqui, Sonora*. <https://www.gob.mx/imta/es/articulos/espacio-de-conocimiento-en-linea?idiom=es>
- Kristensen, P. (2004, September). The DPSIR Framework. *Workshop on a Comprehensive / Detailed Assessment of the Vulnerability of Water Resources to Environmental Change in Africa Using River Basin Approach*. <https://www.ifremer.fr/dce/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf>
- McCulligh, C. (2014). Contaminar para competir. Contaminación industrial del río Santiago en Jalisco. *Carta Económica Regional*, 26(113), 114–137. <http://www.cartaeconomicaregional.cucea.udg.mx/index.php/CER/article/view/5486/5039>
- Ortega-Rubio, A. (2018). Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation. In A. Ortega-Rubio (Ed.), *Recent Case Studies*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-90584-6>
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A. C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. E., Bergés-Tiznado, M. E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M. F., Frías-Espéricueta, M. G., Ruelas-Inzunza, J., Grrren-Ruiz, C., Osuna-Martínez, C. C., & Sánchez-Cabeza, J.-A. (2019). Estatus

- ambiental de la contaminación en el golfo de California: una síntesis actualizada. In A. V. Botello, S. Villanueva, & J. Gutiérrez (Eds.), *Costas y mares mexicanos. Contaminación, impactos, vulnerabilidad y cambio climático* (pp. 71–93).
https://www.researchgate.net/publication/344220970_Estatus_ambiental_de_la_contaminacion_en_el_golfo_de_California_una_sintesis_actualizada
- Piñon-Colin, T. de J., Rodríguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernandez, E., & Wakida, F. T. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.MARPOLBUL.2018.03.055>
- Rea-Cibrián, R. N. (2010). *Elementos para la construcción de la Estrategia Regional de Educación de Educación Ambiental en la Cuenca Baja del Río San Pedro- Ambiental en la Cuenca Baja del Río San Pedro-Mezquital. Caso: Santiago Mezquital. Caso: Santiago Ixcuintla, Nayarit* [Universidad de Guadalajara].
http://biblioteca.cucba.udg.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/4701/Rea_Cibrian_Rocio_Nadiezda.pdf?sequence=1
- SAPI CD - Subdirección de Análisis de Política Interior de la Cámara de Diputados. (2019). *Prohibición del uso de bolsas de plástico. Derecho compartido a nivel internacional y estatal*.
<http://www.diputados.gob.mx/sedia/sia/spi/SAPI-ISS-20-19.pdf>
- SECTUR - Secretaría de Turismo. (2017). Diagnóstico mesa 5. Turismo para el desarrollo y la conservación: Mar de Cortés. *Hacia Una Política Turística de Estado Con Perspectiva Al 2040*.
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/266491/Diagnostico_Foro_3_Mesa_5.pdf
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*. www.gob.mx/inecc
- SEMARNAT & CONAGUA - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional del Agua. (2013). *Programa Detallado de Acciones de Gestión Integral para la Restauración Hidrológica del Río Sonora*. https://www.ciad.mx/archivos/Programa_Detallado_Acciones_Rio_Sonora.pdf
- Svarstad, H., Petersen, L. K., Rothman, D., Siepel, H., & Wätzold, F. (2008). Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy*, 25(1), 116–125.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.03.005>
- UNEP - United Nations Environment Programme. (2014). *Micro plastics*.
<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/10745/brochure-microplastics.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Vázquez-Morillas, A., Cruz-Salas, A. A., Espinosa-Valdemar, R. M., Alvarez-Zeferino, J. C., & Ojeda-Benítez, S. (2019). Gestión de residuos en playas mexicanas. In R. Lima Morra & C. Florentín López (Eds.), *Libro de actas. VIII Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos* (pp. 584–589).
<https://redisa.uc.edu.py/libro-de-actas/>
- WWF - World Wildlife Fund. (2020a). *Golfo de California*.
https://www.wwf.org.mx/que_hacemos/programas/golfo_california/
- WWF - World Wildlife Fund. (2020b). *Stop ghost gear. La forma más letal de plástico marino*.
https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/advocacy_report_e_v_es__1_.pdf



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

EDUCACIÓN EN RESIDUOS SÓLIDOS





RED MUNICIPAL DE RECICLAJE DE CENTROS DE ACOPIO DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL MUNICIPIO DE LEÓN, GUANAJUATO, MÉXICO

Lisea Saucedo, Abraham Yosafat¹; Turcott Cervantes, Dolores Elizabeth¹; Mejía Alba, María del Carmen²; González Rodríguez, María Teresa²; Lomeli García, Adolfo Israel²

¹ Ingeniería en Tecnología Ambiental, Universidad Tecnológica de León, Blvd, Universidad Tecnológica #225. Col San Carlos. León, Guanajuato, México, elyosah@gmail.com, eturcott@utleon.edu.mx

² Dirección General de Medio Ambiente, Interior Parque México s/n. Col. León Moderno. León, Guanajuato, México, carmen.mejia@leon.gob.mx, teresa.rodriguez@leon.gob.mx, adolfo.lomeli@leon.gob.mx.

Resumen

De acuerdo al programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos, el municipio de León genera 1,082.93 t/día de residuos sólidos urbanos, con una generación per cápita de 0.68 kg/hab/día, siendo el mayor generador de 46 municipios dentro del Estado de Guanajuato. El municipio de León a través de la Dirección General de Medio Ambiente (DGMA) ha implementado estrategias derivadas de dicho programa que en colaboración con diversos sectores se está desarrollando la *Red Municipal de Reciclaje de Centros de Acopio de residuos sólidos*, con el objetivo de fomentar en la ciudadanía el hábito de separar en origen para la posterior valorización de sus residuos, entregándolos en centros de acopio. Con la puesta en marcha de la Red Municipal de Reciclaje, se han consolidado 6 centros de acopio de un total de 14, los cuales están distribuidos en puntos estratégicos de la ciudad para una mayor cobertura y atención posible. Con ello se busca incrementar la cantidad de residuos enviados a reciclaje, así como la disminución de las cantidades que ingresan al relleno sanitario, e ir formando una población más consciente en la separación y el manejo de los residuos sólidos.

Abstract

According to the program for the prevention and integrated management of solid waste, the municipality of Leon generates 1,082.93 t/day of urban solid waste, with a per capita generation of 0.68 kg/inhab/day, making it the largest generator out of 46 municipalities in the state of Guanajuato. The municipality of Leon, through the General Directorate of the Environment (DGMA), has implemented strategies derived from this program, which in collaboration with various sectors is developing the Municipal Recycling Network of Solid Waste Collection Centers, with the aim of encouraging citizens to separate their waste at source for subsequent recovery by delivering it to collection centers. With the implementation of the Municipal Recycling Network, 6 collection centers have been consolidated out of a total of 14, which are distributed in strategic points of the city for greater coverage and possible attention. The goal is to increase the amount of waste sent for recycling, as well as to reduce the amount that enters the landfill, and to create a population that is more aware of the separation and management of solid waste.

Palabras clave/keywords:

Centro de acopio, educación ambiental, residuos sólidos urbanos

1. Introducción

De acuerdo con el diagnóstico básico para la gestión integral de residuos en México se estima que se genera 120,128 t/día de residuos sólidos urbanos (RSU) en todo el país y una cantidad de 83.3527 toneladas de estos residuos son enviados y depositados en tiraderos ilegales o clandestinos, generando una serie de impactos negativos hacia la sociedad y el medio ambiente (Semarnat, 2020).

Considerando la relación de los impactos negativos ocasionados por el inadecuado manejo de los RSU con el crecimiento demográfico que se está presentando actualmente, se deben buscar las estrategias adecuadas con la finalidad de disminuir estos impactos.

Por otro lado en México la responsabilidad del manejo de estos residuos, recae en las autoridades locales, lo que resulta un gran desafío por la complejidad en los procesos en la gestión adecuada de los residuos sólidos.

El municipio de León, Guanajuato, México es el que tiene mayor población dentro del estado; 1,728,215 habitantes de acuerdo al censo 2020 (INEGI,2020). De acuerdo al Programa para la Prevención y Gestión Integral de los residuos sólidos en el municipio de León (PPGIRS) se genera aproximadamente 1,082.93 t/día de residuos sólidos urbanos, con una generación *per cápita* de 0.68 kg/habitante/día.

Derivado de la problemática en la generación de residuos en el municipio de León, y tomando como base el PPGIRS, la Dirección General de Medio Ambiente en colaboración con distintas instituciones de gobierno y diversos sectores, han sumado esfuerzos para consolidar el programa Red Municipal de Reciclaje de Centros de acopio. El cual tiene el objetivo de acercar a la ciudadanía centros de acopio de residuos valorizables con la finalidad de fomentar la separación de origen y la entrega en centros de reciclaje.

Con ello, se busca fomentar hábitos de conciencia ambiental en la ciudadanía, relacionadas a la separación de origen, incrementar cantidades de recuperación de residuos sólidos valorizables y ampliar la vida útil del relleno sanitario.

2. Metodología

El siguiente trabajo se desarrolló mediante el siguiente esquema de trabajo, con el objetivo de cumplir con las metas propuestas;

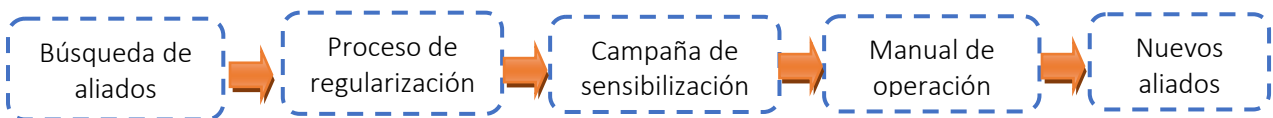


Figura 1. Metodología empleada.

2.1. Búsqueda de aliados

En este apartado, se reafirmó el compromiso con algunos aliados estratégicos como instituciones educativas, entidades del gobierno municipal con las cuales y bajo un convenio de colaboración, se haría la entrega de un Centro de acopio para la recuperación de materiales en sus alrededores.

2.2. Proceso de regularización

Una parte importante, es el cumplimiento de la legislación ambiental vigente por lo que, se realizó el proceso de regularización de los centros de acopio que pertenecen a la Red Municipal de Reciclaje, en el cual se les acompañó en todo el proceso a los aliados estratégicos bajo el convenio de colaboración, para dar cumplimiento con los siguientes requisitos;

- ❖ Permiso de uso de suelo - Dirección General de Desarrollo Urbano (Gobierno municipal).
- ❖ Formulario de aplicación de estudio de Manifestación de Impacto Ambiental MIA (Gobierno del estado).

2.3. Campaña de sensibilización

Las campañas de sensibilización y concienciación, esta proyectadas a un radio de influencia de 2 y 3 km a la redonda de cada Centro de acopio, con el objetivo de capacitar a la población en temas de separación en origen y que identifique el Centro de acopio más cercano para llevar sus residuos valorizables.

2.4. Manual de operación

Para un adecuado manejo de los residuos al interior de cada Centro de acopio, se generó el manual de operaciones, el cual indica las condiciones adecuadas para la recepción, almacenamiento y disposición de los residuos sólidos urbanos recuperados en cada centro de acopio, la finalidad de crear este manual de operación es consolidar el mecanismo en cada punto de acopio.

2.5. Nuevos Aliados

Con la finalidad de incrementar la Red Municipal de Reciclaje, se buscará más aliados estratégicos con el objetivo de ampliar la Red, entregando un Centro de acopio e incidiendo en las zonas donde hace falta, con la finalidad de cubrir la totalidad de la mancha urbana de la ciudad de León Guanajuato.

3. Resultados

Como parte de los resultados se han realizado las gestiones necesarias para concretar la colaboración con los aliados estratégicos y continuar con el acondicionamiento de imagen del Centro de acopio entregado. Mismos se muestran a continuación;



Centro de acopio de
Parque los Cárcamos



Centro de acopio de
Aseo público



Centro de acopio de la Universidad
Nacional Autónoma de México-
León



Centro de acopio del Zoológico de León



Centro de acopio del Centro de Capacitación #5



Centro de acopio de la Universidad Tecnológica de León (en proceso de imagen)

Imagen 1. Centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje

Es importante comentar que como parte de la búsqueda de aliados, se ha creado una colaboración importante con la empresa Tetra Pak de México, en la cual buscamos recuperar los envases de residuos Tetra Pak para su aprovechamiento en mobiliario urbano. Para ellos los centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje, cuentan con su contenedor especial para el acopio temporal los envases de Tetra Pak.

Así mismo, se ha realizado el mapeo de identificación con cada uno de los centros de acopio que actualmente conforman la Red Municipal de Reciclaje. Mismo se observa en la siguiente figura.

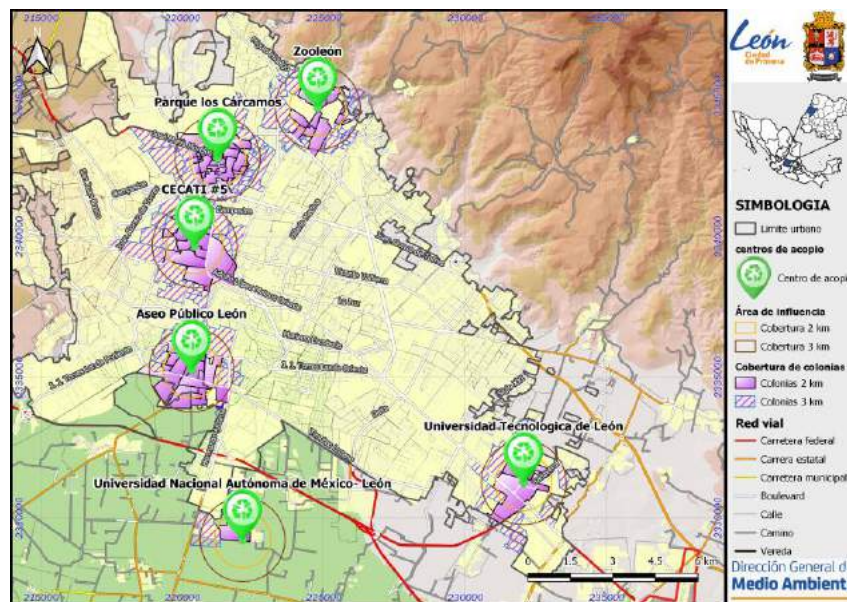


Figura 2. Mapa de ubicación de centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje.

También y de acuerdo con el radio de influencia de 2 y 3 kilómetros a la redonda de cada centro de acopio, se espera atender entre 30 a 40 colonias para la recuperación de sus residuos valorizables como el papel, cartón, plásticos, aluminio, metal vidrio, Tetra Pak entre otros.

4. Conclusiones

La realización de este proyecto, encaminado a la recuperación de residuos sólidos urbanos mediante la instalación de Centros de acopio ha permitido generar alternativas para la ciudadanía en la recuperación de estos materiales valorizables, así como la hoja de ruta para la instalación de más Centros de acopio, con la finalidad de cubrir la totalidad de la mancha urbana del municipio y acercar estos Centros de acopio a la ciudadanía.

Con ello el municipio de León, a través de la Dirección General de Medio Ambiente y colaboradores, busca ser pionera en el tema y ser ejemplo para otros municipios a nivel estado.

Agradecimientos

Se reconoce al Sistema Integral de Aseo Público, la Universidad Nacional Autónoma de México campus León, al Zoológico de León, al centro de Capacitación y Formación #5 y a la Universidad Tecnológica de León, por ser partícipe de este programa y conjuntar acciones.

5. Referencias

- Municipio de León. (2020). Programa para la Prevención y Gestión Integral de los residuos sólidos en el municipio de León, Guanajuato. Obtenido desde <https://www.leon.gob.mx/medioambiente/micrositio.php?m=14>
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los residuos. Obtenido desde <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020) Diagnóstico Básico para Gestión Integral de los residuos. Obtenido desde <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- INEGI (2019). Marco Geo estadístico. Obtenido desde <https://inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>



PROYECTOS ESCOLARES DE MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA APRENDER A PENSAR

Sautu, Adriana¹; Mestre de Valencia, Lidia¹
sautua@gmail.com, lidiavalencia2011@gmail.com

¹Praxia Educational Consultants,S.A, Avenida B, Majagual. Casa H8. Veracruz. Distrito de Arraiján. Panamá
Teléfono: +507 6471-9074. info@praxia-edu.com

Resumen

Con base en 25 años de trabajo con escuelas del sistema oficial y particular de Panamá, analizamos las características de proyectos escolares relacionados con el manejo de residuos sólidos desde una perspectiva pedagógica de Educación para el Desarrollo Sostenible (EDS). Describimos las características más sobresalientes de proyectos en escuelas sobre datos recabados en encuestas entre docentes y directivos, y los comparamos con lo esperado desde este enfoque. Se establecieron las conexiones fundamentales de la educación ambiental con la teoría y práctica constructivista en el ambiente formal de la escuela.

Abstract

Based on 25 years of work with schools of the public and private system of Panama, we analyze the characteristics of school projects related to solid waste management from a pedagogical perspective of Education for Sustainable Development. We describe the most outstanding characteristics of projects in schools based on data collected in a survey among teachers and principals, and we compare them with what is expected from this approach. The fundamental connections of environmental education with constructivist educational theory and practice in the formal school environment were established.

Palabras clave/keywords: educación ambiental, educación para el desarrollo sostenible, educación basada en indagación, proyecto de reciclaje escolar, environmental education, education for sustainable development, inquiry based education, school recycling project.

1. Introducción

Las autoras llevamos más de 25 años trabajando educación ambiental y educación de ciencias con docentes de escuelas oficiales desde la educación de museos como un apoyo sustancial al trabajo de aula. Hemos podido conocer numerosos casos de proyectos de manejo de residuos en las escuelas de los que una gran mayoría tenía un enfoque de activismo como un fin en sí mismo y no una perspectiva constructivista practicada desde los museos (Hein, 1995).

Fuimos testigos de proyectos que involucraron ingentes esfuerzos de docentes, directivos, estudiantes y padres de familia, pero que no lograron aprovechar el potencial de trabajar el pensamiento de orden superior de los estudiantes a partir de las actividades. A pesar de la satisfacción general, la efervescente actividad y enorme motivación y, aunque los proyectos tuvieran apoyo de alguna ONG o institución del estado, era difícil identificar objetivos de aprendizaje que no fueran actitudinales.

Los proyectos en las escuelas de Panamá responden a un modelo didáctico de corte “activista” de educación ambiental, que Rodríguez y García (2009) describen como un modelo didáctico en que: 1) no hay una reflexión sobre las actividades, 2) los contenidos se suponen implícitos en las actividades sin complejizar el conocimiento cotidiano, 3) no hay un hilo conductor claro en la secuencia de actividades con fines de construir conocimiento, ni conexión con los contenidos o los principios teóricos que fundamentan la acción y 4) el protagonismo del aprendiz se reduce a una actividad más manipulativa que reflexiva, se le pide que sea “activo”, que haga cosas prácticas, que manipule los elementos de la realidad, que realice conductas “buenas”, pero no se le pide que piense.

Tomando como modelo los ejemplos de Educación para el Desarrollo Sostenible (EDS) y su Enfoque Integral de Escuela (Unesco, 2017), es fundamental que se incluyan objetivos de aprendizaje de conceptos y habilidades o competencias y actividades en una secuencia lógica donde los estudiantes tengan oportunidad de “reflexionar” con cada actividad planificada, completando el ciclo del constructivismo.

2. Metodología

Para conocer la proporción de escuelas que llevan a cabo tales proyectos y si habían realizado diagnóstico, se elaboró una encuesta en Google-form, que se llenó voluntariamente por 56 docentes y directivos de diferentes las regiones de Panamá con y sin proyectos de reciclaje. Otra encuesta específica fue aplicada a 37 docentes de escuelas que tienen o han tenido este tipo de proyectos, para conocer detalles de implementación. El conjunto de las encuestas se realizó entre los años 2017 y 2021.

Se incluyeron preguntas cerradas, que fueron analizadas cuantitativamente, y una pregunta abierta, que fue analizada con metodología cualitativa de codificación (Strauss y Corbin, 2016).

Los resultados de ese análisis se interpretaron a la luz de los principios de la EDS, (Mckeown 2002), y pedagogías experienciales, como la Enseñanza Basada en Indagación (Furman y Podestá, 2009) y la Enseñanza Basada en Sitio (Gruenewald, 2007). Estos enfoques buscan el incorporar tanto la dimensión ambiental, como económica y social, el pensamiento científico y el trabajo centrado en el contexto local, respectivamente.

3. Resultados

En la primera encuesta donde contestaron 56 docentes, la proporción de escuelas que sí habían realizado un proyecto de manejo de residuos sólidos escolar fue del 50% en promedio. La proporción varió de 13% entre 15 escuelas de la región de Panamá y Colón a 33% entre las 24 escuelas del interior (Veraguas, Los Santos, Herrera y Comarca Ngäbe), a 71% entre las 17 escuelas que formaban parte de una capacitación organizada por el programa Basura Cero en la región de Panamá Norte (Figura 1).

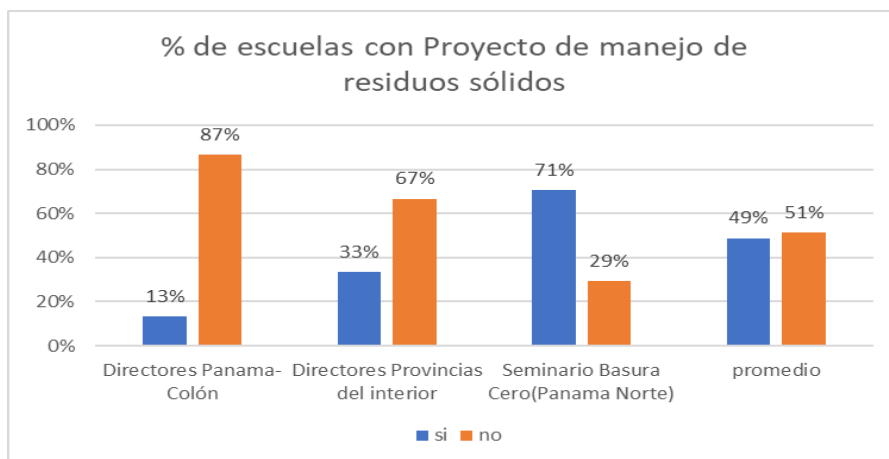


Figura 1. Proporción de escuelas que realizaron proyectos de manejo de residuos en 3 grupos focales

Al cuestionar sobre si se había realizado algún estudio de diagnóstico o inventario de desechos en la escuela, el 54% de los encuestados contestaron que Sí. Sin embargo, tal como discutiremos en la siguiente sección, los docentes no comprendían el concepto de diagnóstico.

En la encuesta realizada entre 37 escuelas que sí han tenido la experiencia de realizar un proyecto de reciclaje, preguntamos sobre el tipo de materiales reciclados y sobre la experiencia en general.

Papel, latas, plástico y tetrapak fueron los materiales más comúnmente reciclados, seguidos de cartón y baterías. En cuanto a la variedad de materiales reciclados en cada escuela, un 71% de las escuelas reciclaban 1 solo tipo de material, llegando a reciclar un máximo de 5 tipos.

Con respecto al apoyo recibido, el 58% de las 37 escuelas habían recibido ayuda de una ONG o institución del estado, el 23% recibieron un apoyo parcial y el 19% no recibió apoyo ninguno. Mientras, el 54% consideraron exitoso su proyecto; un 38% parcialmente exitoso, y apenas el 8% no exitoso.

Un total de 26 escuelas respondieron sobre detalles comunes de sus proyectos en una escala Lickert de muy malo a muy bueno. Todos los aspectos tuvieron una calificación mayoritaria de “normal” a “muy bueno”. La calificación más positiva correspondió a “crear conciencia entre el alumnado”, con 81% de normal a muy bueno; mientras la calificación menos positiva fue para lograr la “correlación con las asignaturas del programa oficial de Meduca”, con un 65% de normal a muy bueno. (Figura 2).

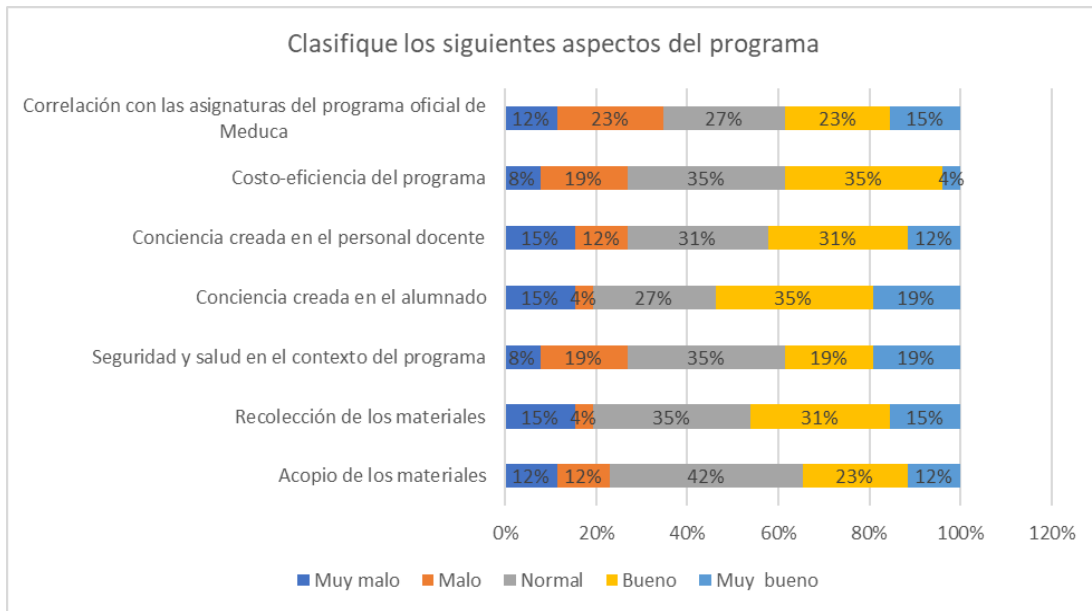


Figura 2. Calificación de los aspectos más comunes de proyectos de reciclaje escolar

En la pregunta abierta “Le agradecemos nos cuente su punto de vista en cuanto a este tipo de programas en las escuelas”, solo 19 de los 26 respondieron, y resaltaron 5 aspectos positivos, de los cuales el más nombrado fue que se había logrado aumentar la conciencia o que el proyecto era -de por sí- un medio para ello (Figura 3). Es importante destacar, que sabemos -por comunicaciones personales con los docentes- que ninguno de los proyectos había realizado evaluación contra objetivos; las respuestas de los docentes se basan en percepciones informales de los productos y experiencias durante y después de los proyectos (principalmente la participación activa de los estudiantes) y, en general, no lo relacionan con el aprendizaje de contenidos y habilidades.

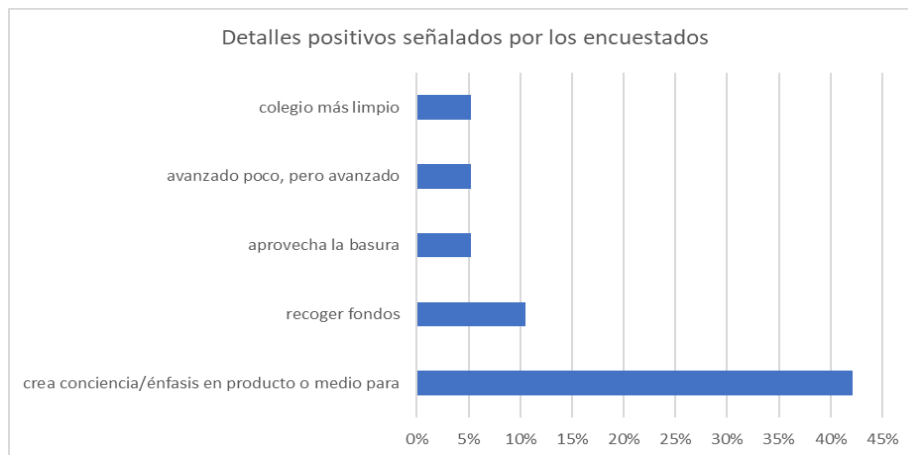


Figura 3. Aspectos positivos destacados por los docentes luego de llevar a cabo un proyecto de Reciclaje Escolar

En la misma pregunta abierta, se señalan 9 aspectos negativo, resaltados por los docentes, siendo el más mencionado las dificultades relacionadas con la planificación y la dificultad de lograr todos los aspectos, por ejemplo “el programa no ha tenido un objetivo específico” o “no solo es juntar y clasificar y luego no

tener idea de qué pasa con el material” o “es necesario... programas dinámicos que llamen la atención de niños, docentes...” o “trabajar cambios de actitudes no es fácil” (figura 4).

Las otras dificultades destacadas tuvieron porcentajes muy semejantes. Muy interesante fue el comentario de una docente de escuela comarcal, que señala el aspecto cultural como una dificultad: “En la zona indígena donde laboramos, el recoger latas o papel para reciclar es sinónimo de recoger basura y se avergüenzan de hacerlo, nos critican por fomentar esta actividad ... A través de los años lo hemos hecho con el objetivo de recoger fondos para la fiesta de navidad o por nota, con el fin de incentivar a los chicos, pero no hemos logrado concienciar a los chicos ...”

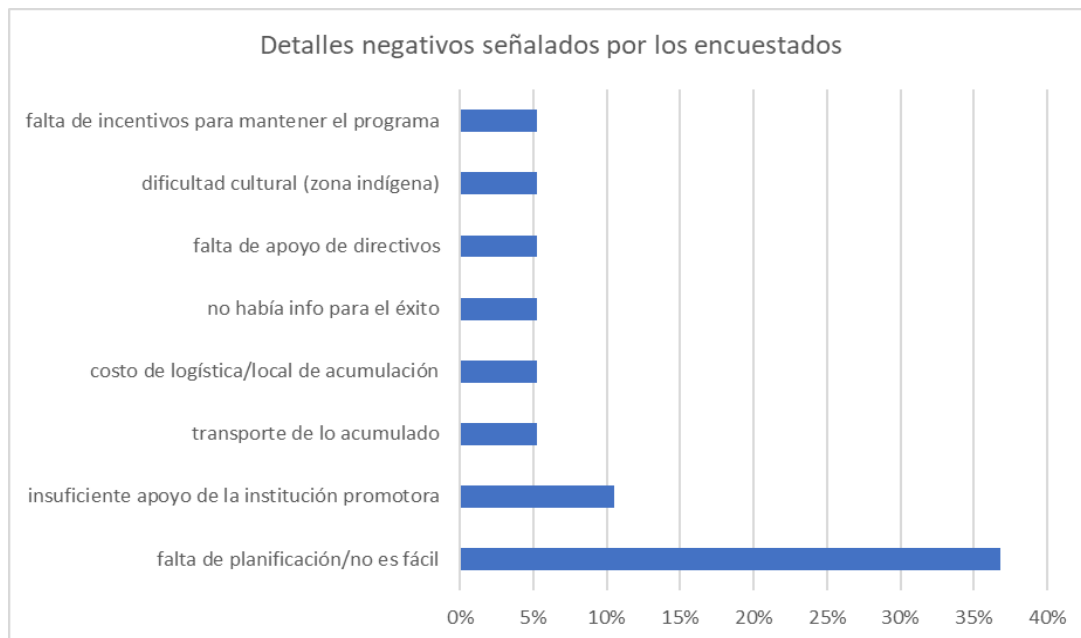


Figura 4. Aspectos negativos destacados por los docentes luego de llevar a cabo un proyecto de Reciclaje Escolar

4. Discusión

De los resultados obtenidos, nos llama la atención que los encuestados del interior tuvieran más proyectos a pesar de haber menos sitios donde llevar lo reciclado que en ciudad Panamá y alrededores (<https://somosimpactopositivo.com/donde-reciclar-en-panama/>). Las autoras han percibido y comentado con otros capacitadores, el hecho de que los docentes del interior tienen una mayor disposición a innovar y realizar proyectos. En un estudio en escuelas rurales en España, Álvarez-Álvarez, C y Vejo-Sainz, R. (2017) señalan que los docentes de escuelas rurales realizan su trabajo con esfuerzo y compromiso pedagógico y compensan las limitaciones del medio con innovación.

Es interesante también, el impacto de instituciones como el Canal de Panamá y el programa Basura Cero del Municipio de Panamá para fomentar la realización de proyectos, pues las escuelas que son atraídas a los seminarios dictados por estas instituciones tienden a aprovechar las propuestas de apoyo y entrega de insumos necesarios. Según nuestras observaciones, las alianzas con las escuelas surgen desde la promoción de las instituciones más que de solicitud de las propias escuelas, y este detalle es coherente con el 16% de docentes que considera que deben dar más apoyo. Sin embargo, la mayoría de los docentes no contaron con ninguna alianza, y un 23% expresó contar solo “parcialmente”, lo que puede deberse a que las instituciones se concentran en la región urbana y periurbana de la ciudad de Panamá.

A pesar de que la mitad de los encuestados considere que realizó un diagnóstico, durante la práctica de planificar un proyecto EDS con directores y en comunicaciones personales con los docentes, pudimos percibir que los docentes consideran diagnosticado un problema sobre la base de observaciones personales muy superficiales: no saben reconocer o analizar causas. Esta hipótesis acerca de la falta de conocimiento sobre qué es un diagnóstico para plantear un proyecto, es algo que deberá ponerse a prueba en otra investigación. La información recabada de manera digital es incompleta y los docentes no siempre parecen comprender a profundidad el alcance de la pregunta, es deseable profundizar este detalle complementando con entrevistas que permitan una comunicación más precisa.

Resultó muy positivo que la mayoría solo colecta un tipo de material (lo cual relacionamos con plantearse metas alcanzables), y que más del 90% consideraron su proyecto exitoso o parcialmente exitoso. Las autoras consideran que los docentes panameños son fundamentalmente optimistas, positivos y entusiastas cuando deciden esforzarse por proyectos que valoran como buenos para sus estudiantes.

En cuanto a la descripción de elementos clave de los proyectos, relacionamos la expresión de que la experiencia más positiva fue “crear conciencia”, con el enfoque de “activismo” señalado por Rodríguez y García (2009). Es interesante que los docentes perciben el objetivo cumplido a través de observaciones informales y, posiblemente, proporcional a la participación activa de los estudiantes. Los docentes asumen que el cambio de conciencia es logrado aunque no lo miden.

Por otro lado, a pesar de quedar relativamente bien calificado, el componente de proyecto que tuvo una calificación más baja fue la “correlación con las asignaturas del programa oficial de Meduca”. Pareciera que los docentes son relativamente conscientes de que no consiguen con claridad objetivos de aprendizaje relacionados con el currículo o habilidades cognitivas a través del proyecto. Nuestras observaciones nos llevan a hipotetizar que los proyectos de aula se quedan en un enfoque “activista” probablemente debido a la deficiencia de los docentes en el manejo de las pedagogías innovadoras; las cuales permiten construir el aprendizaje paso a paso y contextualizado. Los docentes panameños, en su mayoría, aprendieron los conceptos que enseñan hoy en día en sus aulas, de manera descontextualizada ellos mismos. Además, la enseñanza-aprendizaje de los valores ambientales, o cualquier otro- no suelen trabajarse con metodologías constructivistas, sino que se basan en un enfoque “dogmático”, es decir que utiliza el discurso y declaración retórica, que no apunta a la autonomía de la conciencia donde los valores se generan, y no se construyen a partir de la reflexión sobre las experiencias (Bernardini, 2010).

Por último, es coherente con nuestras observaciones de planificaciones débiles, el hecho de que los problemas más reconocidos por los docentes se relacionan con las dificultades en planificación de proyectos. Los docentes panameños, suelen planificar sus clases ajustados a un currículo (y libros de texto) fundamentalmente basados en “definiciones de conceptos” donde las habilidades y competencias nunca están claramente en los objetivos de aprendizaje. Esta manera tradicional de planificar clases transmisivas se refleja en las dificultades para establecer diagnósticos concienzudos y objetivos medibles, así como incluir claramente una secuencia de objetivos de aprendizaje en la secuencia de actividades, e incluir tiempo de reflexión y el momento de evaluación del proyecto, tal como queda claramente recomendado en UNESCO (2017).

5. Conclusiones

Consideramos que los datos obtenidos son coherentes con nuestras observaciones de proyectos de reciclaje escolar que manejan una educación ambiental que sigue un modelo didáctico activista y no promueven habilidades de pensamiento superior; ni completan un enfoque EDS, destacando las

dificultades en el manejo de las pedagogías innovadoras y de la habilidad en la planificación de proyectos escolares efectivos. Sin embargo, se requiere una investigación específica que utilice entrevistas como metodología en vez de formularios-encuesta, para asegurar el manejo de términos clave.

5. Referencias

- Álvarez-Álvarez, C y Vejo-Sainz, R. (2017) ¿Cómo se sitúan las escuelas españolas del medio rural ante la innovación? Un estudio exploratorio mediante entrevistas. *Aula Abierta* No. 45, 25-32
- Bernardini, A. (2010). La educación en valores hoy en día: entre conciencia crítica y respuestas constructivas. *Innovaciones Educativas* V XII No.17, 11-22
- Furman, M. y Podestá, M.E. (2009). *La Aventura de Enseñar Ciencias Naturales*. Buenos Aires: Editorial Aique
- Gruenewald, D.A. y Smith, G.A.(Editores). (2007). *Place-Based Education in the Global Age*. New York. Routledge.
- Hein, G.E. (1995). The constructivist museum. *Journal for Education in Museums* No. 16, 1995 21-23.
- Rodríguez, F. y García. E. (2009). El activismo que no cesa. Obstáculos para incorporar la metodología didáctica basada en la investigación del alumno a la práctica de la Educación Ambiental. *Revista Investigación en la Escuela* No.67, 23-26.
- Strauss, A. y Corbin, J. (2016) *Bases de la investigación cualitativa: Técnicas y procedimientos para la teoría fundamentada*. Colombia. Editorial Universidad de Antioquía.
- Unesco. (2017). *Listos para el cambio climático. Una Guía para los centros educativos sobre medidas relacionadas con el Cambio Climático*. Obtenido desde <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000252802>



MÍDIAS DIGITAIS COMO INSTRUMENTOS DA EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM SANEAMENTO.

Luiza Viana Santos, Ana¹; Eugênia da Mota Rocha Cirne, Luiza²; Gomes da Silva, Gilberlando³
Maria Araujo Leite, Cibelly⁴; Alves da Costa, Bruno⁵; Beatriz Couto de Oliveira dos Santos, Anna⁶

¹Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, luiza.viana@outlook.com

²Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, luiza.cirne@yahoo.com.br

³Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, gilber_gomes@hotmail.com

⁴Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, cibellymariaal@gmail.com

⁵Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, bruno.alves25@hotmail.com

⁶Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, beatrizcout5@gmail.com

Resumen

Em todo mundo destaca-se o desafio da redução do consumo e soluções adequadas para tratamentos, coletas e disposição final de resíduos. Os objetivos e ações desenvolvidas no Programa de extensão – Mobilização Social em Saneamento Ambiental-Instrumentos práticos e teóricos de educação ambiental visam contribuir com a promoção de conhecimento junto às comunidades sobre os temas: gerenciamento integrado, consumo consciente, coleta seletiva, compostagem, responsabilidade compartilhada entre outros. Utilizando-se os instrumentos de educação ambiental como: oficinas, minicursos, palestras, reuniões, visitas técnicas, materiais informativos, distribuição de produtos e outros serviços. As ações de extensão necessitam de constantes interações através de mídias e divulgações de informações que promovam mudanças de comportamento. O sistema Disque Coleta-DC-21011188 foi o primeiro canal de comunicação e interação entre as equipes técnicas dos projetos e as comunidades, porém verificou-se a necessidade de ampliá-los, neste sentido em 2015 foi desenvolvido o blog/site blocobx-LTA, objetivando a divulgação dos projetos, parcerias e possibilidades de cooptar novas adesões aos projetos. Em 2019 foram desenvolvidas as mídias do facebook e instagram, contendo informações técnicas das atividades realizadas pelos alunos, técnicos e professores atendendo satisfatoriamente os alcances das publicações bem como as visualizações das páginas editadas, onde chegamos a 16,8 mil visualizações. Apesar de ações consolidadas, é notável a necessidade de introduzirmos constantes instrumentos de educomunicação nas plataformas/site/blog/facebook/instagram, pois, em um mundo cada vez mais interligado e tecnológico, fazer uso dessas ferramentas e recursos midiáticos propiciaram alcançar um maior número de pessoas de forma mais rápida e eficiente, servindo-se como excelente estratégia para a educação ambiental.

Palavras-chave: mídias, educação ambiental, divulgação, resíduos, comunicação

Abstract

All over the world, the challenge of reducing consumption and adequate solutions for treatment, collection and final disposal of waste stands out. The objectives and actions developed in the Extension Program - Social Mobilization in Environmental Sanitation - Practical and theoretical instruments of environmental education aim to contribute to the promotion of knowledge in the communities on the themes: integrated management, conscious consumption, selective collection, composting, shared responsibility between others. Using environmental education instruments such as: workshops, short courses, lectures, meetings, technical visits, informational materials, product distribution and other services. Extension actions require constant interactions through the media and dissemination of information that promote changes in behavior. The Disque Coleta-DC-21011188 system was the first communication and interaction channel between the technical teams of the projects and the communities, but there was a need to expand them. Aiming at the dissemination of projects, partnerships and possibilities to co-opt new adhesions to the projects. In 2019, facebook and instagram media were developed, containing technical information on the activities developed by students, technicians and teachers, satisfactorily meeting the scope of publications as well as the views of the edited pages, where we reached 16,800 views. Despite consolidated actions, the need to constantly introduce educommunication tools on platforms/site/blog/facebook/instagram is remarkable, as, in an increasingly interconnected and technological world, making use of these media tools and resources allowed to reach a greater number people faster and more efficiently, serving as an excellent strategy for environmental education.

Keywords: media, environmental education, dissemination, waste, communication

1. Introdução

A Política Nacional de Educação Ambiental – Lei 9.795/1999 em seu Art. 1o, define a educação ambiental como “os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade”, deste modo a lei formaliza a intenção de oportunizar a participação dos atores sociais envolvidos e o seu protagonismo nas transformações coletivas, nesse caso, a partir da compreensão da escola como espaço de formação de culturas (PENIN, 1989), especificamente, da cultura da eco sustentabilidade, inclusive pela participação política da comunidade (DAMASCENO,1998).

O Programa Nacional de Educação Ambiental (ProNEA), consoante com a necessidade de construção de sociedades sustentáveis e com a responsabilidade global em prol das questões socioambientais, insere a Educação Ambiental no planejamento estratégico do Governo Federal e estabelece gestão e planejamento da Educação ambiental, a formação dos educadores ambientais e a comunicação para a educação ambiental (SIBEA) como linhas de ação para a educação ambiental formal e informal. Os problemas ambientais aparecem de modo bastante enfático, nas zonas urbanas e rurais. Com destaque para os conflitos e entendimentos relacionados aos resíduos sólidos, consumo, separação, descarte, gerenciamento municipal e responsabilidades dentre outros temas. A Educomunicação é conceituada como o “método de ensino no qual a comunicação em massa e a mídia em geral são usadas como elemento de educação, BARROS, 2010. Neste sentido, o uso de instrumentos midiáticos para difusão de práticas e comportamentos através da educação ambiental possibilitam colaborar com o saneamento da coletividade, além de despertar a percepção dos indivíduos frente ao meio ambiente, riscos e relações saudáveis com este meio, fonte de sua própria vida. O presente trabalho tem como objetivo geral utilizar os instrumentos midiáticos para divulgação de resultados obtidos nas pesquisas e ações de extensão visando práticas e comportamentos relacionados ao consumo de produtos, separação, descarte e tratamentos de resíduos sólidos.

2. Metodologia

A metodologia utilizada foi a desenvolvida no Programa Nacional de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento- PEAMSS, associado com o Guia de boas práticas para Tecnologia de Informação e Comunicação-TIC e resultados de pesquisas e ações do Programa de Extensão Mobilização Social em Saneamento Ambiental Instrumentos práticos e teóricos de Educação ambiental. Para atuação de projetos de extensão a comunicação entre as partes se faz imprescindível, visando ampliar a abrangência foi criado um sistema Disque Coleta-DC a fim de registrar as ocorrências e contatos para atender dúvidas, agendamentos de coletas e outras formas de interação. Como instrumentos de educação ambiental informal, foram desenvolvidos e utilizados eletronicamente, panfletos explicativos, cartas e banners para uma maior adesão da comunidade através das mídias: instagram, facebook, blog e site com uniformização de postagens. Foi realizada a inscrição e aquisição de um domínio para o laboratório de tecnologias agroambientais LTA - www.ltablocobx.com.br - a fim de difundir informações nos mais diversos canais de mídias.

2.1. Campanhas nas mídias para divulgação de projetos

Fazendo-se uso das mídias, foram realizadas as divulgações dos projetos a fim de tornar público à população a doação de produtos e serviços do laboratório LTA e o sistema disque coleta para descartes especiais (ver figura1).



Figura 1. Doação de kits de computadores, doação do composto organico - Projeto de compostagem e vermicompostagem. Instagram LTA-Bloco BX.

2.2. Campanha nas mídias para conscientização ambiental

Posts informativos foram confeccionados a partir de demandas da população e dos catadores de materiais recicláveis sobre procedimentos de segurança operacional na coleta seletiva frente ao Sars Cov-2 (ver figura2).



Figura 2. Posts informativos do instagram LTA-Bloco BX.

2.3. Campanhas nas mídias referente ao Sars-CoV-2:

No Brasil, a crise ambiental instalada pelo Sars-CoV-2 trouxe crises sociais e econômicas afetando toda população, os catadores de materiais recicláveis também foi um setor que sentiu bastante esse impacto por causa da interrupção do consumo. Além das medidas restritivas de circulação, em que dificultava a sua circulação pela cidade em busca dos materiais, o receio de contrair o vírus através desses materiais era constante, a maioria dos catadores não foi beneficiada pelos programas emergenciais do governo federal sendo necessário realizar, junto as comunidades parceiras, campanhas nas mídias sociais para supri-los de gêneros alimentícios, materiais de limpeza e higiene pessoal (ver figura3).



Figura 3. Campanhas e procedimentos operacionais frente ao Sars Cov-2.

2.4. Resultados:

A partir de resultados de pesquisas as publicações foram produzidas e postadas em todas as redes sociais simultaneamente, inicialmente em 2015 com o blog/site, em seguida no ano de 2019 foi desenvolvido o Instagram e Facebook. O crescente números de seguidores e interações com as postagens revelou o interesse pelas temáticas abordadas e carência de informações pelos acessos às postagens. Durante o período de mídias chegou-se a marca de 23,4 mil visualizações (ver figura 4) com acesso de mais de 9 países diferentes (ver figura 5). No tocante, as postagens feitas na plataforma do Instagram e Facebook

verificou-se que os momentos de maior interação são referentes aos conteúdos diversos, relacionados ao saneamento, coleta seletiva, catadores, compostagem e Covid 19, sendo necessário atualizar as postagens frequentemente (ver figura 6).

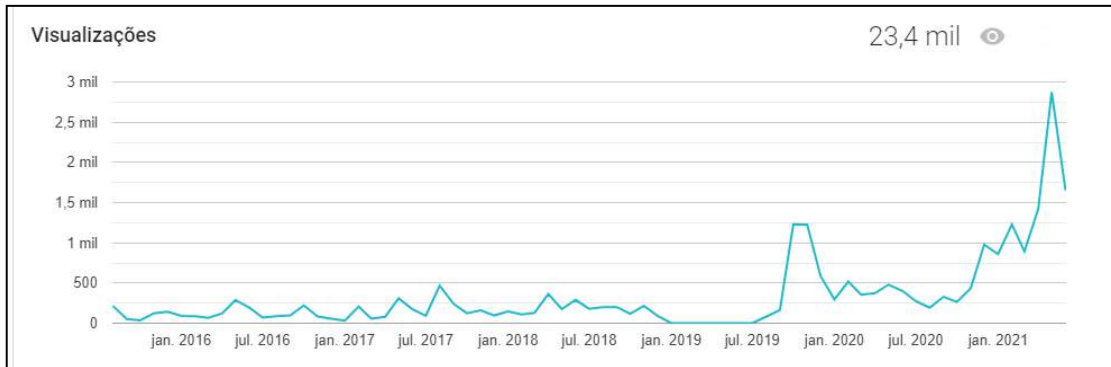


Figura 4. Visualizações totais no blog/site.

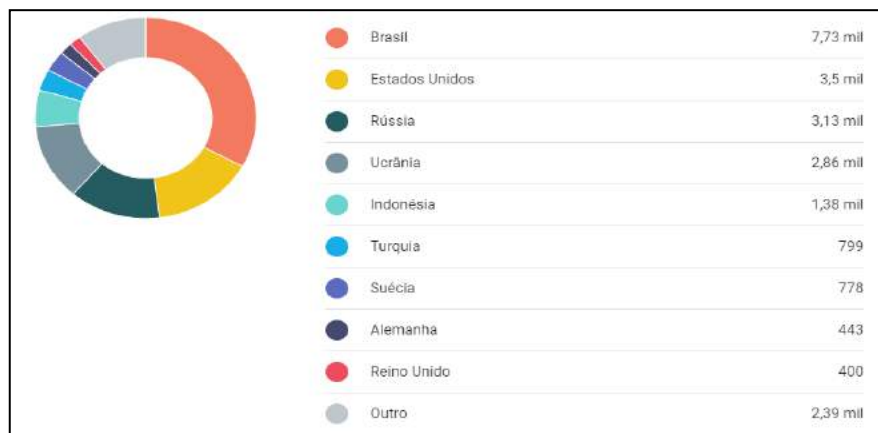


Figura 5. Acesso por países.



Figura 6. Interação com postagens feitas pelo instagram e facebook.

2.5. Referências

- A coleta seletiva como subsídio à criação de um plano de gestão integrada de resíduos sólidos (PGIRS) em Campina Grande – PB: implicações ambientais, econômicas e sociais / Luiza Eugênia da Mota Rocha Cirne. – Campina Grande, 2010.
- BRASIL. (2010). Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. (Diário Oficial da União, 3.8.2010).
- BARROS, Jussara. Estratégias de ensino - Educomunicação. Educador Brasil Escola Uol, 2018. Disponível em: <<https://educador.brasilecola.uol.com.br/estrategias-ensino/educunicacao.htm>>. Acesso em: 14 de jun. de 2021.
- BRINGHETI, JACQUELINE. Coleta Seletiva dos Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Operacionais e da Participação da População. Universidade de São Paulo-USP. São Paulo-SP-2014.
- BRASIL. (1999). Lei Nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Institui a Política Nacional de Educação Ambiental; Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. (Diário Oficial da União, 27.4.1999).
- PEAMSS. Decreto Nº 5.940, de 25 de outubro de 2006. Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. (Diário Oficial da União, 25.10.2006).
- CAMPINA GRANDE. 2014. PMGIRS. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Prefeitura de Campina Grande (PB). Diagnóstico da situação atual dos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Campina Grande.
- DAMASCENO,1998 DAMASCENO, M. N. Tecendo a democracia na escola: outro olhar sobre a participação popular na prática pedagógica. In: Educação em Debate. 36, 1998.ºAno 20
- PENIN, 1989 PENIN, S. Cotidiano e Escola: a obra em construção. São Paulo: Cortez, 1989.

3. Conclusão

A implementação de recursos midiáticos como instrumentos indiretos de educação ambiental, se mostraram importantes estratégias para a socialização do conhecimento e adoção de comportamentos frente às ações do saneamento.



VALORIZACIÓN DE RESIDUOS EMPRESARIALES: UNA ESTRATEGIA DIDÁCTICA Y PEDAGÓGICA

Arias Villamizar, Carmen Alicia¹

¹ Humedales del Caribe Colombiano, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Carrera 30 # 8- 49
Puerto Colombia - Atlántico, Colombia, caavi1@gmail.com

Resumen

Los cursos obligatorios (módulos) ofrecidos a estudiantes posgraduados son la oportunidad para adquirir el conocimiento, las actitudes, habilidades y la participación en actividades que contribuyan a resolver los grandes problemas ambientales de hoy, tales como el manejo de residuos. Siendo estudiantes del área ambiental la sensibilidad y la consciencia ante los desafíos para la protección del ambiente se dan por sentadas. El objetivo de este proyecto fue evidenciar que las estrategias pedagógicas de estos cursos son una herramienta para lograr un aprendizaje significativo en contexto. Dentro los aspectos metodológicos, se exhorta al estudiante para que en su entorno laboral y reconociendo muy bien su proceso productivo y el ciclo de vida del producto, formule una propuesta de investigación para valorizar residuos. Teniendo en cuenta que los módulos se desarrollan en cortos periodos de tiempo, la propuesta formulada avanza hasta la obtención de resultados parciales. Esta herramienta pedagógica permite aprender haciendo y resuelve problemas reales planteados por los estudiantes en el contexto de desempeño profesional. Dentro de los logros cabe señalar la puesta en escena de diversas problemáticas de residuos y las ingeniosas maneras de dar valor a los potenciales desechos, lo que evidencia autorregulación del estudiante; además del desarrollo del trabajo colaborativo y el aprendizaje entre pares, lo cual enriquece la docencia y fortalece la academia.

Abstract

The required postgraduate student courses are the opportunity to acquire knowledge, attitudes and skills and to participate in activities that contribute to solving today's great environmental problems, such as waste management. Being students of the environmental area, sensitivity and awareness to the challenges to the protection of the environment are taken for granted. The objective of this project was to show that the pedagogical strategies of these courses are a tool to achieve meaningful learning in context. Within the methodological aspects, students are encouraged so that, taking into account their work environment and recognizing very well their production process and the life cycle of the product, formulate a research recovery waste. The degree of progress of the project have to go as far as obtaining partial results, since these courses are given in short periods of time. This pedagogical tool allows learning by doing and solves real problems. Among the achievements, it is worth mentioning the staging of various waste problems and the ingenious ways to recover potential value waste, which shows student self-regulation; In addition, collaborative work and peer learning are evident, which enriches the teaching and strengthens the academy.

Palabras clave/keywords:

Aprender haciendo, desarrollo de habilidades profesionales, posgrado, aprendizaje formal, gestión de residuos.

Learning by doing, professional skills development, graduated, formal learning, recovery waste.

1. Introducción

En Colombia históricamente se muestra una tendencia hacia las especializaciones profesionales por encima de las maestrías y doctorados. Las estudiantes de especializaciones manejan una gran variedad y extensión de información puesta en diferentes asignaturas o cursos obligatorios. El caso que se analiza en este documento corresponde a una especialización en análisis y gestión ambiental, siendo el curso de gestión de residuos uno de los diez impartidos en el programa. La enseñanza con clases presenciales ha sido tradicional, el tema de la gestión de residuos no es la excepción, sin embargo una gama grande de metodologías de enseñanza-aprendizaje activo apoyan otras formas de aprendizaje y permiten que el estudiante responda a las exigencias del contexto empresarial puesto que en la actualidad se espera contar con profesionales que cubran dimensiones y habilidades para el siglo XXI, respecto a formas de pensar, forma de vivir, formas para relacionarse con otros y formas para integrarse al mundo (Scott , 2015). Generalmente para aprobar un curso el estudiante debe ganar un examen, independiente del área del conocimiento que se desea compartir, sin embargo, ni los estudiantes son máquinas para evaluar, ni los docentes son máquinas que evalúan (Santos, 2015), por ello ha surgido un abanico de metodologías que apoyan el aprendizaje activo de los estudiantes (Safapour, et al. 2019), cada una de ellas con diversas complejidades. Entre otras se puede mencionar el aprendizaje orientado a proyectos (AOP) con apoyo o no de las tecnologías de información y comunicación (TIC), (Ausín, et al, 2016), estudio de casos (Prado, et al, 2020), aprendizaje basado en problemas (ABP) (Hernández y Lacuesta, 2007), aprendizaje con videojuegos y simulación (gamificación) (Kim, 2013; aprendizaje cooperativo-colaborativo (Filgueira y Gherab, 2020), aprendizaje extramural con pares (Elizalde, et al, 2020). Particularmente, aprender haciendo es una herramienta pedagógica, en la cual el estudiante está en contacto directo con su área de desempeño; este concepto se identifica de manera directa con el entrenamiento de una persona de forma simultánea que realiza su labor para la cual se está formando y como la expresan Debrah, et al. (2021) los problemas ambientales se resuelven en la medida que se cierran las brechas de conocimiento en estos asuntos. En este sentido, considerando la responsabilidad de educar y capacitar a los estudiantes y centrando la discusión sobre la gestión sostenible de residuos, un elemento de partida son las publicaciones relativas a la gestión de residuos desarrolladas por diversas instituciones de educación superior (Fagnani, E. y Guimarães, 2017; Nolasco, et al, 2020), puesto que se espera que sean modelos para sus futuros egresados a fin de que lideren procesos de protección del ambiente congruentes con los Objetivos 4, 6 y 12 de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (Rodić, 2017) y atendiendo las premisas de la Economía Circular (Kirchherr, et al, 2017). En lo que respecta a la valorización de los residuos, en el entendido de ecosistema planetario en peligro, se busca generar en los estudiantes la conciencia de formas de vida más sostenibles, minimizando la producción de residuos y dando valor a los materiales de desechos producidos en cualquier proceso y para lograr esta tarea es necesario conocer diversos métodos, tecnologías para transformar los desechos en nuevos productos, reutilizarlos o convertirlos a formas de energía (Gutierrez, et al, 2016; Luque y Clark, 2013).

Esta propuesta quiere evidenciar que aprender haciendo es una estrategia pedagógica que permite un aprendizaje con significado que logra cambiar hábitos y por tanto conduce al estudiante a través de su vivencia directa, a tener una nueva perspectiva hacia residuos. Estos materiales que antes podrían estar invisibles, ser un problema o simplemente considerarse sin valor alguno, ahora a través de un proceso reflexivo, se logra dar valor bien sea a través de la reutilización, del reciclaje o de la obtención de energía. Teniendo en cuenta diversos elementos para el aprendizaje, el resultado del ejercicio se traduce en adquirir habilidades, transformar actitudes y comportamientos en los futuros especialista en gerencia ambiental.

2. Metodología

En esta sección se describe en forma breve los participantes, los instrumentos de control de la estrategia y el diseño del proceso.

2.1 Participantes

En el proyecto participaron aproximadamente 24 personas de la especialización en Análisis y Gestión Ambiental, ahora llamado Gerencia Ambiental. Todos los estudiantes se desempeñan profesionalmente en diferentes organizaciones empresariales. Corresponde a promociones de los años 2016 a 2019. Son estudiantes graduados en ingeniería ambiental y sanitaria, civil, electromecánica, química, entre otras.

Los temas de la propuesta de investigación fueron de libre elección. Surgieron ocho temas, seis de los cuales se presentan en el presente reporte; de ellos tres se desarrollaron en grupo y tres en forma individual, respetando las agendas y los compromisos organizacionales de los estudiantes.

2.2 Instrumentos

Dos rúbricas genéricas se utilizaron para valorar los resultados de la implementación de la propuesta de trabajo de cada grupo de estudiantes. La complementariedad de las dos presentaciones orales y la redacción del informe final fueron observadas y documentadas.

Cada presentación pública está determinada por un objetivo común para todos los participantes; por ejemplo, la primera correspondió a la socialización del problema, esta se evaluó con rúbrica. En el caso de las presentaciones orales, la rúbrica presenta las siguientes categorías: conocimiento y preparación del tema, expresión del punto de vista personal, estructura y orden y por último el uso del lenguaje. Cada categoría tiene descriptores genéricos valorados, en su orden, conforme a lo esperado, por debajo de lo esperado, claramente por debajo de lo esperado y muy por debajo de lo esperado, siendo su equivalente numérico, 5, 4, 3, 2 respectivamente. Para evaluar el proyecto final se utilizó una rúbrica cuyos componentes siguen los lineamientos del resultado de un proceso de investigación, en la cual la hipótesis y los objetivos son los componentes de mayor peso.

2.3 Diseño y procedimiento del proyecto

El caso que se analizó en este documento corresponde a una propuesta pedagógica en la especialización en gestión ambiental de una universidad en Colombia. El programa de esta especialización consta de diez módulos, siendo el de *mitigación de impactos ambientales gestión de residuos*, el objeto de esta reflexión. De manera autónoma los estudiantes decidieron desarrollar el trabajo en dos modalidades: en equipo colaborativos y en forma individual, de acuerdo al grado de complejidad del proyecto y con el ánimo de facilitar la interacción entre los estudiantes. El proceso presentó cinco fases: Una primera fase, que es el punto de partida con una explicación por parte del docente de la estrategia, en ella se insta al estudiante a hacer un análisis del proceso productivo de su organización, teniendo en mente el concepto de flujo de materiales de la gestión integral de residuos sólidos de Tchobanoglous (1994). Este concepto permite de manera sencilla identificar los diferentes residuos que se pueden generar en el flujo de materiales. Se solicitó al estudiante que buscara una idea o tema (problema) relevante relativo a los residuos encontrados, teniendo en cuenta que el objetivo fue lograr la valorización de dicha corriente residual. La segunda fase, desarrollada en el segundo encuentro presencial, el estudiante presentó el problema a resolver, es decir, esta etapa corresponde al reto que se debe alcanzar en el proceso. Durante la sesión también se fijaron los criterios de evaluación, atendiendo los instrumentos mostrados en la sección 2.2. Además, en este segundo encuentro docente y estudiante buscaron la pregunta orientadora, para elaborar la propuesta de investigación. La propuesta siguió los lineamientos de la entidad que para ese momento se llamaba Colciencias (entidad encargada del Sistema Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación), hoy llamado Minciencias. La tercera fase, correspondió al aprendizaje, a través de la revisión de la literatura, la declaración de los objetivos del proyecto específico y los aspectos metodológicos. Cada estudiante o grupo de estudiantes presentó en forma pública su proyecto; el tiempo para presentación y para la formulación de preguntas y sugerencias fueron definidos. Fase cuatro, fase de aprendizaje activo, una vez hechos los ajustes por sugerencias, preguntas y demás recomendaciones de sus pares y del docente, el estudiante inició la fase de ejecución de la propuesta. La fase quinta, corresponde a la presentación del informe final, en ella cada grupo de estudiantes mostró los avances de su propuesta a

través de un informe que sigue los estándares del trabajo científico.

3. Resultados

En el actual escenario de incertidumbre del mundo, esta propuesta apoya los procesos de enseñanza y aprendizaje en materia de la gestión de residuos. En ella se consideró una nueva forma de concebir, pensar, crear y actuar en el quehacer docente con el propósito de orientar al futuro tomador de decisiones en la gestión de residuos de tal forma que sea consciente que ellas afectan la sustentabilidad del planeta. La tabla 1, muestra seis proyectos propuestos, desarrollados parcialmente por los estudiantes y además se muestra el grado avance del mismo. Algunos trabajos se desarrollaron en equipo colaborativos teniendo en cuenta la afinidad profesional y las facilidades para lograr objetivos y las preferencias de los estudiantes.

Tabla 1. Principales proyectos y logros alcanzados por los estudiantes.

| Nombre del proyecto | Logros principales | Integrantes del equipo de trabajo |
|---|---|-----------------------------------|
| Fabricación de bloques estructurales para el aprovechamiento y valorización del catalizador de craqueo catalítico de lecho fluidizado generado en la industria del petróleo colombiana. | Describieron características físicas y estructura química del catalizador. Conceptualizaron la fabricación de bloques. | 4 |
| Aprovechamiento de subproductos generados del proceso de extracción de aceite de palma. | Establecieron dos alternativas de valorización: El proceso Kraft (método convencional) y el método de pasta a la soda. Buscaron asesoría de Cenipalma (Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite) para desarrollar proyecto. | 3 |
| Estudio de factibilidad para implementación de una planta de compostaje en el campus de una Universidad. | Determinó composición y estimó cantidad de residuos generados en la organización. | 1 |
| Diseño de estrategias para la gestión de residuos peligrosos generadas en las estaciones de servicio (EDS) ubicada en el distrito de una ciudad costera de Colombia. | Capacitó a todo el personal involucrado en las EDS incluyendo los propietarios en el manejo de residuos peligrosos. | 1 |
| Manejo de desechos en Barrancas de Puerto | Desarrolló conceptualmente el plan de manejo de residuos sólidos en el lugar del proyecto. | 4 |
| Implementación de alternativas para el aprovechamiento de la ceniza del carbón en procesos productivos. | Desarrolló el conceptualmente los métodos y tecnologías de aprovechamiento de cenizas | 1 |

Debido a que los estudiantes pertenecían a diferentes renglones de la economía, se presentaron propuestas para valorización de residuos orgánicos: proyecto relativo a subproductos de la extracción de palma, residuos del campus de una universidad como podas y residuos de restaurantes. Residuos de carácter inorgánico: alternativas de valorización de las cenizas derivadas una central térmica. Alternativas de valoración de residuos municipales. Un proyecto destinado a la minimización de producción de

residuos en las EDS que se consideran peligrosos, esta propuesta es muy interesante porque el personal administrativo y operativo se capacitó para lograr la disminución de residuos peligrosos. La diversidad de temas fue uno de los resultados más notorios porque mostró la capacidad de encontrar el problema a resolver. La principal dificultad fue establecer la pregunta guía o hipótesis de trabajo, teniendo en cuenta que el objetivo general genérico fue la valorización y siempre fue conocido y reconocido a través del proceso.

Desde el punto de vista técnico los estudiantes lograron, que a través de la observación de su procesos productivo o de servicios, establecer los diferentes rechazos y reconocieron residuo como peligroso o no peligroso de acuerdo con las normas legales. Además observaron otras características de clasificación, tales como la naturaleza y la estructura del residuo. Por otra parte, el punto de partida para la planificación del sistema de gestión es la caracterización y la cuantificación, elementos que fueron evidentes en cada una de las propuestas. Así mismo fue evidente la forma de separación, recogida, y como lo muestra la tabla 1, las alternativas de tratamiento con miras a la valorización del residuo objeto del proyecto.

Los resultados también indicaron que todos los participantes se involucraron en el proyecto con altos niveles de practicidad y responsabilidad. Sin embargo, aun cuando los estudiantes son conscientes de la importancia de la gestión de los residuos, muestran extrañeza de la enorme cantidad de información respecto al tema de la valorización y tratamiento de los residuos, también reconocen que lograr un desperdicio sostenible es una responsabilidad compartida, entre las empresas, la comunidad y el gobierno. Aun así se sugiere que es necesario promover cambios de actitud a comportamientos sostenibles (Desa, et al, 2011), mientras que otras investigaciones sugieren que hay renuencia a renunciar a las comodidades de la vida moderna (Diekmann y Preisendorfer, 1998). Esta misma percepción ha sido paralelamente expresada por una reciente revisión, en la que se propende por cerrar la brecha de conocimientos práctico en materia ambiental relativa al manejo de residuos desde las escuelas (Debrah, 2021).

Por otra parte, es importante mencionar aquí que todas las propuestas lograron hacer una estimación financiera de los costes de su implementación, aspecto que es relevante porque direcciona hacia la toma de decisiones en las empresas en las que ellos forman parte activa.

Para finalizar, la presentación pública de cada proyecto se convirtió en el espacio propicio para la interacción a través de preguntas y comentarios, así la clase se transforma en un foro abierto entre estudiantes y docente, lo que se puede traducir en que cada profesional aprende más de lo que aprendería de manera individual, siendo esta una característica del trabajo colaborativo como ha sido reseñado por expertos (Bernaza y Tenorio, 2005).

4. Conclusiones

Si bien estos cursos de gestión de residuos parecen inculcar valores positivos con respecto a la necesidad de intervenir activamente en el modelo de la sostenibilidad ambiental, el trabajo real en la industria marca claramente una diferencia en las actividades del saber hacer que realizan los estudiantes después de la graduación.

Los resultados brindan un apoyo alentador para la idea de que aprender haciendo en congruencia con la actividad del aula produce aprendizajes que motivan comportamientos más sostenibles, además se evidenció una predisposición para aprender por la forma cuidadosa de presentar cada informe. Aunque los resultados parecen sólidos la falta de información previa o de un grupo de comparación es una clara limitación del estudio.

Referencias

- Ausin, V., Abella, V., Delgado, V. y Hortiguera, D. Aprendizaje Basado en Proyectos a través de las TIC: Una Experiencia de Innovación Docente desde las Aulas Universitarias (2016). *Form. Univ.*, 9(3), 31-38.

- Bernaza_Rodríguez, G., y Lee_Tenorio, F. (2005). El aprendizaje colaborativo: Una vía para la educación de postgrado. *Revista Iberoamericana de Educación*, 37(3), 1-18.
- Debrah, J.K., Vidal, D.G., y Dinis, M.A.P. (2021). Raising Awareness on Solid Waste Management through Formal Education for Sustainability: A Developing Countries Evidence Review. *Recycling*, 6, 6.
- Desa, A., Abdul_Kadir, N., y Yusooff, F. (2011). A Study on the Knowledge, Attitudes, Awareness Status and Behaviour Concerning Solid Waste Management. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 18, 643-648.
- Diekmann, A. y Preisendorfer, P. (1998). Environmental behavior-discrepancies between aspirations and reality. *Rationality Soc.*, 10, 79-102.
- Elizalde L., Rodríguez, M. y Vásquez, A. (2020) Prospective of higher education in Latin America: look at internationalization and university integration. *Mktdescubre*, [S.l.], 1(1), 38 – 48.
- Fagnani, E. y Guimarães, J.R. (2017). Waste management plan for higher education institutions in development countries: the continuous improvement cycle model. *Journal of Cleaner Production*, 147, 108-118.
- Filgueira_Arias, C., y Gherab_Martin, K. (2020). Learning in Collaborative Work. *Edu Review. International Education and Learning Review / Revista Internacional De Educación Y Aprendizaje*, 8(3), 135-141.
- Gutierrez, A., et al. (2016). Advances in the valorization of waste and by-product materials as thermal energy storage (TES) materials, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59, 763-783.
- Hernández_Trasobares, A. y Lacuesta_Gilaberte, R. (2007). Conocimiento, innovación y emprendedores: camino al futuro. España, Universidad de La Rioja. pp. 30-43.
- Kim, S. (2013). Effects of the gamified class in engineering education environments. *J Converge Information Technol.*, 8, 253–260.
- Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. (2017), “Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions”, *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232.
- Luque, R., Clark, J.H. (2013). Valorisation of food residues: waste to wealth using green chemical technologies. *Sustain chem process*, 1, 10.
- Nolasco, E. et al. (2020). Characterization of solid wastes as a tool to implement waste management strategies in a university campus. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 1(1), 1-20.
- Prado, A.M., Arce, R., López, L.E., García, J., y Pearson, A. (2020). Simulations versus Case Studies: Effectively Teaching the Premises of Sustainable Development in the Classroom. *J Bus Ethics*, 161, 303–327.
- Rodić, L. y Wilson, D.C. (2017). Resolving Governance Issues to Achieve Priority Sustainable Development Goals Related to Solid Waste Management in Developing Countries. *Sustainability*, 9, 404.
- Santos, M.A. (2015). Corazones, no solo cabezas en la universidad. Los sentimientos de los estudiantes ante la evaluación. *Revista de Docencia Universitaria*, 13(2), 125-142.
- Safapour, E., Kermanshachi, S. y Taneja, P. (2019). A review of nontraditional teaching methods: Flipped classroom, gamification, case study, self-learning, and social media. *Education Sciences*, 9(4), 273.
- Scott, C. (2015). El futuro del aprendizaje 2 ¿Qué tipo de aprendizaje se necesita en el siglo XXI? Investigación y prospectiva en educación [documentos de trabajo, UNESCO]. Recuperado de: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002429/242996s.pdf>
- Tchobanoglous, G., Vigil, S., y Theisen, H. (1994). Gestión integral de residuos sólidos. España. Mc Graw Hill.



EFFECTIVIDAD DE LOS CONTENEDORES TEMPORALES DE RESIDUOS SÓLIDOS EN UNA IES; PERCEPCIÓN DESDE LA ÓPTICA ESTUDIANTIL

Hernández, Dora¹; Franco, Mónica²; Huerta, Aeugeni²; Venegas, Fernanda²; Melero, José¹

¹ Profesores de Desarrollo Sustentable y Matemáticas, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Mexicali, Av. Instituto Tecnológico s-n, Col. Elias Calles, Mexicali, B.C. México, cquimica@itmexicali.edu.mx

² Alumnos de Ingeniería Química Ambiental, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Mexicali, a16491083@itmexicali.edu.mx

Resumen

En la institución existen islas con contenedores temporales para recolectar los diferentes tipos de residuos, frecuentemente se colocan indistintamente los residuos en ellos. Se llevó a cabo una encuesta para analizar cual es la percepción que tienen los estudiantes sobre dichas islas para coadyuvar con las autoridades para promover que los contenedores se usen de forma óptima, además que los residuos que la institución genera, sean canalizados a reciclaje. La encuesta constó de 8 ítems, los resultados indicaron que el 70% de los alumnos de segundo semestre opina que los contenedores cumplen su función, en cambio el 15% del 7mo o adelante tiene una percepción desfavorable. El 60% de los encuestados está de acuerdo es que los contenedores están bien ubicados pero que hace falta colocar más; la mayoría opina que los residuos se encuentran mezclados porque los contenedores no tienen los señalamientos adecuados. Se propone que las ayudas visuales se cambien cada semestre, además que los directivos, docentes y los comités de alumnos promuevan una concientización constante del uso de las islas ecológicas a través de medios de comunicación, lonas con ayudas visuales y apoyo de alumnos de servicio social. Si no se actúa, la institución podría dejar pasar una buena oportunidad para recolectar los residuos con potencial de reciclaje y ofrecerlos para su disposición final a cambio de obtener una remuneración además de ayudar a preservar el medio ambiente tal y como lo menciona la política del sistema integral de gestión de la institución.

Abstract

In the institution there are stations with temporary containers to collect the different types of waste, frequently the waste is placed in them indiscriminately. A survey was carried out to analyze the perception that students have about these stations to help the authorities to promote the optimal use of containers and ensure that the waste generated by the institution is channeled to recycling. The survey consisted of 8 items, the results indicated that 70% of the second semester students believe that the containers fulfill their function, while 15% of the 7th or later have an unfavorable perception. Most of those surveyed agree that the containers are well located more than 60%, but that it is necessary to place more, the majority think that the waste is mixed because the containers do not have the appropriate signs. It is proposed that the signs on the containers be changed every semester, in addition that the directors, teachers and student committees promote constant awareness of the use of ecological stations, through the media, visual aids and with service students. Social. If no action is taken, the institution could miss a good opportunity to collect waste with recycling potential and offer it for final disposal in exchange for remuneration in addition to helping to preserve the environment as mentioned in the system's policy institutional waste management.

Palabras clave/keywords: *concientización, contenedores temporales, encuesta, reciclaje, residuos sólidos/ awareness, recycling, survey, solid waste, temporary bins*

1. Introducción

Un problema que aqueja a la sociedad actual es el manejo inadecuado de residuos sólidos (comúnmente se refieren a estos cuando se utiliza la palabra basura). Según Armijo de Vega (2012), las personas identifican la basura como un desperdicio o como todo lo que ya no sirve.

Los residuos que provienen principalmente de los hogares, oficinas, hoteles, centros comerciales, tiendas, escuelas, instituciones y servicios municipales como la limpieza de calles y el mantenimiento de áreas recreativas, son denominados Residuos Sólidos Municipales o Urbanos (RSM o RSU), representando entre el 70 % y el 80 % del total de toneladas de los residuos sólidos en el mundo.

La separación de la basura es una práctica que depende de la organización dentro del hogar, del tiempo disponible, y de factores externos que a veces, desaniman a la población. Sin embargo, hay personas que sí muestran preocupación por la adecuada separación de la basura, ya que consideran que es una práctica que tiene implicaciones higiénicas, de orden y que incluso tiene beneficios ambientales (Salgado, 2013).

Licy (2013) expresa que hay una diferencia significativa entre el saber que hay un problema, y el hacer algo para solucionarlo. Menciona además que existe una necesidad de hacerle ver a la comunidad el impacto de la práctica del manejo de los residuos por lo que es importante que la sociedad conozca como se debe realizar la disposición de basura, para rectificar la brecha que existe entre el conocimiento y la práctica. En la encuesta que realizó a alumnos de preparatoria, reveló que el 38% de los encuestados no realiza ninguna de las actividades o programas propuestos por su comunidad para la separación de residuos.

Betanzo-Quezada et al (2016) mencionan que la gestión de residuos sólidos urbanos es una tarea compleja que tiene implicaciones sociales, económicas, tecnológicas y ambientales para la sociedad y para las administraciones locales, resulta preocupante que a nivel mundial México se encuentra en las primeras posiciones de contaminación por residuos sólidos por lo que es necesario por parte de las autoridades, encontrar y evaluar los sitios óptimos para que al momento de disponer los residuos contaminen lo menos posible. La recolección de residuos sólidos urbanos depende del nivel en que se desarrolle el individuo, sobre todo a nivel educativo, Cañedo-Villareal et al (2015) realizaron una investigación donde encontraron que dependiendo del grado escolar de un individuo, es la cantidad de residuos que genera.

La educación ambiental es un tema altamente relevante en México, pero es más relevante aún implementar programas donde se tome conciencia y pasión por el medio donde habitamos, esto depende también del género, pues las mujeres tienden a tener conductas mucho más humanitarias y serviciales que los hombres (Espejel et al, 2014). Incluir activamente a docentes, estudiantes y administrativos en los programas de disposición de residuos en las IES, ayuda a encontrar posibles fallas en el sistema de recolección de estos, desde el uso de los contenedores hasta la disposición final, incluyendo todos aquellos que sean susceptibles de aprovechamiento; provocando con esto un ganar-ganar en todos los miembros de la institución.

2. Metodología

Este artículo fue elaborado en el Instituto Tecnológico de Mexicali (ITM) con el fin de conocer, desde el punto de vista de los estudiantes de Ingeniería Química de esta casa de estudios, si los contenedores para residuos sólidos colocados en diferentes puntos de la institución son usados correctamente, que problemas presentan, que perciben con las ayudas visuales, entre otras cosas. Se llevó a cabo a través de una encuesta que constó de 8 ítems a una población muestra de 60 alumnos de diferentes semestres de la carrera de Ingeniería Química.

El número de estudiantes inscritos de esta carrera es de 300. El tamaño de la muestra fue de 56 encuestados con un nivel de confianza del 95% (Wadsworth et al, 1986).

La encuesta, por cuestiones sanitarias debidos a la pandemia del SARS-COV2 (COVID 19) se llevó a cabo a través de Internet, la cual contestaron 60 alumnos. Las respuestas se dieron de acuerdo a la escala de Likert (completamente de acuerdo/de acuerdo/no estoy seguro/en desacuerdo/completamente en desacuerdo) y se usó Excel como herramienta para el análisis de resultados.

3. Resultados

Los resultados obtenidos no muestran alumnos de 1er semestre porque no se les envió la encuesta a ellos por ser de nuevo ingreso y no conocer la institución de manera presencial (en ese semestre se iniciaron con clases a distancia). Ningún estudiante de 5to semestre contestó la encuesta y por ser pocos, se agruparon los resultados del 7mo semestre en adelante (hasta el 13avo).

La figura 1 muestra la distribución de encuestados por semestre(%), los de 2do semestre fueron los más participativos con un 33%. Los menos participativos fueron los de 6to semestre con un 12%.

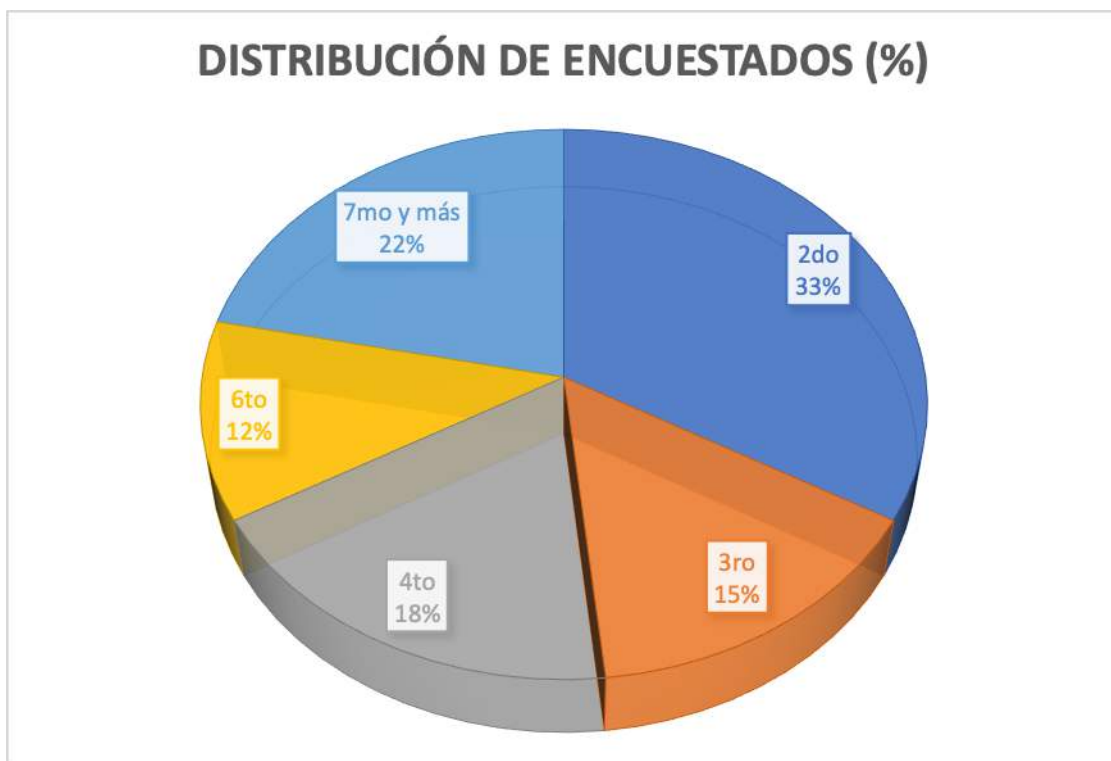


Figura 1. Distribución de semestres de los encuestados

En la figura 2 se muestra la opinión que tienen los estudiantes acerca del funcionamiento de los contenedores colocados en las islas ecológicas de la institución. Como se observa, en todos los semestres es recurrente en una buena proporción el que no están seguros acerca del funcionamiento de estos. Además, del séptimo semestre en adelante se muestran en desacuerdo o completamente en desacuerdo un porcentaje mayor que los demás (53%).

Opinión funcionamiento de contenedores (%)

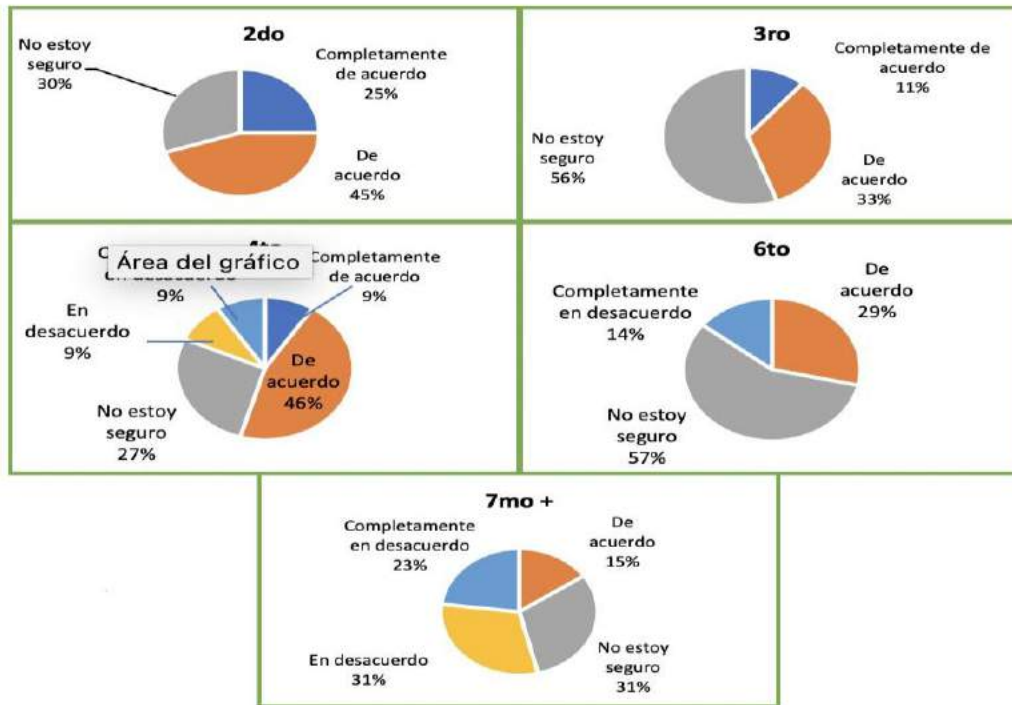


Figura 2. Opinión de funcionamiento por semestre

En la figura 3 se observan las opiniones que dieron los encuestados en relación a la ubicación de los contenedores, observándose en todos los casos que tienen buena ubicación.

Opinión sobre la ubicación de los contenedores (%)

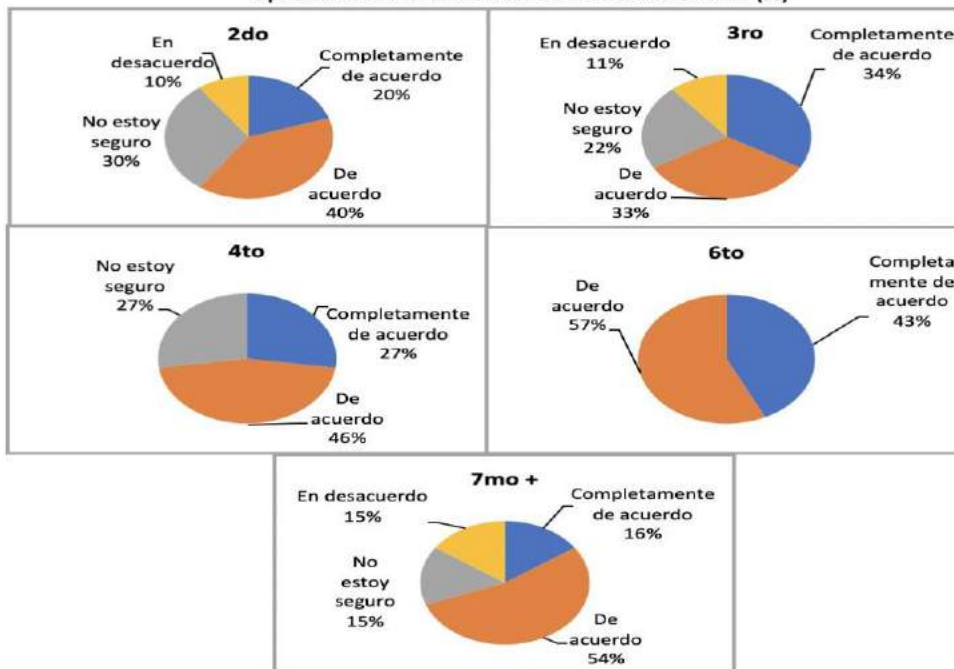


Figura 3. Opinión sobre ubicación de contenedores

En una gran mayoría, los estudiantes de todos los semestres opinan que los demás compañeros no respetan los señalamientos que tienen los contenedores para disponer los residuos (figura 4).

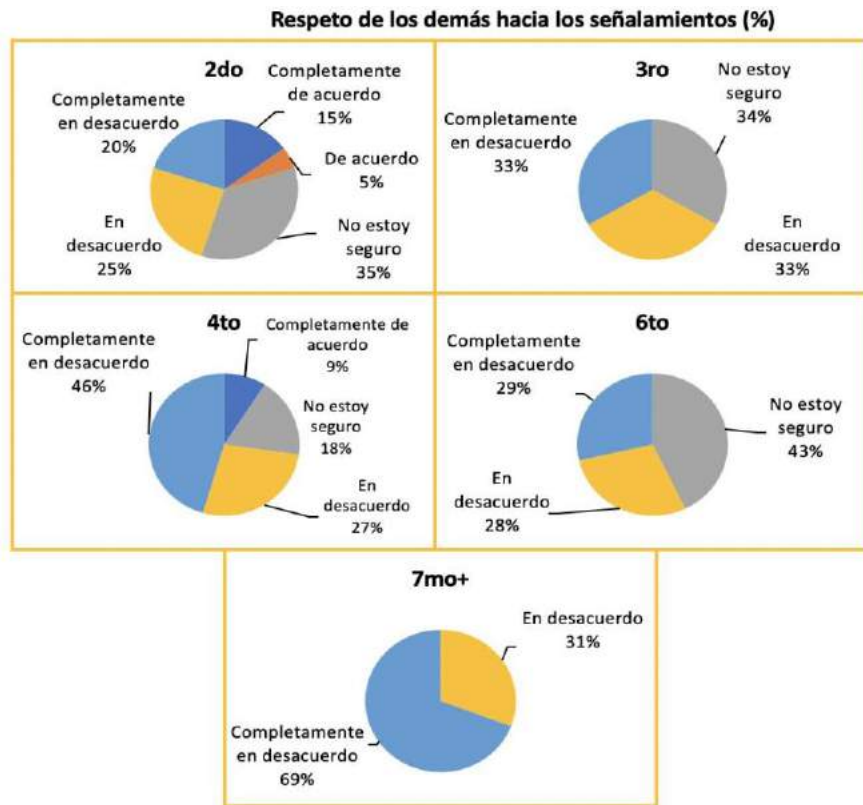


Figura 4. Como observan los estudiantes a sus compañeros en relación a una correcta disposición

La figura 5 muestra la opinión que tienen los estudiantes con respecto a la disposición final de los residuos.

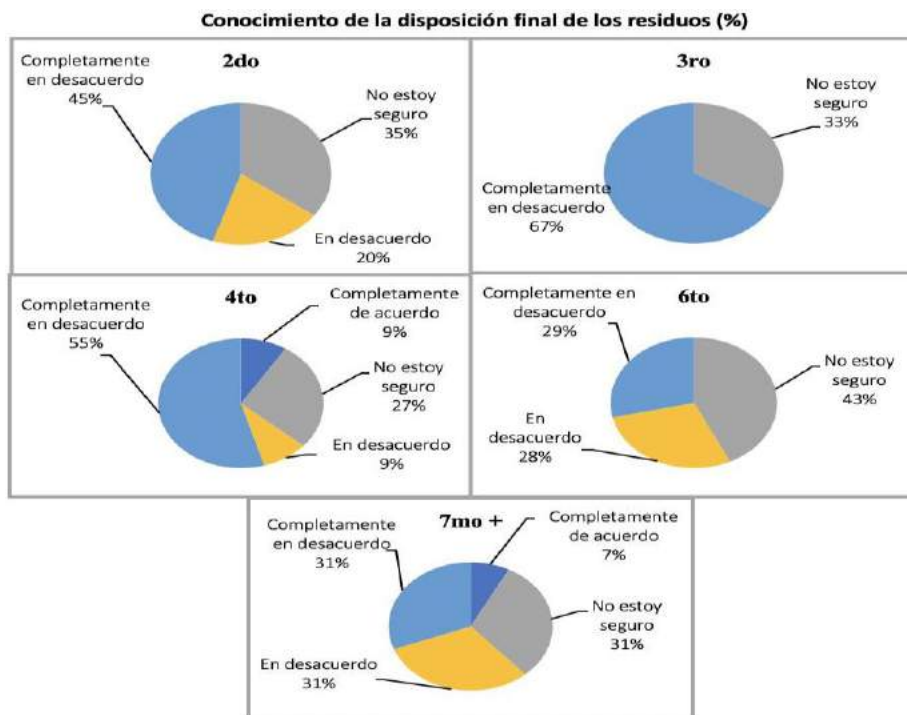


Figura 5. Opinión sobre la disposición final de los residuos

Conocer por parte de todos los miembros de la institución a donde van a parar los residuos que se generan, es una manera de buscar retroalimentación para mejorar este importante sistema, en este caso se observa que la mayoría tiene una opinión de desacuerdo con respecto a este tema, esto hace ver que se necesita una participación más proactiva de las autoridades del plantel para liderar la gestión de residuos.

4. Conclusiones

En general, los encuestados tienen una opinión favorable de las islas ecológicas para la recolección de residuos, consideran que las islas están bien ubicadas y que son suficientes pero se pueden colocar más, en los aspectos negativos mencionan que no se respetan los señalamientos o etiquetas que tienen los contenedores con ayudas visuales para la correcta disposición con lo cual se observa hay un área de oportunidad en el aprecio que tienen hacia el entorno con respecto a los residuos sólidos. Los alumnos de primeros semestres (entre segundo y cuarto) tienen una percepción favorable de la disposición de los residuos, esto debido a que apenas están conociendo la institución, la mitad de los encuestados dijo no tomarse el tiempo para ver las ayudas visuales que hay en los contenedores para depositar los residuos correctamente, la mayoría de ellos no conoce o tiene una opinión negativa en lo que respecta a la disposición final de los residuos, también la mayoría de ellos tiene una percepción negativa acerca del trabajo que realizan los directivos en este tema.

Es bueno señalar que los encuestados tienen buena actitud para participar en la disposición de los residuos, pero necesitan el liderazgo de las autoridades, ellos proponen un sistema de ganar-ganar; esto es que la institución, además de liderar en este sistema, ayude con becas alimenticias, créditos complementarios, servicio social, entre otros, para que juntos, directivos y estudiantes lleven a cabo con éxito el sistema de gestión integral de los residuos.

Fuentes de Información

Armijo de Vega, C., Puma Chávez, A., & Ojeda Benítez, S. (2012). EL CONOCIMIENTO DE LOS HABITANTES DE UNA CIUDAD MEXICANA SOBRE EL PROBLEMA DE LA BASURA . *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27-35.

Betanzo Quezada, E., Torres Gurrola, M. Á., Romero Navarrete, J. A., & Obregón Biosca, S. A. (2016). Evaluación de rutas de recolección de residuos sólidos urbanos con apoyo de dispositivos de rastreo satelital: análisis e implicaciones.

C.D. Licy, R. V. (2013). Awareness, Attitude and Practice of School Students towards Household Waste. *Journal of Enviroment*.

Espejel Rodríguez, A., Flores Hernández, A., & Castillo Ramos, I. (2014). Educación ambiental en el nivel medio superior, desde la perspectiva de género, Tlaxcala, México. *ISSN 1409-4258*.

Salgado-López, J. A. (2012). Residuos sólidos: percepción y factores que facilitan su separación en el hogar. El caso de estudio de dos unidades habitacionales de Tlalpan . *Quivera*, 91-112 .

Wadsworth, Harrison, Stephens, Kenneth & Godfrey, Blanton. (1986). Modern methods for quality control and improvement. John Wiley & Sons, Inc. USA. Pp495.



EXPERIENCIAS E IMPACTO EDUCATIVO DEL PROYECTO PUNTO DE ENTREGA VOLUNTARIA DE MATERIALES PARA EL REUSO Y EL RECICLAJE EN LAS COMUNIDADES DE LA CIUDAD DE MÉRIDA, VENEZUELA

Runfol Medrano, Jose¹; Matos Ladera, Fanny²

¹Circuito Universidad de Los Andes para el Manejo de los Desechos CIULAMIDE, Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes, Núcleo Universitario Pedro Rincón Gutiérrez, sector La Hechicera, Mérida, Venezuela, runfolamedrano@yahoo.com

²Dirección General de Extensión, Rectorado, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela, fannyeglee.matos@gmail.com

Resumen

El proyecto Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje que viene desarrollando el CIULAMIDE tiene como propósito, propiciar el intercambio de saberes académicos y comunitarios, promoviendo la reducción, la clasificación selectiva y la valorización de los residuos y desechos sólidos generados en nuestras actividades diarias, principalmente dentro de nuestros hogares, posibilitando la reincorporación de estos materiales al proceso productivo con el desarrollo de líneas de investigación, el fortalecimiento de emprendimientos comunitarios, en el marco de la transformación social de la ciudad de Mérida. Con el presente artículo queremos dar a conocer las experiencias y el impacto educativo que ha tenido el proyecto a lo largo de los últimos 8 años, con la realización de jornadas sistemáticas, aplicando la metodología investigación acción participativa, se ha logrado realizar 60 jornadas en los espacios universitarios del CIULAMIDE, con alta participación ciudadana y un promedio de recuperación estimada en 2 toneladas de residuos sólidos por jornada. Asimismo luego de un proceso de sensibilización, capacitación y acompañamiento, se ha consolidado una red de puntos de entrega voluntaria de materiales para el reuso y reciclaje en 5 sectores de la ciudad. En conclusión el proyecto ha potenciado un proceso de educación para el desarrollo sostenible de los ciudadanos haciendo énfasis en la gestión integral de los residuos y desechos sólidos, fomentado interrelaciones socio-productivas en función de la valorización de los residuos sólidos a través del reuso y el reciclaje, incentivado el desarrollo de líneas de investigación en los diferentes niveles educativos.

Abstract

The project Voluntary Delivery Points of Materials for Reuse and Recycling that CIULAMIDE has been developing aims to promote the exchange of academic and community knowledge, promoting the reduction, selective classification and valorization of waste and solid waste generated in our daily activities, mainly within our homes, enabling the reincorporation of these materials into the production process with the development of lines of research, the strengthening of community enterprises, within the framework of the social transformation of the city of Mérida. With this article we want to publicize the experiences and educational impact that the project has had over the last 8 years, with the realization of systematic conferences, applying the participatory action research methodology, it has been possible to carry out 60 days in the CIULAMIDE university spaces, with high citizen participation and an estimated recovery average of 2 tons of solid waste per day. Likewise, after a process of awareness, training and support, a network of points of voluntary delivery of materials for reuse and recycling has been consolidated in 5 sectors of the city. In conclusion, the project has promoted an education process for the

sustainable development of citizens, emphasizing the integral management of waste and solid waste, fostering socio-productive interrelationships based on the valorization of solid waste through reuse and recycling, encouraging the development of lines of research at different educational levels.

Palabras clave/keywords: *educación, participación, reducción, separación, valorización/ education, participation, reduction, separation, appreciation.*

1. Introducción

Con el presente artículo queremos dar conocer las experiencias y el impacto educativo que ha tenido el desarrollo del proyecto *Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje*, que viene desarrollando el Circuito Universidad de Los Andes para el Manejo Integral de los Desechos (CIULAMIDE), conjuntamente con la Dirección General de Extensión de la Universidad de Los Andes (DIGEX-ULA), en las comunidades de la ciudad de Mérida, Venezuela, desde el año 2012 hasta el presente.

Es necesario desarrollar actividades y experiencias vivenciales para la sensibilización y toma de conciencia de los ciudadanos, acerca de los efectos que tienen sus decisiones cotidianas en el ambiente y como ir del hecho individual a lo colectivo bajo el esquema de responsabilidad ambiental. Este proyecto se sustenta en la Acción Voluntaria [1] y la Participación Ciudadana [2], condiciones que se manifiestan en la entrega los materiales según los requerimientos de limpieza y clasificación establecidos por el CIULAMIDE, sin recibir un incentivo individual a cambio. Asimismo todas las personas que realizan el trabajo de organización, recepción, registro, clasificación, pesaje, transporte y acopio de los residuos, lo hacen sin percibir remuneración alguna. La mayoría de los voluntarios son integrantes de las propias comunidades; también se cuenta con la valiosa participación de estudiantes de pregrado que realizan con nosotros su *Servicio Comunitario* (deben cumplir 120 horas en trabajos comunitarios antes de recibir su título profesional) [3] y estudiantes de bachillerato en *Labor Social* (deben cumplir 60 horas en trabajos comunitarios antes de recibir su título de bachiller) [4].

Entre los resultados podemos señalar la realización de 60 Jornadas, con una participación estimada de 200 personas entre usuarios y voluntarios, la recuperación promedio es de 2 toneladas de residuos sólidos, alcanzando las 3 toneladas en jornadas pico (de mayor incidencia). Se desarrollan varias líneas de investigación, entre ellas: “Producción de Nuevos Materiales Combinando Diferentes Polímeros” conjuntamente con el Laboratorio de Físicoquímica Orgánica de la Facultad de Ciencias, la Escuela de Diseño Industrial de la Facultad de Arquitectura y Diseño Industrial y el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad de Los Andes (ULA).

De igual forma se fomentan emprendimientos socio-productivos a través del reuso y el reciclaje de los materiales recibidos en los Puntos. Es importante resaltar que en el marco del proceso de capacitación se han dictado charlas, cursos y talleres, en escuelas, liceos, universidades e instituciones públicas y privadas. Se realizó el primer curso de Formación de Promotores en Gestión Integral de Residuos Sólidos, dirigido a líderes comunitarios que actuaran como multiplicadores en las comunidades.

2. Metodología

La metodología del proyecto se fundamenta en el proceso de Proyección Ambiental (FLACAM) [5], y la metodología Investigación Acción Participativa, incorporando aspectos metodológicos y estrategias creativas producto de la investigación y experiencias propias del CIULAMIDE. Para lograr un verdadero cambio de paradigma, se amerita de planes, programas y proyectos educativos sostenidos en el tiempo, que trasciendan los distintos ámbitos de educación convencional y fomenten la creación de nuevos espacios de formación donde se forjen aprendizajes significativos. El hecho educativo trasciende los hábitos y transforman los modelos establecidos.

En este marco de ideas se concibe el propósito fundamental de este proyecto: *Propiciar espacios de encuentros que favorezcan el intercambio de saberes académicos y comunitarios, a través de los “Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales de Desechos para el Reuso y Reciclaje” promoviendo así la clasificación selectiva, la reducción, el reuso y el reciclaje de los residuos y desechos sólidos generados en nuestras actividades diarias, principalmente dentro de nuestros hogares, posibilitando la reincorporación de estos materiales al proceso productivo, con el desarrollo de líneas de investigación, y el fortalecimiento de cooperativas, microempresas, recuperadores comunitarios, en el marco de la transformación social de la ciudad de Mérida.* [6]

Se ha considerado el Punto de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje como espacio simbólico o modelo de cambio dentro de ciudad de Mérida [4]. Constituyendo un factor de estímulo para el efecto multiplicador de las buenas prácticas en gestión de residuos sólidos en las comunidades [7].

El CIULAMIDE formula en el año 2010 el *Plan Rector de Gestión Integral de Residuos Sólidos de la Universidad de Los Andes (GIDULA)*. Este esfuerzo se ve reforzado con el apoyo de la Dirección General de Extensión de la Universidad de la Universidad de Los Andes (DIGEX-ULA), mediante la elaboración conjunta del *Plan de educación ciudadana, inclusión social, emprendimiento e innovación productiva, en la gestión integral de los residuos y desechos sólidos para el estado Bolivariano de Mérida*, en el año 2018.

En el Plan GIDULA, se planteó la creación de 3 Puntos de Entrega Voluntaria, en los espacios de la ULA, los cuales estarían ubicados en la zona norte (Núcleo Universitario Pedro Rincón Gutiérrez), zona centro (Facultad de Medicina) y zona sur (Núcleo Universitario Campo de Oro). El primer Punto de Entrega Voluntaria del CIULAMIDE se inicia en las instalaciones del Jardín Botánico de Mérida, el 26 de enero del año 2012 (ver Figura 1). Posteriormente se traslada a los espacios de la Facultad de Ciencias de la ULA, en la misma zona norte (ver Figuras 2 y 3).



Figura 1. Punto en el Jardín Botánico Figura 2. Punto en la Fac. de Ciencias Figura 3. Punto en la Fac. de Ciencias

En el marco del proyecto se planifican jornadas de recepción de materiales, charlas, cursos y talleres de uso creativo de los residuos, aprovechamiento de la materia orgánica, proyección de videos, juegos ecológicos, presentaciones musicales, cuenta cuentos, títeres, teatro, entre otras actividades para promover la cultura de reducción, el reuso y el reciclaje. Para la ejecución de cada jornada del PEVMRR, se divide el espacio físico en 6 áreas de trabajo: Recepción de los materiales, información, promoción, capacitación, alimentación, y pesaje. Por ahora solo se reciben, plásticos, vidrios, metales, papel y cartón. Las jornadas de recepción de materiales se planifican al inicio del año, organizadas en un calendario y se realizan mensualmente. (Ver Figura 4).



Figura 4. Calendarios de las jornadas de recolección del CIULAMIDE

Las comunidades que están reproduciendo la propuesta, asumen la organización de sus Puntos de Entrega Voluntaria con carácter autónomo. No obstante, para ser avalados por la ULA, deben seguir los siguientes lineamientos: **A. Respetar los criterios para la recepción de los materiales de reuso y reciclaje explícitos del CIULAMIDE.** **B. Establecer un cronograma de actividades.** **C. Elaborar y publicar el calendario de cada jornada.** **D. Llevar registro, control y seguimiento de usuarios y voluntarios.** **E. Realizar control y registro de la información cualitativa y cuantitativa generada en las actividades propias de cada jornada de trabajo.** **F. Registro y pesaje de los materiales descartables (desechos).** **G. Fomentar relaciones de cooperación y fortalecimiento con los recuperadores.** **H. Empezar programas de capacitación y asesoramiento a las comunidades.** **I. Incorporar las instituciones educativas en las actividades.** **J. Propiciar relaciones de cooperación con industrias, empresas, comercios, iglesias, organizaciones y actores sociales de la comunidad.** **K. Suministrar los datos obtenidos, para el análisis y alimentación la base general de datos del CIULAMIDE.**

3. Resultados.

-El proyecto ha permitido desarrollar la capacitación a través del curso de promotores ambientales en gestión integral de los residuos y desechos sólidos, efectuado en el año 2018. Se realizó un proceso educativo dirigido a los diversos grupos de estudiantes de secundaria y universitarios a través de los programas de Labor Social y Servicio Comunitario respectivamente. Asimismo se dictaron charlas de inducción dirigidas a los voluntarios los días previos a la realización de cada Jornada del Punto.

- Se observa un aumento progresivo de participación en las actividades del Punto, se realizaron 60 Jornadas con una participación estimada de 200 personas, entre usuarios y voluntarios. En el lapso comprendido entre los años 2012 y 2019, se han registrado un total de 1078 personas (ver Figura 5).

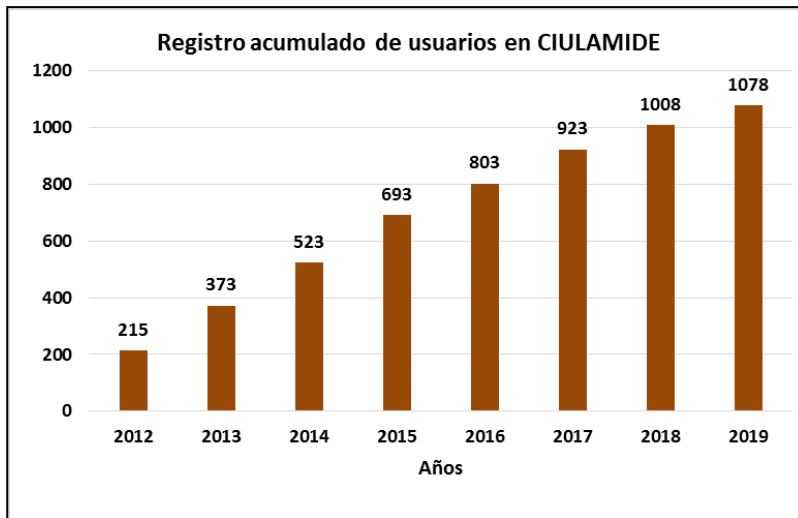


Figura 5. Usuarios registrados por año en el Punto del CIULAMIDE

- La recuperación de materiales plásticos, papel, cartón, vidrio y metales en cada jornada mensual ejecutada. Se estima una recuperación promedio de 2 toneladas, alcanzando más de 3 toneladas en jornadas pico (de mayor incidencia), como se puede apreciar en el gráfico referencial del año 2015 (ver Figura 6).

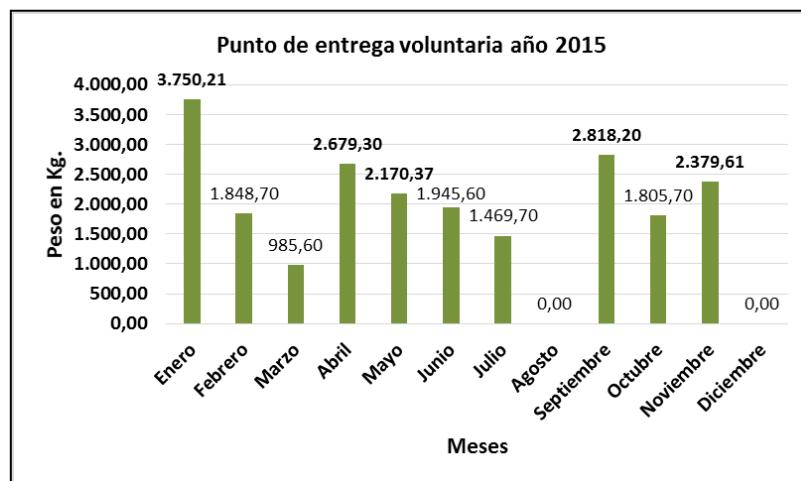


Figura 6. Material recibidos en Kg. por mes durante el año 2015

- Los usuarios manifiestan haber cambiado sus hábitos de consumo y de gestión de los residuos y desechos en los hogares, realizan la separación, retención del material y la entrega en condiciones limpias de forma disciplinada en las fechas fijadas en el calendario programado para cada año. Esto se evidencia en la mejora de las condiciones de los materiales que se reciben.

- Con la iniciativa y motivación de las comunidades se pudo organizar y consolidar 05 nuevos Puntos en diferentes sectores de la ciudad: *Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo (MINEC); Corredor Ambiental Los Chorros de Milla; Independencia Limpia y Verde; Urbanización Humboldt, Parroquia Verde; Universidad Politécnica Territorial Kleber Ramírez. Orientados a la conformación de una red de Puntos de Entrega Voluntaria de materiales para el Reuso y el Reciclaje en la ciudad de Mérida.*

4. Conclusiones

Es importante resaltar la activa participación y el empoderamiento de las comunidades en todos los aspectos organizativos y operativos para la puesta en funcionamiento de cada uno de los nuevos Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje, manifestando su carácter autónomo, lo cual permite al CIULAMIDE avanzar en la asesoría y acompañamiento para la creación de Puntos de Entrega Voluntaria en otros sectores, al tiempo que atiende sus actividades propias de investigación y docencia. El efecto multiplicador se produce, inducido por el acelerado deterioro del servicio de aseo urbano y el posterior cierre del botadero de basura, lo que ocasiono una emergencia en materia de desechos y residuos sólidos, nunca antes vista en la ciudad. Ante esta situación, las comunidades organizadas, demandaron la atención inmediata a sus solicitudes de organización de nuevos Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y Reciclaje. Lo anteriormente expuesto evidencia la necesidad de estructurar la Red de Puntos de Entrega Voluntaria de Materiales para el Reuso y el Reciclaje.

5. Referencias

[1] Asociación de Impositores y Usuarios de Bancos y Cajas de Ahorros de Aragón (AICAR-ADICAE) Consumidores críticos, responsables y solidarios. (28 de septiembre de 2019, 9:44 p.m.). *EL VOLUNTARIO Y SUS VALORES*. <https://www.adicae.net/voluntariado/contenido.html>.

[2] Constitución Nacional de la República Bolivariana de Venezuela (2000), artículo 132.

[3] Ley de Servicio Comunitario del Estudiante Universitario, Gaceta Oficial Número: N° 38.272 del 14-09-05, 30/08/2005.

[4] Reglamento General de la Ley Orgánica de Educación de la República Bolivariana de Venezuela, artículo 28, 13/08/2009.

[5] Pesci, L., Pesci, R., Pérez, J. (2007). *Proyectar La Sustentabilidad. Enfoque Metodológico de FLACAM para proyectos de sustentabilidad*. Editorial CEPA. La Plata -Argentina.

[6] Ron, Y., Matos F. (01-15 de septiembre 2010). *Gestión para la sustentabilidad del territorio a partir del manejo integral de los desechos*. 3º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, Joao Pessoa, Brasil.

[7] Centro de Documentación y Estudios SiiS, Gobierno Vasco en colaboración con las Agencias de Voluntariado Bolunta, Gizalde y Erdu y el Consejo Vasco del Voluntariado. (2011). *Tendencias, innovaciones y buenas prácticas Internacionales en el ámbito del voluntariado*, página 23. España.



Vinculando a la comunidad para la co-creación de barrios sostenibles: El caso de “Comunidad Laboratorio”

Munizaga-Plaza, Juan Antonio¹; Vallone, Andrés²

¹ Escuela de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente, Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, 1781421 Coquimbo, Chile, juan.munizaga@ucn.cl

² Escuela de Ciencias Empresariales, Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, 1781421 Coquimbo, Chile, avallone@ucn.cl

Resumen

En este artículo se propone y aplica una metodología basada en el modelo de innovación de la quintuple hélice que utiliza el proyecto colaborativo y de ciencia ciudadana denominado Comunidad Laboratorio, para realizar una evaluación comparativa de indicadores ambientales aplicados a viviendas unifamiliares. Para analizar el comportamiento de la población, se categorizan los grupos socioeconómicos identificados en los domicilios participantes, se estudia la caracterización de residuos, tasa de generación de residuos, tasa de consumo hídrico y tasa de consumo eléctrico per cápita. La metodología fue aplicada durante 2018 y 2019 a 54 domicilios de dos barrios en la ciudad de Coquimbo, Chile. Los domicilios analizados en los barrios de San Juan y Guayacán, el 61,1 % y 55,6 % respectivamente, se identifican como grupos socioeconómicos de estratos vulnerables y de escasos recursos. Un 81,3 % y 82,6 % de sus residuos tienen potencial reciclable y presentan una fracción orgánica de 56,3 % y 56,8 %, respectivamente. La tasa de generación de residuos, tasa de consumo hídrico y tasa de consumo de electricidad per cápita se observa un promedio de la muestra de 0,61 kg/habitante/día y 0,54 kg/habitante/día, 1,83 kWh/habitante/día y 1,63 kWh/habitante/día, 160,7 L/habitante/día y 162,5 L/habitante/día, respectivamente. Estos resultados preliminares forman parte de la línea base de diagnóstico y establecen los valores objetivo que se buscarán disminuir a través de charlas de buenas prácticas ambientales entregadas a los vecinos con el fin de generar y promover un desarrollo sostenible para la sociedad desde una perspectiva local y global.

Abstract

This article proposes and applies the methodology based on the Quintuple Helix innovation model used by the collaborative and citizen science project called Comunidad Laboratorio, to carry out a comparative evaluation of environmental indicators applied to single-family households. A single-family household environmental indicators evolution. To analyze the population's behavior, the socioeconomic groups identified in the participating households are categorized. In addition, the waste characterization, the waste generation rate, the water consumption rate, and the per capita electricity consumption rate were studied. The methodology was applied during 2018 and 2019 to 54 households in two neighborhoods in Coquimbo, Chile. It is noteworthy that, the households analysed in the neighbourhoods of San Juan and Guayacán, 61,1% and 55.6% respectively, identify themselves as being socioeconomically vulnerable with limited resources. The 81.3% and the 82.6% of its waste has recyclable potential and has an organic fraction of 56.3% and 56.8%, respectively. The average per capita waste generation rate is 0.61 kg/inhabitant/day and 0.54 kg/inhabitant/day, the average per capita electricity consumption rate is 1.83 kWh/inhab/day and 1.63 kWh/inhab/day, and the average per capita water consumption rate is 160.7 L/inhabitant/day and 162.5 L/inhabitant/day. These preliminary results are part of the diagnostic baseline and establish the target values that will be reduced through talks on good environmental practices given to neighbors in order to generate and promote sustainable development for society from a local and global perspective.

Palabras clave/keywords:

Residuos domiciliarios, caracterización, consumo hídrico, consumo eléctrico, grupos socioeconómicos.

1. Introducción

Una de las estrategias para reducir rápidamente la tasa de calentamiento y contribuir significativamente a los esfuerzos mundiales para limitar el aumento de temperatura es la reducción de las emisiones de metano causadas por el hombre (UNEP-CCAC, 2021). En el sector de los residuos, vertederos y las aguas residuales representan aproximadamente el 20 % de las emisiones. Como medidas para reducir las emisiones de metano del sector de residuos se proponen la separación en origen de residuos domésticos con reciclaje/reutilización; sin vertederos de residuos orgánicos; el tratamiento con recuperación de energía o la recolección y quema de gas de vertedero (UNEP-CCAC, 2021).

Chile ha enfrentado este desafío global implementado mejoras en el marco normativo de residuos promulgando la Ley N° 20.920 (2016), que establece el Marco para la gestión de residuos, la responsabilidad extendida del productor y fomento al reciclaje (Ley REP). Chile cuenta además con la Política Nacional de Residuos Sólidos 2018 – 2030 que establece las directrices para la gestión integral de los residuos (SUBDERE, 2018) y la propuesta de Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos 2020 – 2040, donde se establece como meta reciclar el 66 % de los residuos orgánicos al 2040 (ENRO, 2020). Adicionalmente, existen estrategias para el uso eficiente de los recursos energéticos mediante la Estrategia Nacional de Energía para el período 2012 – 2030 (ENE, 2012) y el uso eficiente del recurso hídrico propuesto en la Estrategia Nacional de Recursos Hídricos 2012-2025 (ENRH, 2012).

Sin embargo, a pesar de los esfuerzos globales y locales, es posible notar la existencia de efectos del cambio climático. Particularmente en Chile, el cambio climático ha generado cambios en las condiciones generales de precipitaciones (Williams, 2017), causando escasez de agua para consumo humano y para regadío en algunos poblados (ODEPA, 2017, Pizarro-Araya et al., 2009) situación que afecta directamente a la población, la productividad y salud de los ecosistemas, la pérdida de biodiversidad y a la seguridad alimentaria (Bergamini et al., 2017, MMA, 2020, Verichev et al., 2020).

Esta situación manifiesta la necesidad que las universidades, no solo investiguen fenómenos (causas y efectos), sino que se transformen en líderes en la generación de proyectos de mitigación y adaptación al cambio climático, así como también, proyectos disruptivos de innovación abierta y colaborativa basados en el modelo de innovación de la quintuple hélice. Este modelo teórico de innovación se basa en cinco subsistemas (1. Subsistema de educación superior, 2. Subsistema económico: industria, empresas, 3. Subsistema político, 4. Subsistema de la sociedad civil y 5. Subsistema del entorno natural: medio ambiente) que intercambian conocimiento entre sí, con el fin de generar y promover un desarrollo sostenible para la sociedad desde una perspectiva local y global (Carayannis et al., 2012, Durán-Romero et al., 2020).

En este entorno surge la iniciativa de Comunidad Laboratorio, proyecto de innovación social, colaborativo y de ciencia ciudadana que busca educar, transformar y generar barrios sostenibles con una mayor conciencia ambiental y social. Este proyecto se inicia en 2018 donde participan la academia (Escuela de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente en la Universidad Católica del Norte sede Coquimbo), gobierno local (Municipalidad de Coquimbo), sociedad civil (juntas de vecinos), empresa privada (COPEC S.A.) y el medio ambiente. El cumplimiento del objetivo del proyecto fortalece la vinculación de los cinco actores de la quintuple hélice y su aplicación permite enfrentar el cambio climático mediante la educación socioambiental a los vecinos de un barrio o comunidad, donde se les capacita sobre el consumo responsable y economía en el hogar, prevención y minimización en la generación de residuos, reutilización, reciclaje, compostaje y la optimización del uso de recursos hídricos y energéticos. Todo esto con miras a realizar sinergias entre distintos actores para mejorar la calidad de vida de los vecinos participantes.

Este artículo tiene como objetivo mostrar la metodología utilizada para el desarrollo de Comunidad Laboratorio a fin de incentivar a otros actores educacionales a replicar el proyecto y de esta forma, contribuir como agentes de cambio a la mitigación y adaptación del cambio climático.

Es posible encontrar iniciativas como estas en otras partes del mundo, como es el caso de los programas “Hogares Verdes” en España (MITECO, 2020), “Transition Towns” en Reino Unido (Transition Research Network, 2013), “EcoDistricts” en EE.UU. (Waddick, 2014), “Ecobairro” en Brasil (Instituto Ecobairro Brasil, 2020), “Quiero Mi Barrio” (Decreto Supremo N°31, 2017) y “Barrio Sustentable” (MMA, 2021) en Chile, entre otros.

En las siguientes secciones se presentan los casos de aplicación y los principales elementos metodológicos, se dan a conocer los resultados de la aplicación a dos casos prácticos de estudio, destacando las experiencias aprendidas y los principales elementos asociados a la generación per cápita y caracterización de residuos, así como los consumos per cápita de agua y electricidad de los domicilios participantes. La última sección presenta las principales conclusiones del trabajo.

2. Metodología

2.1 Áreas de aplicación

El proyecto Comunidad Laboratorio se aplicó inicialmente en la ciudad de Coquimbo (Chile) en 2018 en el barrio de San Juan y en 2019 en el barrio de Guayacán con una muestra inicial de 23 y 50 domicilios voluntarios. No obstante, y a pesar de presentar una actitud positiva a la colaboración, no todos los domicilios participaron activamente de proceso, lo que redujo la muestra a 18 domicilios en San Juan y 36 domicilios en Guayacán, con una población de 150 y 67 personas, y una relación habitante/vivienda de 3,72 y 4,17, respectivamente. Se eligieron estos barrios de la ciudad debido a que poseen puntos de reciclaje y la municipalidad ha desarrollado programas de educación ambiental en el territorio.

Los domicilios participantes fueron codificados y georeferenciados. También se consideró la ubicación de los puntos de reciclaje cercanos a los barrios en estudio. La caracterización de los domicilios participantes se realizó mediante una encuesta de percepción de consumo y reciclaje. La muestra respecto a características demográficas presenta una distribución similar entre sexo masculino y femenino (49 % y 51 %), que pertenecen mayoritariamente a grupos socioeconómicos de estratos vulnerables y escasos recursos (61,1 % San Juan y 55,6 % Guayacán), con jefes de hogar de un nivel de escolaridad promedio de 11 años y un sueldo promedio de ocupación principal cercano a los 167 USD.

2.2 Metodología de aplicación

La aplicación del proyecto se inicia con la coordinación de reuniones de parte de la Universidad como representante del subsistema educacional para difundir el proyecto entre otros actores clave. En este caso se elige a la Municipalidad de Coquimbo como representante del subsistema político, la gerencia de la empresa COPEC S.A. representa al subsistema económico y las juntas de vecinos de los barrios en estudio como representantes del subsistema civil. Posteriormente, junto a las juntas de vecinos se identifica y se recoge la información de contacto de los vecinos jefe de hogar de los domicilios que desean participar del proyecto. Una vez conformado el grupo de interés, se realiza la encuesta de percepción y consumo, y se solicitan los recibos de consumo mensual de agua (m³) y electricidad (kWh) para determinar el consumo per cápita por día de agua (m³/habitante/día) y el consumo per cápita de electricidad (kWh/habitante/día).

La vinculación general entre actores se logró a partir de la generación de convenios de colaboración, lo que permitió que la Municipalidad se vinculara con la Universidad para apoyar al proyecto con el personal técnico de la Secretaría Comunal de Planificación, Departamento de Gestión Ambiental y Dirección de Desarrollo Comunitario. Por otro lado, el subsistema económico se vinculó con el político para colaborar en acciones en el territorio y estos dos se vincularon con el subsistema civil a partir de la Mesa de Gobernanza Ambiental. Durante todo el proceso, la Universidad actúa como ente regulador y coordinador, asumiendo de esta forma un rol protagónico para el desarrollo de este proyecto. Las relaciones generadas entre la sociedad civil y la comunidad se manifiestan en la mejora de equipamiento e infraestructura pública de los barrios. La realización del proyecto generó una relación entre la sociedad civil y el subsistema económico

reflejada en la responsabilidad social empresarial de la empresa COPEC S.A. con las juntas de vecinos. Una de las relaciones que pretende reforzar la realización de este proyecto está centrada en la vinculación entre la academia y la sociedad civil. Esto se logra a partir de la cuantificación de la generación y caracterización de residuos, realizada por estudiantes de la Universidad, y la realización de charlas educativas de buenas prácticas ambientales respecto al consumo responsable tendientes a modificar o reforzar las conductas detectadas durante la etapa de diagnóstico. En la Figura 1 se muestra el esquema metodológico utilizado en la aplicación de Comunidad Laboratorio.

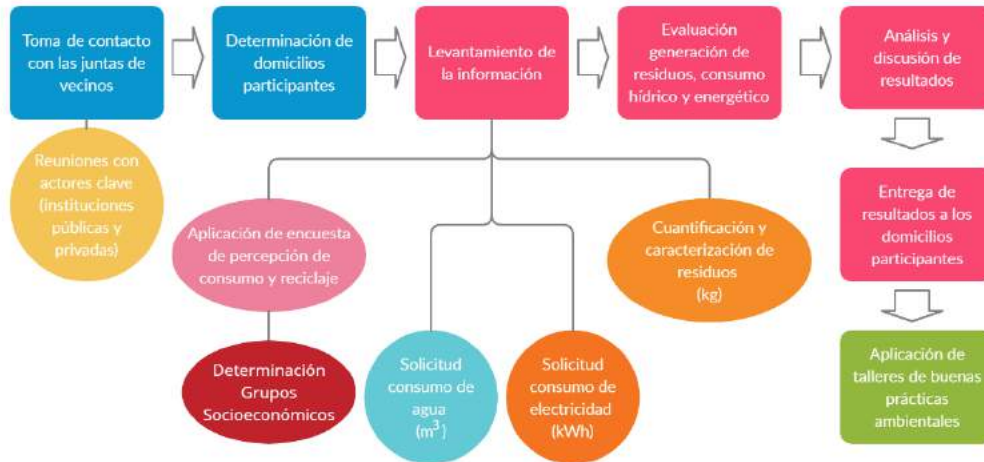


Figura 1. Esquema metodológico de Comunidad Laboratorio (Fuente: Elaboración propia)

3. Resultados

El 73 % de los domicilios que mostraron interés al inicio del proyecto participó activamente durante todo el proceso. La deserción de vecinos se debe principalmente por olvido o falta de interés y compromiso en la entrega de la información solicitada. La encuesta realizada a los domicilios participantes muestra que el 61,1 % en el barrio de San Juan y el 51,4 % en el barrio de Guayacán no separan sus residuos en origen. Las causas se muestran mayoritariamente por desconocimiento de las ventajas para el futuro y de la forma de realizar la separación.

La participación de los distintos domicilios junto con la actividad de los estudiantes permite realizar una cuantificación y caracterización detallada de los residuos, así como del consumo en recursos hídricos y energéticos de los domicilios, que es utilizado como línea de base del diagnóstico inicial. La caracterización de residuos domésticos (ver Figura 2) muestra un potencial de reciclaje de 81,3 % para el barrio de San Juan y de 82,6 % para el barrio de Guayacán. Es decir, una fracción importante de residuos reciclables puede ser separada y clasificada en origen, para luego ser valorizada y evitar de esta forma, su destino final en un vertedero. También, se observa que la fracción orgánica presenta 56,3 % en el barrio de San Juan y 56,8 % en el barrio de Guayacán.

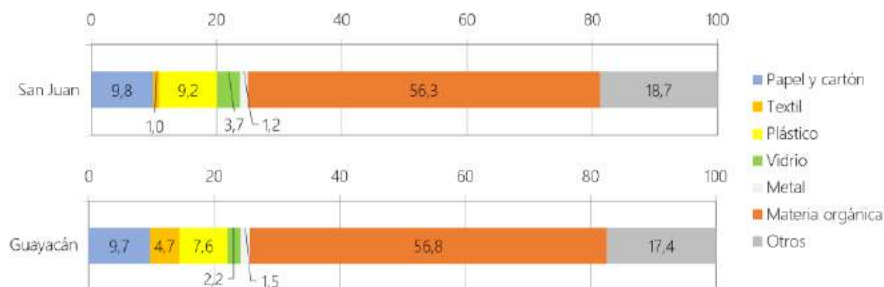


Figura 2. Resultado global de las caracterizaciones expresado en porcentaje en peso de las fracciones de residuos domésticos de los barrios analizados.

En la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos respecto a la tasa de generación de residuos, tasa de consumo de agua y tasa de consumo de electricidad per cápita, en los barrios de San Juan y Guayacán. Estos resultados preliminares forman parte de la línea base de diagnóstico y establecen los valores objetivo que se buscarán disminuir a través de charlas de buenas prácticas ambientales entregadas a los vecinos con el fin de generar y promover un desarrollo sostenible para la sociedad desde una perspectiva local y global.

Tabla 1. Resultados de los indicadores ambientales aplicados.

| Indicadores ambientales | San Juan | Guayacán |
|--|----------|----------|
| Tasa de generación per cápita de residuos (kg/habitante/día) | 0,61 | 0,54 |
| Tasa de consumo per cápita de electricidad (kWh/habitante/día) | 1,83 | 1,63 |
| Tasa de consumo per cápita de agua (L/habitante/día) | 160,7 | 162,5 |

Las principales limitaciones enfrentadas están asociadas a la falta de tiempo y desinterés de la ciudadanía por los temas ambientales. Se destacan dentro del proceso el conjunto de vinculaciones establecidas entre los agentes, que permitió replicar y ampliar la primera implementación piloto del año 2018 en el año 2019. Quedan pendientes elementos relacionados con la incorporación de charlas referentes a la implementación de huertas ecológicas domésticas y comunitarias, reutilización de aguas grises en el riego y promover el uso de energías renovables como paneles fotovoltaicos para la generación de electricidad.

4. Conclusiones

Se demuestra la aplicabilidad de la metodología a través de los dos casos prácticos de los barrios de San Juan y Guayacán, Coquimbo (Chile), respaldada por la integración de diversos actores mediante el modelo de innovación de la quintuple hélice para hacer frente a los problemas asociados al cambio climático. Además, mediante el uso de “laboratorios activos”, los investigadores y estudiantes se integran a los grupos comunitarios e innovadores sociales para realizar sinergias y trabajar en conjunto. La metodología presentada aborda las necesidades de la sociedad y los desafíos locales y globales, corroborando el rol de la Universidad como actor principal y motor de cambio, generador de conocimiento e innovación, así como impulsor de acciones sociales que permitan mitigar y adaptar a los problemas asociados al cambio climático. La aplicación del proyecto también muestra el crecimiento y fortalecimiento del tejido relacional entre los actores de la quintuple hélice.

Por último, se establecen valores objetivo para viviendas unifamiliares respecto a la generación de residuos y consumo hídrico y eléctrico per cápita. Se demuestra que existe un alto potencial de reciclaje que se desaprovecha por la falta de conocimiento de los vecinos en la separación en origen de residuos y debido a la falta de un plan de gestión de residuos, equipamiento e infraestructura.

Referencias

Bergamini, K., Irrazabal, R., Monckeberg, J.C., Pérez, C. (2017). Principales problemas ambientales en Chile: desafíos y propuestas. Temas de la Agenda Pública. 12 (95) junio. Centro de Políticas Públicas UC, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. ISSN 0718-9745.

Carayannis, E. G., Barth, T. D., Campbell, D. F. J. (2012). The Quintuple Helix innovation model: global warming as a challenge and driver for innovation. Journal of Innovation and Entrepreneurship 2012, 1:2.

Decreto Supremo N°31 (2017). Modifica el Decreto Supremo N° 14, de 2007, que aprueba el reglamento del Programa de Recuperación de Barrios: “Quiero mi Barrio”. Ministerio de Vivienda y Urbanismo, Gobierno de Chile.

Durán-Romero, G., López, A. M., Beliaeva, T., Ferasso, M., Garonne, C., Jones, P. (2020). Bridging the gap between circular economy and climate change mitigation policies through eco-innovations and Quintuple Helix Model. Technological Forecasting and Social Change, 160, November.

ENE (2012). Estrategia Nacional de Energía para el período 2012 – 2030. Ministerio de Energía, Gobierno de Chile.

ENRO (2020). Propuesta de Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos 2020 – 2040. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.

ENRH (2012). Estrategia Nacional de Recursos Hídricos 2012-2025. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.

Instituto Ecobairro Brasil (2020). Programa Permanente Ecobairro. Associação Urusvati Mantenedora, Instituto Roerich da Paz e Cultura do Brasil.

Ley N° 20.920 (2016). Donde se establece el Marco para la Gestión de Residuos, la Responsabilidad Extendida del Productor y Fomento al Reciclaje, de 2016, del Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.

MITECO (2020). Programa de educación ambiental “Hogares Verdes”. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España.

MMA (2020). Estado del Medio Ambiente 2020. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.

MMA (2021). Programa “Barrio sustentable”. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.

ODEPA (2017). Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). El cambio climático y los recursos hídricos de Chile. Agricultura Chilena: Reflexiones y Desafíos al 2030. ISBN: 978-956-7244-30-0.

Pizarro-Araya, J., Cepeda-Pizarro, J., Barriga, J. E., & Bodini, A. (2009). Biological vulnerability in the Elqui Valley (Coquimbo Region, Chile) to economically important arthropods. *Ciencia e investigación agraria*, 36(2), 215–228. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202009000200006>

SUBDERE (2018). Diagnóstico de la situación por comuna y por región en materia de RSD y asimilables. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo, Programa de Residuos Sólidos. Disponible online en: http://www.subdere.gov.cl/sites/default/files/4.1_diagnostico_introduccion_agosto_2018.pdf

Transition Research Network (2013). Research Network Primer. Transition and Researchers: Unlocking the Potential for Collaboration. Arts and Humanities Research Council, United Kingdom.

UNEP-CCAC (2021). Global Methane Assessment. Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. United Nations Environment Programme and Climate and Clean Air Coalition. Nairobi: United Nations Environment Programme. ISBN: 978-92-807-3854-4

Verichev, K., Zamorano M., Carpio, M. (2020). Effects of climate change on variations in climatic zones and heating energy consumption. *Energy and Buildings*, 215.

Waddick, L., (2014). Neighborhood Sustainability: The Genesis of Three EcoDistricts within Portland, Oregon. University Honors Theses. Paper 85. <https://doi.org/10.15760/honors.50>

Williams, C. J. (2017). Climate change in Chile: An analysis of state-of-the-art observations, satellite-derived estimates and climate model simulations. *J Earth Sci Clim Change*, 8(400), 2.



PERCEPCIONES DEL ENVERDECIMIENTO DEL CAMPUS A PARTIR DE “BASURA CERO”

Jiménez-Martínez, Nancy Merary¹; López Rojas, Javier Jhairt²

¹ Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad s/n, Circuito 2 62210, Col. Chamilpa, Cuernavaca, Morelos, México njimenez@crim.unam.mx

² Facultad de Estudios Superiores Acatlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Avenida Alcanfores y San Juan, Totoltepec s/n, Sta. Cruz Acatlán, 53150 Naucalpan de Juárez, Estado de México, México.

Resumen

Las universidades tienen una importancia estratégica en la consecución del desarrollo sustentable. El programa “Basura Cero” es un esfuerzo por implementar una iniciativa de *enverdecimiento del campus* en un tema concreto y visible. Este programa precisa de la participación de todos los miembros del campus, la instalación de infraestructura para el manejo de residuos, de actividades de gestión, capacitación y divulgación. En este artículo analizamos las percepciones de la comunidad universitaria acerca de esta iniciativa medioambiental, su infraestructura y estrategias. Los datos provienen de una encuesta en línea realizada a finales del 2020. Los resultados indican que a la mayoría de los encuestados les parece muy importante separar los residuos dentro del campus y enviarlos a procesos de aprovechamiento, reportan un conocimiento aceptable del programa y estar satisfechos con el mismo. Este trabajo busca contribuir al conocimiento académico sobre el *enverdecimiento del campus*, a partir de proporcionar datos empíricos y ofrecer recomendaciones sobre el camino a seguir para afianzar la sustentabilidad universitaria.

Palabras clave: *percepciones ambientales, manejo integral, residuos, campus sustentable.*

Abstract

Universities have a strategic importance in achieving sustainable development. The Zero Waste Program is an effort to implement a green campus initiative on a concrete and visible issue. This program requires the participation of all campus members, the installation of infrastructure for waste management, management, training and outreach activities. In this article we analyze the perceptions of the university community about the Zero Waste Program, its infrastructure and strategies. The data come from an online survey conducted in late 2020. The results indicate that most of the respondents consider very important to separate the waste within the campus and send it to recycling processes, report an acceptable knowledge of the Program and be satisfied with it. This paper aims to contribute to the academic knowledge about green campus by providing empirical data and offering recommendations on the way forward to strengthen university sustainability.

Keywords: *environmental perceptions, integral management, waste, sustainable campus.*

1. Introducción

En la transición hacia la sustentabilidad, el compromiso de las universidades no sólo es formal, sino que debe expresarse en acciones concretas. Es decir, la firma de acuerdos, planes de acción y estrategias de sustentabilidad universitaria debe acompañarse de actividades específicas en las tareas sustantivas de docencia, investigación y extensión de la cultura.

El *enverdecimiento del campus*, como parte de los avances que deben darse en la gestión medioambiental universitaria, ha sido uno de los procesos más desarrollados para atender a este compromiso. Consiste en desplegar iniciativas de sustentabilidad para mejorar la eficiencia en el uso de los recursos, brindar protección y restauración a los sistemas ecológicos, y contribuir al bienestar de los usuarios del campus (Saleh *et al*, 2021). Por lo que se afirma que las iniciativas de *enverdecimiento del campus consisten en estrategias que permiten a la universidad desarrollar estructuras que busquen disminuir los impactos ambientales negativos, así como proporcionar un entorno que repercuta positivamente en el desarrollo social, centrándose en acciones innovadoras hacia la sostenibilidad* (Ribeiro *et al*, 2019:438).

Y aunque a menudo se hace referencia a *la planeación estratégica, la reestructuración organizacional y la toma de decisiones que den soporte a la visión del líder* (Al-Kuwari y Koc, 2019:23), como columnas fundamentales de la sustentabilidad universitaria, aquí enfocamos la atención en la estructura física para hacer efectivo el *enverdecimiento*, atender los principios de la sustentabilidad y desarrollar capacidades en la comunidad.

De acuerdo con Fagnani y Guimares (2017), documentar la percepción del *enverdecimiento* de la universidad es necesario no sólo para escalar las estrategias de sustentabilidad en marcha (como disminuir el consumo de energía, agua, o incrementar la movilidad sustentable y el aprovechamiento de residuos, etcétera) sino porque *el éxito de todas esas iniciativas recae en las interacciones entre los diferentes actores* (Ribeiro *et al*, 2019: 440).

La gestión integral de residuos es botón de muestra de cómo practicar la sustentabilidad universitaria. Pues es una iniciativa de *enverdecimiento del campus* que propone minimizar los impactos de los residuos en el medioambiente y la salud pública, privilegiar el uso eficiente de los recursos por medio de su aprovechamiento y contribuir a la construcción de un entorno social favorable. La gestión integral de residuos en un campus universitario precisa de *la sensibilización de los profesores, estudiantes y empleados directamente involucrados en la generación de residuos y de varios sectores administrativos que tienen relación con este asunto* (Vernalha *et al*, 2019: 534). La percepción de los diferentes sectores universitarios sobre una iniciativa como ésta es una tarea imprescindible para evaluar aciertos e identificar retos.

En este artículo se presentan las opiniones y percepciones de la comunidad universitaria respecto al programa de manejo integral de residuos sólidos universitarios con enfoque basura cero (B0), que desde hace cinco años ha implantado en el campus una infraestructura de manejo de residuos para facilitar las interacciones entre la gestión universitaria, el medioambiente, la comunidad universitaria y la sociedad local. Se busca subrayar el papel formativo del programa que, mediante la modificación de las prácticas de desecho, ha dinamizado la construcción de conocimientos y capacidades, ha generado resultados positivos en la comunidad universitaria y ha alcanzado cierta influencia en la sociedad local. Es decir, se busca dar luz al *enverdecimiento del campus* como una dimensión donde convergen, por una parte, los esfuerzos por minimizar los impactos medioambientales de las universidades y por la otra, el entrenamiento (no curricular) de la comunidad universitaria en acciones y prácticas que buscan la sustentabilidad.

2. Metodología

Para documentar la percepción de la comunidad universitaria respecto al *enverdecimiento del campus*, expresado en la instalación de una infraestructura para el manejo integral de residuos, se diseñó la “Encuesta sobre percepciones del programa basura cero 2020” que recogió información sobre tres dimensiones: (1) el conocimiento general del programa, su infraestructura y satisfacción con el mismo; (2) el conocimiento de las actividades de difusión y los canales de comunicación preferidos y; (3) el

conocimiento de las actividades de capacitación, su modalidad preferida, duración y número de participantes.

La encuesta fue autoadministrada. Se envió por correo electrónico a la comunidad universitaria a finales del 2020. Fue respondida por 83 personas: funcionarios, administrativos, estudiantes y académicos del Centro de Ciencias Genómicas (CCG), del Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM), de la Coordinación de Servicios Administrativos (CSA), del Instituto de Biotecnología (IBT), del Instituto de Energías Renovables (IER) y de la Unidad Cuernavaca del Instituto de Matemáticas (UCIM).

Para el análisis de datos se empleó la técnica de clustering aglomerativo, que consiste en asignar en cada punto inicial su propio clúster y mediante varias iteraciones medir la similitud entre los clústers hechos para que al final se formen grupos. El método usado para medir la similitud entre los clústers fue el método de Ward, que reside en unir los dos clústers para los cuales se tenga el menor incremento en el valor total de la suma de los cuadrados de las diferencias, dentro de cada clúster, de cada individuo al centroide del clúster, es decir, en minimizar el siguiente valor:

$$S_{KL} = \frac{\|\bar{X}_K - \bar{X}_L\|^2}{\frac{1}{n_K} + \frac{1}{n_L}} \quad (1)$$

Donde K y L son las etiquetas de dos clústers diferentes, X_L y X_K son observaciones de los clústers K y L respectivamente, n_K y n_L son el número de observaciones para los clústers K y L respectivamente.

Para obtener las variables más significativas para que una persona sea clasificada como satisfecha o insatisfecha con el programa, se utilizaron los conceptos de “Information Value” y “Weight of Evidence”. Definimos el “Weight of Evidence” (WoE) como un estadístico que codifica de manera única las predictoras a usar para describir de mejor forma un fenómeno con salidas binarias. Donde N_i y P_i corresponden al número de no ocurrencias y ocurrencias para un evento “i”.

$$WoE_i = \log \left(\frac{\frac{N_i}{\sum_{i=1}^n N_i}}{\frac{P_i}{\sum_{i=1}^n P_i}} \right) \quad (2)$$

El “Information Value” o IV es el estadístico basado en las distribuciones complementarias de las salidas del fenómeno binario a estudiar, que mide la importancia una variable para describir dicho fenómeno.

$$IV = \sum_{i=1}^n \left[\left(\frac{N_i}{\sum_{i=1}^n N_i} - \frac{P_i}{\sum_{i=1}^n P_i} \right) WoE_i \right] \quad (3)$$

Este valor es la divergencia de Kullback-Leiber aplicada a las distribuciones de ocurrencia y no ocurrencia de una cierta variable “i”. La divergencia de Kullback-Leiber es el estadístico que mide la similitud o diferencia entre dos distribuciones de dos variables distintas, justamente es el estadístico que le da al IV el poder para asignar un valor que hace de la variable “i” más adecuada para describir al fenómeno binario a estudiar.

3. Resultados y discusión

Los resultados arrojan que el programa basura cero (B0) es conocido por todos los sectores universitarios (quienes respondieron la encuesta: 40% son académicos; 30% funcionarios y 30% estudiantes), aunque el grado de conocimiento varía entre ellos. Con base en una técnica de aprendizaje no-supervisado de clustering jerárquico, separando debidamente las variables discretas, que en el caso de esta encuesta fueron la mayoría, y solo con la variable continua “edad de los encuestados”, los resultados del modelo fueron los siguientes:

Tabla 1. Composición de los clústers.

| Clúster | Edad | Grupo |
|---------|-------|-----------------|
| 0 | 31,81 | Adultos jóvenes |
| 1 | 49,45 | Mediana edad |
| 2 | 63,05 | Edad avanzada |

El clúster 0 integra a 53% de las encuestadas, 25% con doctorado, 27% licenciatura, 30% maestría, 11% pos-doctorado y 7% balchillerato o carrera técnica. Por su adscripción 20% son funcionarios, 57% estudiantes y 23% académicos. El clúster 1 agrupa a 27% de las encuestadas, 13% tienen doctorado, 31% licenciatura, 31% maestría y 22% pos-doctorado, 50% son funcionarios y 50% académicos. El clúster 2 se integra por 20% de las encuestadas, 23% con doctorado, 17% licenciatura, 17% maestría, 23% pos-doctorado y 17% balchillerato o carrera técnica, 23% son funcionarios y 77% académicos.

En cuanto al conocimiento de B0 y la satisfacción con el mismo se obtuvo que:

Tabla 2. Conocimiento y satisfacción por clúster.

| Clúster | Conocimiento | Satisfacción |
|---------|--|--|
| 0 | 4% no sabe nada 30% sabe poco 61% conocimiento aceptable 4% amplios conocimientos | 7% completamente insatisfecho 11% poco satisfecho 66% satisfecho 15% altamente satisfecho |
| 1 | 22% sabe poco 68% conocimiento aceptable 10% amplios conocimientos | 66% satisfecho 33% altamente satisfecho |
| 2 | 23% sabe poco 64% conocimiento aceptable 11% amplios conocimientos | 70% satisfecho 30% altamente satisfecho |

Los resultados indican que B0 goza de gran aceptación entre la comunidad del campus; sin embargo, deben tomarse medidas especiales con la población más joven, precisamente del clúster 0, que reporta desconocimiento e insatisfacción con el programa.

Las variables más influyentes en la contribución a la satisfacción con el programa son:

Tabla 3. Variables más significativas en la satisfacción sobre el programa

| | Information Value |
|--|-------------------|
| Haber recibido algún material de difusión del programa | 2,24 |
| Conocer los materiales emitidos por el programa | 1,57 |
| Identificar los residuos reciclables en el campus | 0,99 |
| El nivel de estudios del encuestado | 0,74 |
| Identificar las diferentes actividades del programa | 0,67 |

De lo anterior se desprende que la satisfacción con B0 radica en el conocimiento que de este se tenga, tanto de los materiales de difusión que emite como de la identificación de las actividades implicadas en el manejo de residuos. Asimismo, ambas actividades son fundamentales para la identificación de los residuos reciclables, otra de las variables que contribuye a la satisfacción de los usuarios.

3.1 Infraestructura

La infraestructura instalada por B0 para facilitar las interacciones entre la gestión universitaria, el medioambiente, la comunidad universitaria y la sociedad local incluye la colocación de islas de separación de residuos internas y externas, contenedores especiales para pilas y baterías, contenedores para residuos sanitarios en los baños de mujeres, papeleras, centros de acopio y dentro de éstos: áreas de compostaje, contenedores para vidrio roto así como para residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

La encuesta informa que los dispositivos más reconocidos son las islas de separación (internas y externas), seguidos por los contenedores especiales, ya sea para pilas, vidrio roto o residuos eléctricos y electrónicos, y los centros de acopio. Por ello no sorprende que las actividades mayormente identificadas por los encuestados sean la separación de residuos en islas, el almacenamiento interno en centros de acopio, el compostaje de residuos orgánicos y las actividades de difusión y comunicación.

De estos resultados se desprende que las actividades menos identificadas son las de transferencia, como la recolección quincenal de reciclables y su envío posterior a cadenas de reciclaje, así mismo destaca que no se considera al servicio de recolección municipal como parte del sistema de manejo integral. En este sentido, hace falta consolidar el conocimiento sobre las redes de relaciones que este programa construye, no sólo al interior de la comunidad universitaria sino externamente con la sociedad local.

3.2 Actividades transversales

Las tareas de difusión y capacitación son dimensiones fundamentales para el buen funcionamiento de B0. En cuanto a la primera, la encuesta arrojó que 72 personas han recibido algún material de difusión (72/83). Los principales medios por los cuáles los han recibido son el correo electrónico (38), el correo electrónico y la información impresa en espacios del campus, como pizarrones o pasillos (14), o solo la información impresa en espacios del campus (13). Estos resultados muestran que, aunque la información se envía siempre en forma digital, no ha perdido vigencia mantenerse al tanto con la información que el campus provee.

Con respecto a la capacitación, más de la mitad de los encuestados declararon haberla recibido (48/83), 26 dijeron que faltan y 9 que no han podido asistir, entre aquellos que no han sido capacitados, más de la mitad está interesado en hacerlo. El sector de funcionarios y administrativos ha sido el más capacitado. Estos resultados puntualizan que la capacitación es una labor generalizada y continua para garantizar el buen funcionamiento del programa.

Ambas actividades, la difusión y la capacitación, constituyen esfuerzos de sustentabilidad que proveen información y entrenamiento permanente y pertinente a una comunidad plural y dinámica para actuar de manera sustentable. La investigación reporta que la identificación de los canales, los formatos, las modalidades, los horarios y los espacios para alinear estas actividades con la vida universitaria no puede obviarse, pues de la adecuada organización de éstas depende el éxito de la intervención de la estrategia de *enverdecimiento del campus*.

3.3 La dimensión formativa

Los datos obtenidos informan que B0, al modificar las prácticas de desecho, ha dinamizado la construcción de conocimientos sobre los diferentes dispositivos físicos, las actividades que conforman

esta estrategia y desarrollado capacidades entre la comunidad universitaria en relación con la identificación y distinción entre residuos, su correcta separación, el proceso de compostaje interno, la importancia de la reutilización y sobre todo la prevención en la generación del residuo.

Asimismo, La encuesta reporta que los usuarios estiman que B0 ha transformado la manera en que se manejan los residuos en el campus (74/83), principalmente a partir de la separación de los residuos en distintas categorías, en tratar de disminuir su generación y en desincentivar el uso de desechables. Los universitarios opinan que el programa *ha contribuido a que el campus se vea más limpio y a desarrollar una cultura o mayor identificación con el cuidado del medioambiente.*

Consideramos que B0 ha alcanzado cierta influencia en la sociedad local porque muchos universitarios han llevado estas prácticas de separación y compostaje de residuos a sus hogares, es decir, han extendido el alcance del programa más allá del campus universitario; también porque las actividades de gestión no se circunscriben a la gestión universitaria, sino que se articulan sinérgicamente con otros actores locales.

4. Conclusiones

Este artículo ha mostrado que el *enverdecimiento del campus* es un instrumento relevante para que la universidad transite hacia la sustentabilidad. Este proceso se asienta en la disposición de infraestructura para la sustentabilidad, la cual influye en el comportamiento de los usuarios pues informa, capacita y les permite estar en contacto o practicar la sustentabilidad en sus actividades cotidianas. Con este trabajo se afirma que la contribución formativa, no curricular, derivada de la gestión ambiental universitaria, también tiene repercusiones en el cambio de actitudes y en los valores de los universitarios pues propone un modelo de actuación responsable y viable que va construyendo una influencia colectiva.

5. Referencias

Al-Kuwari, M.M y Koc, M. (2019) A Review in Integrated Information System and Sustainability Implementatiuon Framework in Higher Education en W. Leal Filho, W. y U. Bardi (Eds), *Sustainability on University Campuses: Learning, Skills Building and Best Practices* (pp. 21-29)). Springer.

Fagnani, E. y Guimares, J.R. (2017) Waste Management Plan for higher education institutions in developing countries: the continuous improvement cycle model. *Journal of Cleaning Production*, Vol. 147, 108-118. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.080>

Ribeiro, J.M., Hoeckesfeld, L., BocaSanta, S.L., Araujo, G.G., Jonk, A.V., Berchin, I.I., Andrade Guerra, J.B.S.O (2019). Students' Opinion About Green Campus Initiatives: A South American University Case Study en W. Leal Filho, W. y U. Bardi (Eds), *Sustainability on University Campuses: Learning, Skills Building and Best Practices* (pp. 437-452)). Springer.

Saleh, A.A., Kamarulzaman, N., Hashim, H., Hashim, S.Z (2011) An approach to facilities management (FM) practices in higher learning institutions to attain a sustainable campus (Case study: university technology Mara-UiTM). *Procedia Engineering*, Vol. 20, 269-278. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.165>

Vernalha, E.B.R., Machado, M.K, de Moraes, J.L. (2019) UNIFAAT Solid Waste management Plan: Educatino and Environmental Perception en W. Leal Filho, W. y U. Bardi (Eds), *Sustainability on University Campuses: Learning, Skills Building and Best Practices* (pp. 533-548). Springer.

PERCEPCIÓN DE ESTUDIANTES DE INGENIERÍA EN UNA IES SOBRE LA PREVENCIÓN Y GESTIÓN DE RESIDUOS

Aguilar Virgen, Quetzalli¹; Ochoa-López, Yanira Janneth¹, Taboada-González, Paul¹, Márquez-Benavides, Liliana², González-Vázquez, José Luis¹

¹ Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad No. 14418, Mesa de Otay, Tijuana 22390, México, qaguilar@uabc.edu.mx

² Grupo residuos sólidos y sustentabilidad, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Av. San Juanito Itzicuaró S/N Col. San Juanito Itzicuaró, Morelia 58000, México, liliana.marquez@umich.mx

Resumen

En el último siglo, las actividades humanas han modificado drásticamente los procesos naturales mientras afectan significativamente los sistemas socioecológicos y conducen a una crisis ambiental. Dicha situación resalta la necesidad de cambiar urgentemente la forma en que se enseña e investiga sobre aspectos ambientales. Por ello, y con el fin de coadyuvar en el desarrollo sustentable, el objetivo del presente estudio fue analizar la percepción de los estudiantes y la influencia de la institución educativa en su formación para la prevención y gestión de residuos, aplicando los principios de economía circular. Este estudio se basó en los resultados de un cuestionario de una muestra de 306 estudiantes de ingeniería industrial de una Institución de Educación Superior del norte de México. La aplicación del instrumento fue aleatoria entre los alumnos de 4to a 9no semestre. La encuesta incluyó reactivos sobre aspectos demográficos, comportamiento, conocimiento, actitudes, y cómo la institución educativa fomenta prácticas sustentables. Los resultados muestran que los estudiantes no cuentan con una comprensión clara de los alcances y beneficios ambientales que se pueden lograr al implementar, de manera creativa y asertiva, innovación ambiental mediante ahorro y optimización en materia, tiempo y recursos naturales. Las instituciones educativas tienen una oportunidad para implementar la sustentabilidad entre sus estudiantes mediante la sensibilización y la incorporación de nuevas medidas y estrategias. La continuidad en estos procesos creará una cultura entre sus estudiantes para que éstos puedan llevarlos a la práctica a nivel profesional y personal.

Abstract

Human activities have drastically modified natural processes in the last century while significantly affecting socio-ecological systems and leading to an environmental crisis. This situation highlights the need to change urgently how Higher Education Institutions teach and research about environmental aspects. For the above and to contribute toward sustainable development, the objective of this study was to analyze the students' perception and the educational institution's influence in their training for the prevention and management of waste, applying the principles of the circular economy. This study considers the results of a questionnaire from a sample of 306 industrial engineering students from a Higher Education Institution in northern Mexico. The application of the instrument was random among students from the 4th to 9th semester. The survey included items on demographic aspects, behavior, knowledge, attitudes, and how the educational institution fosters sustainable practices. The results show that students do not clearly understand the scope and environmental benefits of implementing, creatively

and assertively, environmental innovation through savings and optimization in the matter, time, and natural resources. Educational institutions can implement sustainability among their students by raising awareness and incorporating new measures and strategies. Continuity in these processes will create a culture among your students to put them into practice on a professional and personal level.

Palabras clave: comportamiento pro-ambiental, conciencia ambiental, educación para la sustentabilidad, gestión de residuos, actitud ambiental.

Keywords: pro-environmental behavior, environmental awareness, education for sustainability, waste management, environmental attitude.

1. Introducción

Los niveles actuales de agotamiento de los recursos naturales sugieren que se necesita cambiar urgentemente la forma en que se enseña e investiga sobre cuestiones ambientales en su conjunto, y las formas en que se abordan los asuntos relacionados con el desarrollo sostenible en particular. Es necesario cambiar de los modelos económicos lineales y adoptar modelos circulares, en los que se utilizan recursos renovables y se cataliza el compromiso social (Leal Filho, 2020).

La economía circular se basa en modelos comerciales que reemplazan el concepto de “fin de la vida” por recuperar, reutilizar y reciclar materiales en procesos de producción, distribución y consumo con el objetivo de lograr el desarrollo sustentable (Kirchherr et al., 2018). En la Tabla 1 se observan estos métodos de reducción de uso de recursos.

Tabla 1. Métodos de reducción de uso de recursos (Glavič & Lukman, 2007).

| Métodos | Definición |
|------------|---|
| Recuperar | Restauración de materiales que se encuentran en el flujo de desechos para un uso beneficioso que puede ser para fines distintos al uso original. |
| Reciclar | Método de recuperación de recursos que involucra la recolección y el tratamiento de productos de desecho para su uso como materia prima en la fabricación del mismo producto o similar. |
| Reutilizar | Uso de residuos como materia prima en un proceso diferente sin ningún cambio estructural. |

El objetivo de la economía circular es preservar recursos limitados. Prieto-Sandoval et al., (2018) sugiere que la recuperación de recursos es parte fundamental para la prevención y control de la contaminación atmosférica. Estudios recientes revelan que a nivel mundial se prevé que en el curso de los próximos 30 años aumentará de 2010 millones de residuos registradas en 2016 a 3400 millones de toneladas (Banco Mundial, 2018). La economía circular da la iniciativa de bajar estos índices al reintroducir gran parte de los residuos generados en nuevo ciclo.

En el caso de México, se representa como uno de los países que menos realiza procesos de reutilización o introduce en algún nuevo proceso desechos. México genera de 103 a 126 mil toneladas diarias de residuos en los cuales solo el 11% se reutilizan, reciclan, reinsertan en un ciclo económico (Reboulon, 2017). Esto concuerda con lo que menciona Dieleman & Martínez-Rodríguez, (2019), donde indican que las condiciones económicas generales, las características culturales, la historia, el sistema educativo y las capacidades de aprendizaje de un país afectan y determinan fuertemente su capacidad para innovar, cambiar y adaptarse a nuevas condiciones, oportunidades y desafíos.

La educación sustentable es clave para el avance de la conciencia ambiental y responsabilidad global. Específicamente en el nivel superior, influye positivamente en el comportamiento diario sobre hábitos de sustentabilidad. De acuerdo con Pérez-Foguet & Lazzarini, (2019) expone que, los estudiantes reconocen el rol social en su perfil profesional como portadores de cambios. Además, enfatiza que los ingenieros en formación serán futuros líderes y profesionales especializados que desempeñarán un papel fundamental en la promoción de un futuro más sustentable, asumiendo la responsabilidad de tomar decisiones importantes con impacto en el dominio ambiental, económico y social.

Sobre todo en las pequeñas y medianas empresas (PyMES), ya que en México, representan el 99.6% del total de empresas, clasificadas en los sectores de manufactura, comercio y servicios (SE, 2016). Aplicar practicas sustentables, contribuye en el bienestar local y estatal, por consecuente contribuye al desarrollo nacional y económico del país. Patricio et al. (2018) expone que las PyMES en comparación con las empresas grandes enfrentan más desafíos para implementar practicas sustentables, por falta de financiamiento, acceso a mejoras tecnológicas, entre otros. Sugiere que para que las empresas mejoren su desempeño ambiental, se requiere conocimiento, creatividad e innovación constante.

Por lo descrito anteriormente, el objetivo del presente estudio fue analizar la percepción de los estudiantes de la carrera de ingeniería industrial y la influencia de la institución educativa en su formación para la prevención y gestión de residuos, aplicando los principios de economía circular. Esto con la finalidad de desarrollar estrategias o planes de acción para aumentar el conocimiento y por ende la conciencia que promuevan la sustentabilidad como un estilo de vida.

2. Metodología

El estudio se llevó a cabo en una Institución de Educación Superior pública de un sistema educativo federal del noroeste de México. De acuerdo con el INEGI (2019), la industria manufacturera, Maquiladora y de Servicios de Exportación, Baja California es líder en el número de establecimientos IMMEX registrando en enero 930, lo que representa el 18.2% de las IMMEX del país. También ocupa el 2º lugar nacional en personal ocupado en esta industria, con 334,766 empleados; 12.4% del total del personal IMMEX en el país. Sector principal en el cual se sabe que se colocan los egresados de ingeniería industrial, y por ello, se puede esperar un crecimiento en las necesidades de estudiantes con mayor conocimiento en la relación industria-ambiente.

Se utilizó como instrumento de recolección de información una encuesta aplicada a estudiantes mediante la plataforma de Google®. El cuestionario se adaptó al propuesto por Gericke et al. (2019), basado en el marco de la UNESCO y la encuesta constó de 40 ítems donde se considerando seis secciones, aspectos demográficos, percepción, comportamiento, conocimiento, actitudes, y la institución educativa. En la primera se consideraron los aspectos demográficos de los alumnos como son el género, edad y nivel socioeconómico. En la sección de percepción y comportamiento se contaron con ocho ítems en cada una, analizándose las creencias de los estudiantes en conceptos de sustentabilidad y en qué medida los estudiantes realizan acciones de prevención y manejo de residuos respectivamente. En cuanto a conocimiento se registraron nueve ítems, se cuestionó algunos de los componentes necesarios para la disminución de la generación de los residuos. Respecto a la sección de actitudes se utilizaron cuatro ítems, donde se indagó el tipo de respuesta afirmativa en el tema. En la última sección, institución educativa con ocho ítems, se buscó conocer cómo fomentan la gestión adecuada de residuos, tanto en el plan curricular como en las propias prácticas que se llevan a cabo al interior de la institución. Las opciones de respuestas consistieron en opción múltiple, respuestas dicotómicas, y escalas Likert de 5 puntos donde, 1 (muy de acuerdo) y 5 (totalmente desacuerdo). Este instrumento fue validado con 37 encuestados antes de su aplicación en campo.

Para la obtención de la muestra se consideró una población estudiantil de 1199 alumnos, un nivel de confianza del 95%, un error del 5%. El tamaño de la muestra fue de 292 estudiantes. La aplicación del instrumento fue aleatoria entre los alumnos del 4to. al 9no. semestre.

La información se analizó en Excel® a través de una base de datos que se generó como resultado de la aplicación de la encuesta por medio de la plataforma Google®. Se utilizó estadística descriptiva y la ponderación en cada pregunta se obtuvo dividiendo la suma total obtenida en cada pregunta por el máximo de puntos posibles.

3. Resultados y Discusión

Debido a la cooperación de los alumnos, se tuvo la oportunidad de ampliar el número de encuestados, obteniendo como muestra final 306 encuestas realizadas. La información socio-demográfico y socioeconómico mostró lo siguiente: a) el 58% de los encuestados fueron hombres; b) el rango de la edad oscilaba de 18 a 22 años en un 72%; c) los resultados por ingreso familiar mensual muestran que el 36% de los estudiantes son de ingreso bajo (\leq MXP \$14023), el 48% de ingreso medio (MXP \$14023-\$32215), 16% ingresos medio-alto (\geq MXP \$32215).

La percepción general que tienen los estudiantes respecto al tema de sustentabilidad es incompleta, ya que el solo el 16% entiende el desarrollo sustentable en los tres ejes; el 38% considera que es solamente ambiental, el 18% lo ve como social y el 4% como económico. Es importante destacar que el 20% lo considera en el eje ambiental y social, por lo que los estudiantes no alcanzan a percibir los impactos económicos positivos que se pueden obtener. Estos resultados con congruentes con el hecho de que solo el 28% de los estudiantes han cursado algún curso sobre temática de sustentabilidad. Sin embargo, de los estudiantes el 81% considera económicamente factible recolectar y vender plástico, el 83% aluminio, 56% cartón, 44% papel y 28% vidrio. Por otra parte, cuando se indica quienes deben de llevar a cabo acciones de sustentabilidad dentro de los sistemas educativos, el 47% de los estudiantes indican que deben de ser todos actores involucrados en la educación. En cuanto a que si creen que México es un país sustentable la mayoría, el 84% lo sitúa en una escala de 2 (1, 12%; 2, 47%; 3, 37%; 4, 3%; y 5, 0%, siendo 1 totalmente desacuerdo y 5 totalmente de acuerdo).

En la sección de comportamiento, la Figura 1 muestra que los valores se inclinan a una acción positiva promedio de 82%. Otros resultados obtenidos indican que el 28% de encuestados separa la basura, el 62% dona ropa que ya no utiliza, el 78% reutiliza envases, el 87% reutiliza bolsas de plástico, el 49% lleva sus propias bolsas de plástico al supermercado y el 91% están dispuesto a comprar productos elaborados con materiales reciclados aunque sean más costosos de lo habitual.

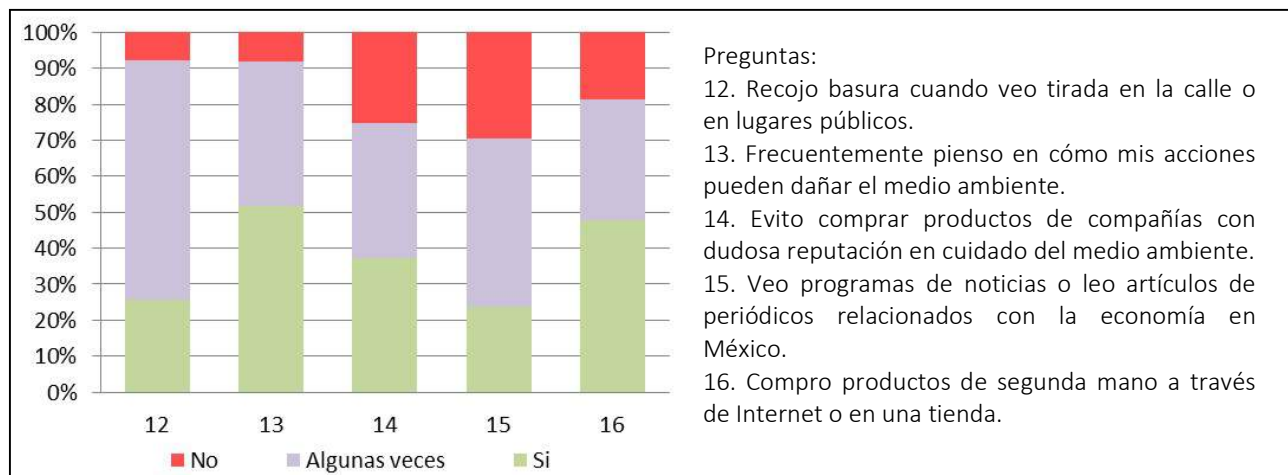


Figura 1. Categoría de Comportamiento

En la Figura 2 se reporta que los encuestados afirman que tienen un conocimiento promedio del 86% en algunas temáticas que pueden apoyar en la disminución de la generación de los residuos y el impacto económico positivo que puede generar que dominen estos aspectos. Sin embargo, el 74% no conoce el concepto “de la cuna a la tumba”.

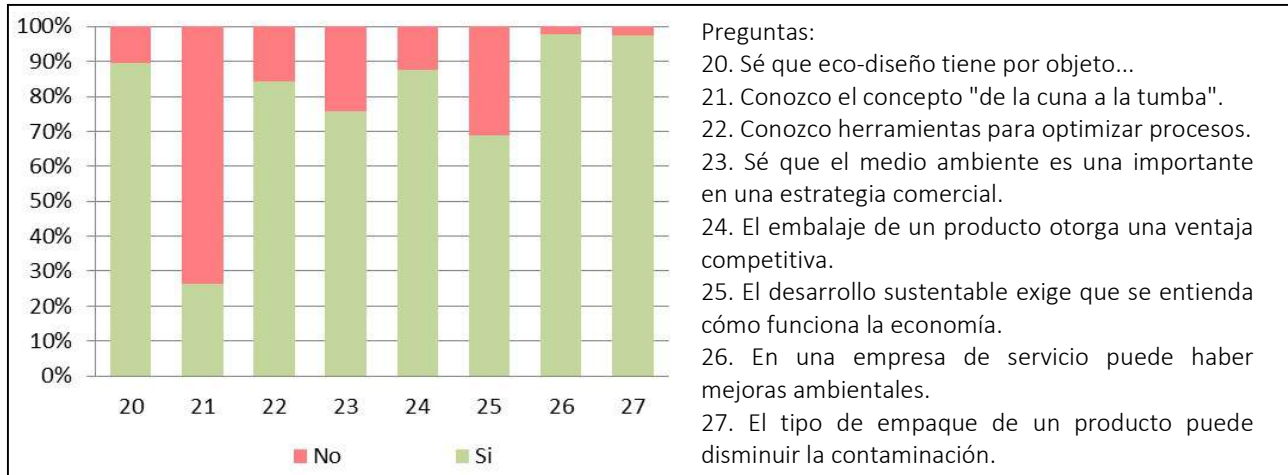


Figura 2. Categoría de Conocimiento

En cuanto a las actitudes se observó que para los encuestados el 93% está de acuerdo en que todos debemos adquirir el conocimiento, valores y las habilidades necesarias para vivir de manera sustentable, el 85% piensa que las empresas tienen la responsabilidad de reducir el uso de recursos naturales, y el 86% está de acuerdo con que las empresas tienen la responsabilidad de reducir el uso de envases y artículos desechables.

Por otra parte, el 98% de los encuestados indicaron que su institución académica tiene entre sus valores la sustentabilidad, pero al cuestionar sobre si se cuenta con un sitio web dedicado a informar sobre las acciones que lleva a cabo en pro de la sustentabilidad solo el 5% expresa que sí, el 24% que no y el 71% no lo sabe. En este mismo contexto, se reporta un 45 % en el uso de papel y formato electrónico para los exámenes y en promedio 77% las demás actividades académicas. Respecto a las acciones que realiza la institución con el manejo de residuos se tiene que el 87% menciona que si se cuentan con botes de basura con clasificación, el 14% que se utilizan residuos orgánicos como fertilizantes de plantas, el 70% ha observado acopio de pilas, el 22% acopio de aparatos eléctricos- electrónicos, el 46% acopio de papel y cartón reciclado y el 4% acopio de toners. En cuanto a la curricula el 41% indicó que por lo menos ha llevado una materia en la temática de sustentabilidad, el 54% que ha llevado a cabo proyectos académicos en esta misma vertiente, el 80% expresó que su profesión está relacionada con la contaminación ambiental y el 77% reportó que los profesores relacionan el cuidado ambiental con sus materias.

4. Conclusiones

Los estudiantes deben de manejar los diferentes métodos que permitan la mejora ambiental en los procesos productivos de bienes y servicios. Es importante que también se cuantifique los posibles beneficios económicos y sociales de los cambios implementados para obtener sistemas productivos sostenibles. Es necesario aumentar los contenidos temáticos con herramientas de lean-green que permitan procesos más eficaces y eficientes logrando con ello una prevención y disminución en la generación de residuos. Las instituciones educativas tienen una oportunidad para implementar la

sustentabilidad entre sus estudiantes mediante la sensibilización y la incorporación de nuevas medidas y estrategias. La continuidad en estos procesos creará una cultura entre sus estudiantes para que éstos puedan llevarlos a la práctica a nivel profesional y personal.

5. Referencias

- Banco Mundial. (2018). *Informe del Banco Mundial: Los desechos a nivel mundial crecerán un 70 % para 2050, a menos que se adopten medidas urgentes*. World Bank. <https://www.bancomundial.org/es/news/press-release/2018/09/20/global-waste-to-grow-by-70-percent-by-2050-unless-urgent-action-is-taken-world-bank-report>
- Dieleman, H., & Martínez-Rodríguez, M.-C. (2019). Potentials and Challenges for a Circular Economy in Mexico. En M.-L. Franco-García, J. C. Carpio-Aguilar, & H. Bressers (Eds.), *Towards Zero Waste: Circular Economy Boost, Waste to Resources* (pp. 9-24). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92931-6_2
- Gericke, N., Pauw, J. B., Berglund, T., & Olsson, D. (2019). The Sustainability Consciousness Questionnaire: The theoretical development and empirical validation of an evaluation instrument for stakeholders working with sustainable development. *Sustainable Development*, 27(1), 35-49. <https://doi.org/10.1002/sd.1859>
- Glavič, P., & Lukman, R. (2007). Review of sustainability terms and their definitions. *Journal of Cleaner Production*, 15(18), 1875-1885. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.12.006>
- INEGI. (2019). *Banco de indicadores*. Banco de Información Económica (BIE); Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/app/indicadores/>
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A., & Hekkert, M. (2018). Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). *Ecological Economics*, 150, 264-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>
- Leal Filho, W. (2020). Living Labs for Sustainable Development: The Role of the European School of Sustainability Sciences and Research. En W. Leal Filho, A. L. Salvia, R. W. Pretorius, L. L. Brandli, E. Manolas, F. Alves, U. Azeiteiro, J. Rogers, C. Shiel, & A. Do Paco (Eds.), *Universities as Living Labs for Sustainable Development: Supporting the Implementation of the Sustainable Development Goals* (pp. 3-9). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15604-6_1
- Patricio, J., Axelsson, L., Blomé, S., & Rosado, L. (2018). Enabling industrial symbiosis collaborations between SMEs from a regional perspective. *Journal of Cleaner Production*, 202, 1120-1130. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.230>
- Pérez-Foguet, A., & Lazzarini, B. (2019). Continuing professional education in engineering faculties: Transversal integration of sustainable human development in basic engineering sciences courses. *Journal of Cleaner Production*, 218, 772-781. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.054>
- Prieto-Sandoval, V., Jaca, C., & Ormazabal, M. (2018). Towards a consensus on the circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 179, 605-615. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.224>
- Reboulén, J. A. (2017, junio 5). *Hacia una economía circular mexicana*. El Universal. <https://www.eluniversal.com.mx/entrada-de-opinion/colaboracion/juan-antonio-reboulén/2017/06/5/hacia-una-economia-circular-mexicana>
- SE. (2016, julio 13). *Se difunden estadísticas detalladas sobre las micros, pequeñas y medianas empresas del país*. Gobierno de México. <http://www.gob.mx/se/prensa/se-difunden-estadisticas-detalladas-sobre-las-micro-pequenas-y-medianas-empresas-del-pais-46847>



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

GESTIÓN DE RESIDUOS Y POLÍTICA AMBIENTAL



EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS MEDIANTE LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS DE DEMOLICIÓN Y CONSTRUCCIÓN EN PROYECTOS DE CONSTRUCCIÓN DE INSTITUCIONES ACADÉMICAS EN SANTA MARTA, COLOMBIA

Díaz Valera, Albeiro¹; Eljaiek Urzola, Mónica¹

¹*Grupo de Modelación Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, Avenida del Consulado Calle 30 No. 48- 152, Cartagena, Bolívar, Colombia.*

Resumen

En Santa Marta, Colombia, el aumento en la generación de escombros producto de las construcciones, ha sido significativo. En el 2019, de 260 toneladas de residuos recolectados de las calles, 230 correspondían a residuos de construcción. Por otro lado, existen deficiencias en el manejo de los residuos de construcción y demolición (RCD) y debilidades significativas de vigilancia y control de tipo ambiental e institucional; trayendo efectos negativos en distintos factores del ambiente. En este artículo se presenta la evaluación de impactos ambientales para diferentes escenarios de gestión de RCD en un proyecto de construcción de aulas educativas, mediante la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. Producto de este análisis se identificaron alternativas de manejo de los potenciales impactos del sistema, bajo una viabilidad técnica y económica. Los escenarios definidos para el análisis fueron la separación en obra y eliminación (E), separación en obra y reciclaje (R) y clasificación en planta con la correspondiente gestión final (C). Se evaluaron indicadores como el potencial de calentamiento global (GWP), disminución capa de ozono (OD), toxicidad humana (HTP) y ecotoxicidad (ETP), en consideración a los procesos de transporte, nivelación, compactación y eliminación, de las actividades de relleno, nivelación del terreno y compactación. Los resultados obtenidos evidencian, de manera general, que el escenario más favorable para todos los indicadores es la separación en obra y reciclaje, a excepción del indicador potencial de calentamiento global (GWP); quien presenta un mayor impacto en comparación con los demás.

Palabras clave: *residuos de construcción y demolición, reciclaje, ciclo de vida*

Abstract

In Santa Marta Colombia, the increase in the generation construction rubble has been significant. In 2019, from 260 tons of waste collected from the streets, 230 corresponded to construction waste. On the other hand, there are deficiencies of management of construction and demolition waste (CDW) and significant weaknesses in the environmental and institutional surveillance and control; bringing negative effects on different environmental factors. This article presents the environmental impact assessment for different CDW management scenarios in an educational classroom construction project, using the life cycle analysis methodology. As a result of this analysis, alternatives for managing the potential impacts of the system were identified, under technical and economic viability. The scenarios defined for the analysis were on-site separation and disposal (D), on site separation and recycling (R), and on-site classification with the corresponding final management (C). Indicators such as global warming potential (GPW), ozone layer depletion (OD), human toxicity (HTP) and Eco toxicity (ETP) were evaluated, in consideration of transport, leveling, of the land and compaction. The results obtained show in general that the most favorable

scenario for all indicators in the separation on site and recycling, with the exception of the global warming potential indicator (GWP); who has a greater impact compared to others.

Keywords: construction and demolition waste, recycling, life cycle.

1. Introducción

Durante los últimos años, muchos países en vía de desarrollo le apuestan a la construcción y todo tipo de infraestructura. En este caso Colombia es un país en el cual se están ejecutando muchas obras civiles generando así un gran consumo de recursos para el sector de la construcción. De acuerdo con Arenas (2007), el sector de la construcción es el causante del 40% de la energía consumida, del 50% de los recursos naturales empleados y del 50% de los residuos generados a nivel mundial.

Por lo anterior, es importante resaltar que estos residuos que resultan de la construcción (RDC), ocasionan una problemática que queda referenciada al impacto por la cantidad que generan. Debido al daño generado por estos, se han empezado a tomar medidas y a construir estrategias para reducir, reciclar y reutilizar los residuos de demolición y construcción.

Lo preocupante de estos materiales es que no existen o son pocas las políticas para el manejo integral de los RDC, para incentivar el reciclaje o para generar procesos de demolición y recolección selectiva; por lo que la comunidad los asimila como desechos nocivos e inservibles para ser ingresados a un nuevo ciclo de producción, siendo depositados ilegalmente en diversos sitios, provocando deterioro de los recursos naturales y contaminación biológica. (Jiménez Cortes, 2013).

Para la ciudad de Santa Marta, la génesis de nuevas expansiones turísticas, demoliciones y reconstrucciones de proyectos urbanísticos, corredores viales, vehiculares, como peatonales, así tanto construcciones de programas de vivienda, como las viviendas de familia, tienen como consecuencia el aumento de la generación de escombros en los diferentes puntos cardinales de la ciudad (60 toneladas dato estimado para el año 2016); lo que hace necesario el desarrollo un proyecto a fin de lograr un buen manejo de los RDC (ESPA, 2013).

El presente trabajo busca trabajar en la identificación y cuantificación de impactos ambientales de los residuos sólidos de demolición y construcción -RDC-, generados en proyectos de construcción de instituciones académicas (una vez identificados y cuantificados los impactos ambientales), aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, tomando como caso de aplicación la construcción de aula Mar Caribe en la Universidad del Magdalena; con el propósito de definir un escenario sostenible con el mínimo de impactos posibles, que al mismo tiempo aporte formas sostenibles de inversión.

2. Metodología

La metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se considera que es la mejor herramienta para evaluar el desempeño medioambiental de sistemas de gestión de residuos (Arena et al. 2003), ya que permite evaluar, desde una perspectiva global, todos los impactos ambientales que ocasiona la gestión integral de los residuos, facilitando la comparación entre distintas alternativas de tratamiento (Bovea, 2017).

Se ha planteado como objetivo la evaluación de los potenciales impactos ambientales atribuibles a la actual gestión de residuos de construcción y demolición en la construcción de proyectos educativos (caso de aplicación: construcción del Edificio Mar Caribe de la Universidad del Magdalena), a lo largo de su ciclo de vida, y comparándolos con los impactos producidos por otras alternativas de gestión que podrían implementarse, para identificar la estrategia más eficiente desde el punto de vista ambiental.

2.1 Definición de escenarios

Los diferentes escenarios formulados que nos permitieron encontrar, evaluar y definir la mejor alternativa fueron:

- **Escenario E:** Las características de este escenario se identificaron como la separación en obra y eliminación en el desarrollo del proyecto. Identificado como escenario base, en la gestión actual de los RDC,
- **Escenario R:** Incorpora vertido controlado en el sitio autorizado. En este escenario se contempla el proceso de reciclaje, donde las fracciones no inertes como metal, madera, papel y plástico sustituyen a un determinado producto terminado para evitar impactos [**Escenario R (no inertes)**], y el proceso de aprovechamiento para las fracciones inertes, reemplazándolos como material de relleno [**Escenario R (inertes)**]. La distancia media recorrida desde la obra, es de aproximadamente 12 km.
- **Escenario C(E):** Este consiste en el desarrollo de la gestión integral y aprovechamiento de los RDC discriminados en la obra. Considera la instalación de una planta de reciclaje de residuos inertes en el mismo sitio donde se encuentra el vertedero autorizado.

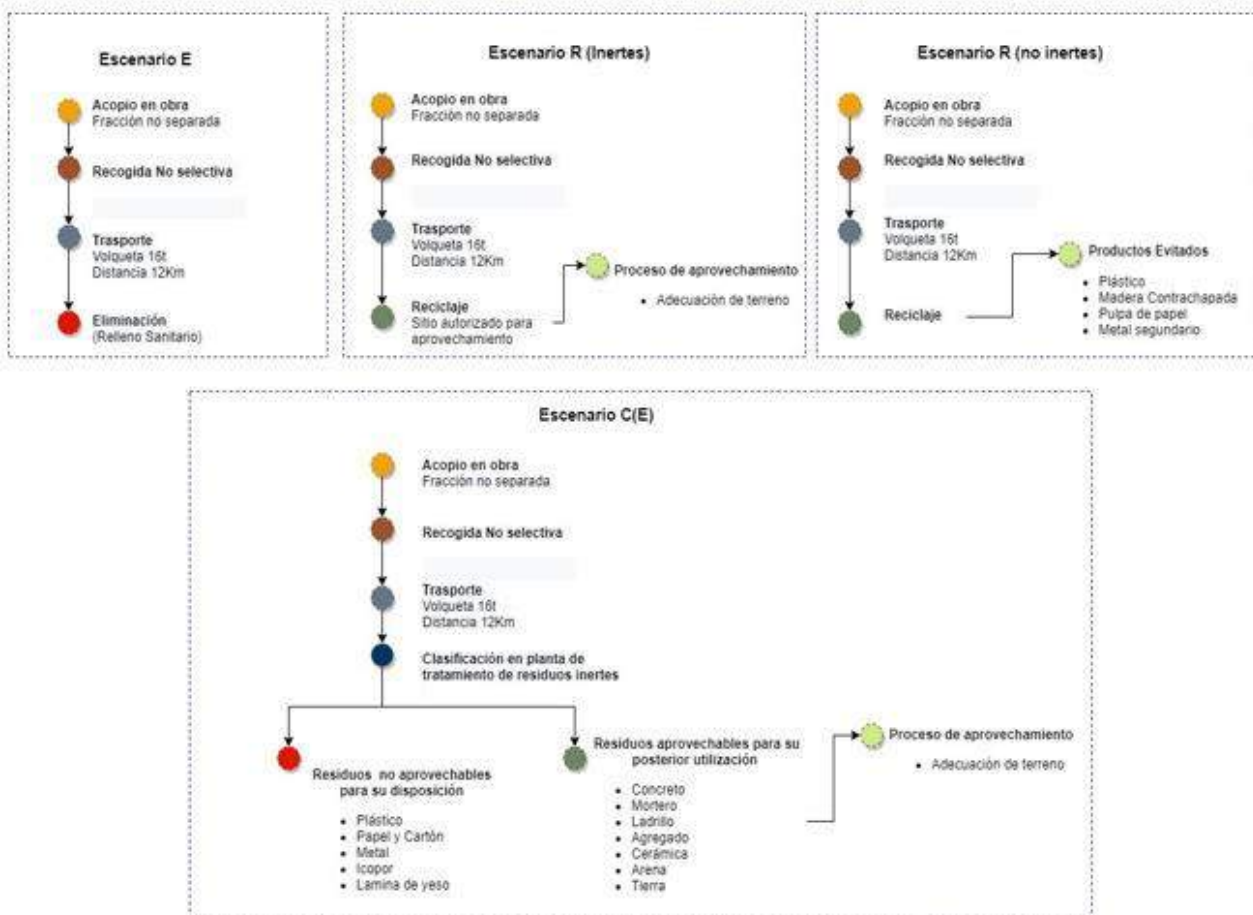


Ilustración 1 Procesos que interviene en cada escenario

2.2 Selección de las categorías de impacto y definición de unidad funcional

De acuerdo a las condiciones del estudio, para este caso las categorías de impactos evaluadas fueron: Potencial calentamiento global (GWP), Disminución Capa de Ozono (OD), Toxicidad humana (HTP) y

Ecotoxicidad (ETP). Ante la falta de datos suficientes en la cuantificación de los RDC generados en la obra, se tuvo en cuenta un estudio realizado en la ciudad de Barranquilla con características similares en la composición y el tipo de RDC generado muy similar a la real. Para facilitar la comparación de los escenarios planteados se estará tomando como unidad funcional 1 Tonelada para cada fracción RDC generados.

2.3 Recopilación de datos del inventario

Se recopiló información de bibliografías de proyectos similares regional, nacional e internacional. Utilizando la base de datos de Ecoinvent, excluyendo los procesos y actividades previas a la generación, así como el proceso de acopio; considerando que no genera un impacto significativo dado a las características de los materiales generados. Asimismo, se evaluaron los procesos de recolección, transporte, reciclaje o disposición final de los residuos generados. Dentro del inventario se incluyó el análisis del Mix eléctrico colombiano, en la cual se evidencian las fuentes de energía con las que se abastece Colombia, a partir de datos suministrados por la Unidad de Planificación Minero Energética (UPME) del año 2015¹. El inventario del Mix eléctrico se utiliza para hallar el impacto asociado con el consumo energético. Para la recolección se tuvo en cuenta la utilización de una retroexcavadora de consumo diésel y la cantidad de residuos que recogidos. Las distancias recorridas por los vehículos, fueron consideradas en el proceso de transporte hasta el sitio de disposición final, y en el proceso de reciclaje y aprovechamiento, los RDC inertes son aprovechados como material de relleno.

3. Resultados y discusión

3.1. Inventario de ciclo de vida

En la identificación y cuantificación de las entradas y salidas en todas las etapas del ciclo de vida de los residuos, se realizaron los balances de energía y de material del sistema y se inventariaron las emisiones de contaminantes que llegan finalmente al medio en forma de gas, sólido o líquido. El análisis para los procesos de cada escenario es el siguiente:

Recolección: Las entradas de este subsistema corresponden a los residuos acopiados y cargados para transportar, y el consumo de combustible necesario para realizar esta actividad. Las salidas son los residuos entregados al transporte y las cargas asociadas (emisión al aire) a la operación del equipo cargador.

Transporte: Este tipo de recolección aplica para el sistema actual (E). Los RDC serán transportados sin haber sido clasificados previamente, para ser dispuestos sin ningún tipo de tratamiento y/o aprovechamiento. Las entradas corresponden a los residuos transportados y las salidas a los residuos entregados y la cantidad de emisiones generadas por la combustión Diesel.

Disposición final: Para el sistema actual (E), no se consideraron consumos en esta etapa, debido a no presentar control al momento de realizar la operación. Para el escenario (R) inerte y no inertes; las entradas corresponden a la cantidad de residuos dispuestos y controlados en el sitio establecido y las salidas a la cantidad de emisiones generadas por la operación de la maquinaria (bulldozer, motoniveladora, vibro compactador y retro excavadoras), para disponer y controlar adecuadamente el material en sitio. En lo referente al escenario (C), las entradas corresponden a la cantidad de residuos que ingresan a la planta de aprovechamiento de residuos, antes de su disposición y las salidas a los residuos aprovechables para su posterior utilización y no aprovechables para su disposición y a la cantidad de energía utilizada en la operación de clasificación.

¹ Mix eléctrico – Unidad de Planeación Minero Energética (2015), Boletín Estadístico de Minas y Energía período 2012- 2016.

Los resultados se observan en las tablas 1, 2 y 3.

| Proceso | Unidad | Tierra | Arena | R.Concreto - Mortero | R.Ladrillo | Agregados | R.Cerámica | R.Papel | R.Cartón | R.Metal | R.Madera | R.Icopor | R.Plástico | RCD-Mezclados |
|------------------------|--------|----------|----------|----------------------|------------|-----------|------------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|---------------|
| Recolección | l/kg | | | | | | | | | | | | | 4,58E-04 |
| Transporte 16-32t | tkm | | | | | | | | | | | | | 3,00E+00 |
| Elim. De Inertes al RS | Kg | 3,89E+06 | 4,02E+06 | 1,23E+03 | 1,20E+03 | 1,23E+03 | 8,35E+03 | | | | | | | 1,20E+04 |
| Elim. De P-C al RS | Kg | | | | | | | 2,83E+04 | 2,75E+04 | | | | | 5,58E+04 |
| Elim. Metales al RS | Kg | | | | | | | | | 3,53E+03 | | | | 3,53E+03 |
| Elim. Madera al RS | Kg | | | | | | | | | | 1,74E+04 | | | 1,74E+04 |
| Elim. Icopor al RS | Kg | | | | | | | | | | | 3,59E+04 | | 3,59E+04 |
| Elim. Plastico al RS | Kg | | | | | | | | | | | | 4,40E+04 | 4,40E+04 |

Tabla 1 Inventario del Escenario E por procesos y fracción de RDC

| Proceso | Unidad | Tierra | Arena | R.Concreto - Mortero | R.Ladrillo | Agregados | R.Cerámica | R.Papel | R.Cartón | R.Metal | R.Madera | R.Icopor | R.Plástico | In.Mezclados | No In.Mezclados |
|-----------------------------|--------|----------|----------|----------------------|------------|-----------|------------|----------|----------|-----------|----------|----------|------------|--------------|-----------------|
| Recolección de Inertes | l/kg | | | | | | | | | | | | | 5,61E-04 | |
| Recolección de No Inertes | l/kg | | | | | | | | | | | | | | 1,36E-01 |
| Transporte 16-32t | tkm | | | | | | | | | | | | | 3,00E+00 | 3,00E+00 |
| Elim. De Papel-cartón al RS | Kg | | | | | | | 2,83E+04 | 2,75E+04 | | | | | | 5,58E+04 |
| Elim. Icopor al RS | Kg | | | | | | | | | | | 3,59E+04 | | | 3,59E+04 |
| Elim. Madera al RS | Kg | | | | | | | | | | 1,74E+04 | | | | 1,74E+04 |
| Elim. Plastico al RS | Kg | | | | | | | | | | | | 4,40E+04 | | 4,40E+04 |
| Clasificación | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aridos Reciclados | Kg | 3,89E+06 | 4,02E+06 | 1,72E+02 | 1,42E+02 | 1,72E+02 | 1,42E+02 | | | | | | | 6,27E+02 | |
| Aprovechamiento (Relleno) | l/kg | | | | | | | | | | | | | 4,42E-04 | |
| Nivelación de terreno | l/kg | | | | | | | | | | | | | 6,92E+02 | |
| Metal reciclado | Kg | | | | | | | | | 2,46E+03 | | | | | |
| Papel Recuperado | Kg | | | | | | | 4,46E+03 | | | | | | | |
| Madera Contrachapada | m3 | | | | | | | | | | 2,24E+05 | | | | |
| Metal secundario (Acero) | Kg | | | | | | | | | -2,23E+03 | | | | | |
| Pulpa de sulfato | Kg | | | | | | | 2,30E+05 | | | | | | | |
| Poliuretano | Kg | | | | | | | | | | | | -3,60E+04 | | |

Tabla 2 Inventario del Escenario R por procesos y fracción de RDC

| Proceso | Unidad | Tierra | Arena | R.Concreto - Mortero | R.Ladrillo | Agregados | R.Cerámica | R.Papel | R.Cartón | R.Metal | R.Madera | R.Icopor | R.Plástico | In.Mezclados | No In.Mezclados |
|--------------------------------|----------|----------|----------|----------------------|------------|-----------|------------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|--------------|-----------------|
| Recolección de Inertes | l/kg | | | | | | | | | | | | | 5,61E-04 | |
| Recolección de No Inertes | l/kg | | | | | | | | | | | | | 1,36E-01 | 1,36E-01 |
| Transporte 16-32t | tkm | | | | | | | | | | | | | 3,00E+00 | 3,00E+00 |
| Elim. De Papel-cartón al RS | Kg | | | | | | | 2,83E+04 | | | | | | | 2,83E+04 |
| Elim. Icopor al RS | Kg | | | | | | | | | | | 3,59E+04 | | | 3,59E+04 |
| Elim. Madera al RS | Kg | | | | | | | | | | 1,74E+04 | | | | 1,74E+04 |
| Elim. Plastico al RS | Kg | | | | | | | | | | | | 4,40E+04 | | 4,40E+04 |
| Clasificación | | | | | | | | | | | | | | | |
| Residuos Eliminados | Kg | | | | | | | 2,83E+04 | 2,75E+04 | 1,36E-01 | 1,36E-01 | 1,36E-01 | 1,36E-01 | | 5,58E+04 |
| Aridos Reciclados | Kg | 3,89E+06 | 3,89E+06 | 1,72E+02 | 1,42E+02 | 1,72E+02 | 1,42E+02 | | | | | | | 7,79E+06 | |
| Recogida del material a la zai | l/kg | | | | | | | | | | | | | 3,48E-04 | |
| Procesamiento de Aridos | Kwh-l/kg | | | | | | | | | | | | | 7,46E-04 | |
| Aprovechamiento (Relleno) | l/kg | | | | | | | | | | | | | 4,42E-04 | |
| Nivelación de terreno | l/kg | | | | | | | | | | | | | 6,91E+02 | |
| Compactación | l/kg | | | | | | | | | | | | | | |

Tabla 3 Inventario del Escenario C(E) por procesos y fracción de RDC

3.2. Evaluación del impacto

En el *escenario E* se obtuvo que el proceso en el que se genera un mayor impacto es en el proceso de eliminación con un porcentaje de 99% en casi todos los indicadores excepto en el indicador GWP en donde el mayor impacto es generado por el transporte con un 97%. Para el *escenario R (Residuos inertes)* se obtuvo que en el indicador GWP los procesos en el que se genera un mayor impacto se presenta en los procesos de nivelación con un 44% y compactación con un 45%, mientras que para los indicadores OD, HTP y ETP los mayores impactos se generan en los procesos de recogida del material con un 57% y relleno con un 42%; mientras que en la en la evaluación del *escenario R (Residuos no inertes)* se observan aportes

negativas debido a las cargas evitadas en los procesos de reciclaje para todos los indicadores, el proceso de transporte es poco relevante en comparación al resto de procesos. En los indicadores OD, ETP y HTP los impactos significativos se da en el proceso de recogida con aportes del 19%, 2.6% y 9%, mientras que los procesos de reciclaje de metal, madera, papel y cartón dan valores negativos atribuidos a la contribución de las cargas evitadas, excepto en el indicador GWP en el cual los mayores impactos se atribuyen a los procesos de reciclaje de madera y reciclaje de papel. En el **escenario C (E)** se obtuvo variaciones significativas en cada uno de los indicadores. Para el indicador GWP los procesos en donde se presentan los mayores impactos son en los procesos de nivelación con 35%, compactación con 37% y eliminación con 15%, mientras que en los demás procesos sus aportes son menores al 4%. Para el indicador OD los mayores impactos se aprecian en el proceso de eliminación con un 78%, mientras que en los demás procesos sus aportes son menores al 7%. Para los indicadores ETP Y HTP los mayores impactos se asocian a los procesos de clasificación del material inerte 62%, Relleno con 11% y recogida en obra, recogida del material inerte a la zaranda y eliminación con un 9% cada uno.

Debido a las variaciones en el proceso de reciclaje, el análisis se realizó para dos comparaciones; es decir: Escenario E, Escenario R (materiales inertes mezclados) y Escenario C (E) como se aprecia en la ilustración 2 y Escenario E, Escenario R (materiales no inertes mezclados) y Escenario C (E) como se aprecia en la ilustración 3.

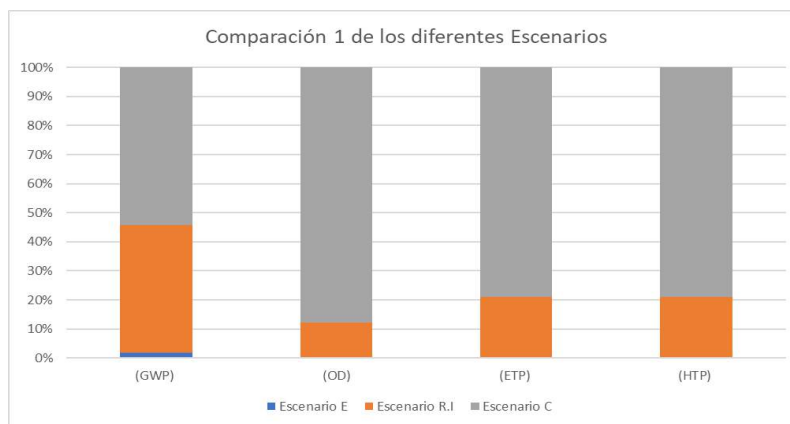


Ilustración 2 Comparación 1 escenarios

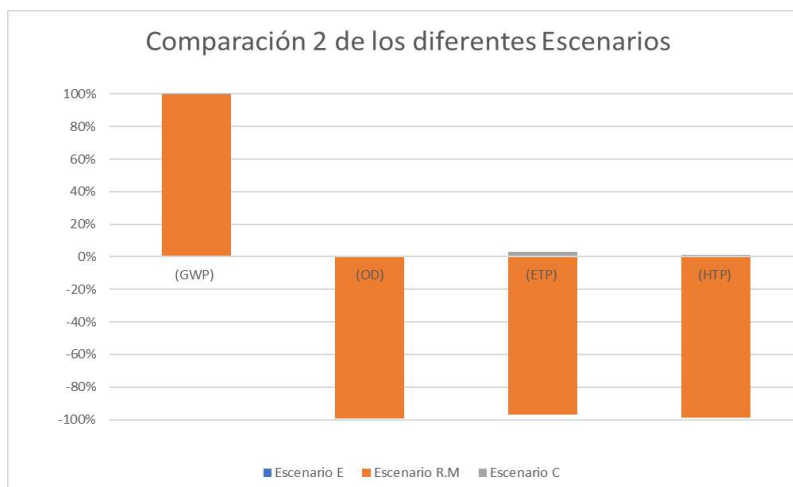


Ilustración 3 Comparación 2 escenarios

Para la comparación 1, se observa que el escenario con mayores impactos sobre los indicadores GWP, OD, ETP y HTP es el escenario C con impactos superiores al 40% que pueden ser atribuidos a la intervención de maquinarias pesadas y consumo diésel en los procesos para la recolección, transporte, aprovechamiento y/o disposición final de los RDC evaluados.

Mientras que para la comparación 2 se observan aportes negativos, debido a las cargas evitadas en los procesos de reciclaje reflejados en los indicadores OD, ETP y HTP; así mismo se observa que para estos indicadores el que mayor impacto tiene es el escenario C, aunque el aporte no supera al 10%. Mientras que para el indicador GWP el escenario que mayor impacta es el escenario R mayor al 80%.

4. Conclusiones

De manera general, para todas las fracciones sin separar y mixtas de RCD generados en este proyecto, el escenario más favorable es el Escenario R, para todos los indicadores, con excepción del indicador GWP. Debido a los procesos que intervienen en cada uno de los escenarios, como es el caso de los Escenario R y C, se van a presentar mayores impactos debido a las actividades y cargas aportadas en comparación con el escenario E, en el que se desconoce los procesos que interviene en el tratamiento de eliminación de los residuos.

A causa de las variaciones de procesos y actividades que intervienen en cada escenario, se presenta diferencias al definir cuáles de los procesos generan mayores impactos. En el escenario E el proceso que mayor impacta es la eliminación seguido del transporte y por último la recogida en la mayoría de los indicadores, con la expresión del indicador GWP en el cual el proceso que mayor impacto genera es el transporte, seguido de la eliminación. Mientras que en el escenario R, los procesos que generan mayor impacto son la compactación y la nivelación en el indicador GWP mientras que en los demás indicadores los procesos que aportan mayor impacto será los procesos de recolección y relleno de estos residuos. En el escenario C (E) los procesos con mayor impacto varían de acuerdo a los indicadores; para el indicador GWP los procesos en donde se presentan los mayores impactos son en los procesos de nivelación, compactación y eliminación. Para el indicador OD los mayores impactos se aprecian en el proceso de eliminación. Para los indicadores ETP Y HTP los mayores impactos se asocian a los procesos de clasificación del material inerte, relleno y compactación.

Finalmente es importante señalar que los resultados obtenidos respecto a la evaluación ambiental de las alternativas de gestión de RCD deberán compatibilizarse con aspectos socio – económicos y técnicos en la adopción de una estrategia determinada.

4. Referencias

Arena U., Mastellone M.L. y Perugini F. (2003). Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8 (2), 92-98.

Arzuzar, L. &. (2008). *Aplicación del análisis del ciclo de vida (ACV) en la evaluación de alternativas para el manejo de residuos sólidos ordinarios en la ciudad de Cartagena de Indias .*

Bizcocho Tocón, N. (2014). *Aplicación del Análisis de Ciclo de Vida a la gestión de los Residuos de Construcción.*

Bovea, M. D.-S.-N.-U.-F. (2017). *APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA PARA EVALUAR EL DESEMPEÑO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN IBEROAMERICA.*

- Buyle, M. B. (2013). Life cycle assessment in the construction sector: A review. 26. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 379-388.
- Castellanos, N. T. (2010). Concretos con Agregados Provenientes de Escombros de Construcción y Demolición en Colombia. *Asociación Colombiana de Ingenieros*.
- Craighill, A. &. (1999). A lifecycle assessment and evaluation of construction and demolition waste.
- ESPA. (2013). *Estudio de conveniencia y oportunidad de la Empresa de Servicios Públicos de Aseo, ESPA, para la Implementación del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS)*.
- González, M. L. (2005). *Diseño del sistema integrado para el manejo de escombros SIME en el Distrito de Cartagena*. Universidad De Cartagena.
- Guarín, N. M. (2011). Estudio comparativo en la gestión de residuos de construcción y demolición en Brasil y Colombia. . *Revista Gestión Integral en Ingeniería Neogranadina*, 3(2), 14.
- Jiménez Cortes, H. E. (2013). Evaluación de la situación actual del manejo de residuos de construcción y demolición (RCD) en el municipio de Madrid Cundinamarca.
- Muñoz, J. S. (2016). Gestión integral de residuos de construcción y demolición en Colombia: una aproximación basada en la metodología del marco lógico. *Producción+ Limpia*, 11(1).
- Robayo Salazar, R. A. (2015). Los residuos de la construcción y demolición en la ciudad de Cali: un análisis hacia su gestión, manejo y aprovechamiento. . *Tecnura*, 19(44).
- Serrano, G. &. (2009). *Aprovechamiento de los escombros para la producción de concreto*. . Red de ingeniería en saneamiento ambiental (REDISA), 1-10.
- Serrano, M. &. (2009). *Propuesta de un programa de gestión integral de escombros*. In *II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. Barranquilla.
- Vitale, P. A. (2017). Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. . *Waste Management*, 60, 311-321.



Manejo de residuos sólidos urbanos durante el saneamiento de un sitio no controlado. Caso de estudio: Tecolutla, Veracruz, México.

Vallejo Marín, Alejandra¹; Ordaz Guillén, María Yolanda Leonor¹; Valderrábano Almegua, María de la Luz ¹

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD), Calle 30 de junio de 1520, Barrio la Laguna Ticomán, C.P. 07340, Ciudad de México, México, mordazg@ipn.mx

Resumen

El estado de Veracruz, México, ocupa el cuarto lugar en generación de residuos sólidos urbanos a nivel nacional; en esta entidad federativa, más de 90 % de la infraestructura de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos, corresponde a sitios no controlados. A partir del 2020, varios de estos sitios fueron clausurados en Veracruz; sin embargo, no todos los gobiernos municipales se encuentran preparados para afrontar el desafío de no contar con un plan de saneamiento o un sitio de disposición final; uno de ellos es Tecolutla. Actualmente se realiza un saneamiento en el sitio no controlado, sin embargo, sigue recibiendo residuos generados por el Municipio para ser enviados al relleno sanitario de Gutiérrez Zamora. Derivado de ello, el objetivo de esta investigación fue identificar el manejo actual de los residuos sólidos urbanos en el municipio de Tecolutla. Para el análisis, se planteó una metodología mixta que incluyó revisión bibliográfica, trabajo de campo, aplicación de encuestas, análisis estadístico de los datos y análisis de resultados, lo que facilitó la valoración de las afectaciones al territorio y a la calidad de vida de la población. El resultado proporciona un panorama del riesgo asociado a la problemática, lo que generará estrategias que permitan al gobierno tomar decisiones pertinentes para minimizar los impactos sociales y ambientales, para ello es importante la sinergia entre los tres órdenes de gobierno.

Abstract

The state of Veracruz, Mexico, is placed in the fourth national place of waste generation, however over 90 % of waste disposal infrastructure corresponds to open dumpsites. From the 2020, several open dumpsites have been closed in Veracruz; but not every municipal government were ready to face the challenge of not having a remediation plan nor a landfill; that was the case of Tecolutla. Currently a remediation and transition process are occurring in the open dumpsite, however the municipality waste generation keeps getting to the open dumpsite in order to be taken to the Gutierrez Zamora landfill. The objective of this investigation is to identify the current waste management in Tecolutla. For this analysis was raised a mixed methodology, which included literature review, fieldwork, surveys to population, statistical data analysis and outcomes analysis, which provided the assessment of the territory and life quality of the population effects. The result provides a risk and problematic overview, which brings strategies that allow the political decision-making, in order to minimize social and environmental impacts, for that purpose synergy between the three governments levels is needed.

Palabras clave/keywords:

Lixiviados, relleno sanitario, tiradero a cielo abierto.

1. Introducción

El incremento en la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) a nivel mundial ha tenido como consecuencia la preocupación internacional y la creación de estrategias para reducir el impacto ambiental negativo que emana de la gestión de RSU, sin embargo, en varios países la forma más común de dar disposición final a los residuos es en Sitios No Controlados (SNC), los cuales no cuentan con las medidas de protección ambiental necesarias (UNEP, 2015).

La generación nacional de RSU estimada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), (2020) en el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos es de 120 128 t/día, con una generación per cápita de 0.944 kg/habitante/día, debido a que en México predomina el manejo básico de residuos, que consiste en recolectar y dar disposición final, 79 % de esta generación es llevada a Sitios de Disposición Final (SDF) controlados o no (SEMARNAT, 2017).

En cuanto a estos SDF, en México el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2019), reporta un total de 2215 SDF, de los cuales 2058 son administrados por el sector público, 111 por el sector privado y dos por una administración mixta, es también interesante revisar los datos reportados por el mismo Instituto en el 2017, en el que el número de SDF es de 2203, de los cuales 173 corresponden a Rellenos Sanitarios (RS) y 2030 a SNC. Existen diversas problemáticas alrededor de los SNC, las cuales no se limitan a la contaminación ambiental generada por el escurrimiento de los lixiviados, las emisiones de gases de efecto invernadero o la fauna nociva (Bernache, 2012), sino que se extiende a panoramas sociales, ya que una gestión inadecuada de RSU afecta principalmente a personas en condiciones vulnerables, debido a que son quienes habitan a sus alrededores o trabajan dentro de estos sitios en la separación y venta de residuos reciclables (Toscana y Canales, 2019).

En el estado de Veracruz, el INEGI (2017) reporta 150 SDF, de los cuales 146 corresponden a SNC y cuatro a RS. En la zona centro de la entidad federativa, se encuentra el municipio de Tecolutla, en las coordenadas 20°29' latitud norte y 97°00' longitud oeste, cuenta con una superficie de 535.44 kilómetros cuadrados, a 10 metros sobre el nivel del mar, colinda con los municipios de Papantla, Martínez de la Torre y Gutiérrez Zamora, el principal río de este municipio es el Río Tecolutla (Gobierno del Estado de Veracruz, 2018).

La recolección aproximada de RSU en el municipio reportada por el INEGI (2019) es de 20 000 kg/día, estos, anteriormente llegaban al SNC municipal, ubicado en la comunidad *El Negro*, este sitio operado por aproximadamente 12 años y con un área de 7.5 hectáreas, no contaba con un lugar designado para el almacenamiento de lixiviados, sino que estos se encontraban anegados alrededor del sitio, ni control de biogás (Vallejo y Ordaz, 2020).

En el año 2019, la SEMARNAT emite el Visión Nacional Hacia una Gestión Sustentable: Cero residuos, documento en el que se plasma el plan para alcanzar una economía circular y una de sus primeras líneas de acción consiste en clausurar los SNC, el primer sitio en ser clausurado se encuentra en el estado de Veracruz y posterior a esto, inician las clausuras de diversos SNC como el de Papantla y Gutiérrez Zamora, ubicados en la misma entidad federativa. A partir de lo anterior, el SNC de Tecolutla fue voluntariamente cerrado por el municipio, con la finalidad de realizar una limpieza del sitio e iniciar su rehabilitación para convertirlo en un RS. El SNC se mantuvo totalmente cerrado unos meses, en los que los RSU generados en el municipio eran llevados al RS recién inaugurado ubicado en Gutiérrez Zamora y provocó que en algunas comunidades rurales se suspendiera el servicio de limpia hasta por un mes (Vanguardia de Veracruz, 2020).

El objetivo de la investigación es conocer el manejo de los RSU durante la transición del SDF.

2. Metodología

Se realizó una investigación descriptiva, en la cual se empleó un método de investigación cualitativa y cuantitativa, con la finalidad de conocer el manejo de los RSU en Tecolutla durante el saneamiento y transición del SDF del municipio.

Lo anterior se llevó a cabo en las siguientes etapas:

1. Revisión bibliográfica de la zona de estudio, SDF y gestión integral de RSU
2. Diseño de encuestas con una escala de Lickert para aplicar a los miembros de la comunidad en campo.
3. Trabajo de campo en el que fueron aplicadas las encuestas a los miembros de la comunidad, autoridades municipales y encargados del sitio.
4. Análisis estadístico de los datos obtenidos, a través de Excel.
5. Análisis de resultados.

3. Resultados y discusión

3.1 Manejo de Residuos Sólidos Urbanos

El manejo de RSU en el municipio de Tecolutla corresponde a un manejo básico, de acuerdo con el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial en el Estado de Veracruz el municipio cuenta con tres vehículos recolectores con los que es posible cubrir el 70 % de recolección de RSU, esta recolección se encuentra principalmente en la zona centro y en las zonas periurbanas del municipio, sin embargo, en las comunidades rurales, este servicio nunca ha sido prestado de manera regular.

El municipio de Tecolutla es el sitio turístico que tiene la playa más cercana a la Ciudad de México, por lo que mantener las calles y avenidas limpias representa una necesidad para atraer un mayor número de turistas, sin embargo, la macro región Centro Norte, a la que pertenece, únicamente reporta un servicio de barrido aceptable en los municipios de Río Blanco, Nogales, Iztaczoquitlán y Orizaba, los cuales cuentan con personal e infraestructura correspondiente a carritos de barrido para proporcionar este servicio, de acuerdo al Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial en el Estado de Veracruz.

Es importante resaltar que el sitio en transición se encuentra abierto a los vehículos que llevan a cabo el servicio de limpia, estos dejan los RSU en el SDF y son llevados al RS de Gutiérrez Zamora. Durante la estancia de los residuos en el SDF en Tecolutla, se realiza una separación manual por recolectores, sin embargo, la presencia de los recolectores no es tan frecuente como antes del cierre.

Durante la aplicación de encuestas a los habitantes del municipio, fue posible observar dos situaciones interesantes; la primera es que la totalidad de los encuestados, dijo haber quemado o enterrado sus RSU debido a la falta del servicio de limpia pública, la segunda fue que quienes habitan en las comunidades lejanas al SDF o bien, en el centro de Tecolutla, perciben de una manera diferente los efectos generados por la operación y transición del sitio a las personas que habitan en comunidades cercanas como El Negro y Paso de Hidalgo. Estos contrastes existieron principalmente en preguntas acerca de la presencia de fauna nociva, aromas fétidos y en hábitos del manejo de residuos, específicamente la separación de estos.

En cuanto a la separación de RSU, se puede apreciar que quienes habitan en los alrededores del SDF realizan, en su mayoría, la separación de los residuos que generan, en contraste con aquellos que habitan lejos del sitio, los cuales realizan una mínima separación, sin embargo, los habitantes del municipio están

preocupados en conocer cómo es el manejo de RSU en Tecolutla y a qué riesgos se encuentran expuestos si no se cuenta con una gestión adecuada de los mismos, lo anterior se puede observar en la figura 1.

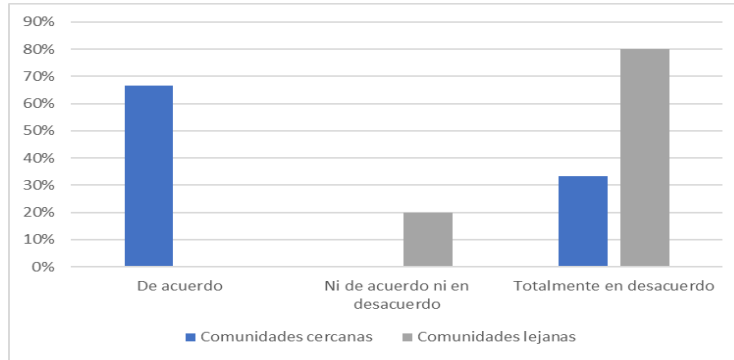


Figura 1. Separación de RSU por los miembros de la comunidad del municipio de Tecolutla, Veracruz, en el año 2021.

3.2 Percepción de las comunidades sobre el SNC

El diseño de las encuestas permitió diferenciar entre la percepción durante la operación del SDF y la transición, a partir de esto fue posible notar la diferencia en la percepción de los habitantes de zonas cercanas y lejanas al SDF. Se preguntó acerca de la presencia de fauna nociva, específicamente moscas y mosquitos, las respuestas obtenidas pueden observarse en la figura 2.

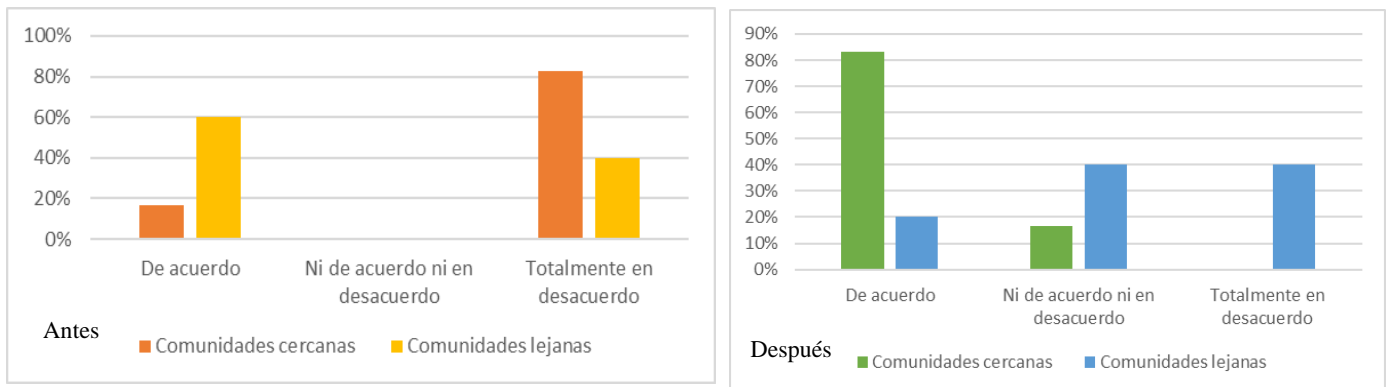


Figura 2. Percepción de las personas entrevistadas en Tecolutla hacia el ítem: observé que la cantidad de moscas y mosquitos disminuyó durante la operación del SNC y durante su transición a un RS.

Como se puede observar en las gráficas, la población cercana al SDF percibió un aumento en la presencia de moscas y mosquitos durante la operación del SNC y una disminución durante la transición a un RS, lo cual no ocurre con los habitantes de zonas lejanas al mismo. En cuanto a la presencia de aves de rapiña y roedores, la percepción en cuanto a su proliferación tiene un comportamiento similar a la de moscas y mosquitos. Otro punto importante es mencionar que los aromas emitidos por el SNC han influido de manera negativa en las actividades de 33 % de los encuestados que habitan cerca del sitio y de 20 % de quienes habitan en comunidades lejanas.

3.3 Acciones en el Sitio de Disposición Final

Posterior al cierre del SNC, los residuos que habían sido llevados a él durante su operación fueron retirados y transportados haciendo uso de excavadoras y góndolas, con destino al RS ubicado en el municipio de Tuxpan, diariamente se retiraron aproximadamente 40 toneladas de residuos. También fueron realizados análisis fisicoquímicos y geológicos del sitio, además de realizar una manifestación de

impacto ambiental, lo anterior fue llevado a cabo por un proveedor externo. Una vez que el sitio se encuentre libre de residuos, se llevará a cabo una restauración *in situ*, a través de reforestación.

Actualmente, se realizan trabajos de construcción de la primera celda y del sitio en el que serán almacenados los lixiviados. Lo anterior puede observarse en la Figura 3.



Figura 3. Primera celda y almacén de lixiviados del RS del municipio de Tecolutla, Veracruz.

3.4 Discusión

Las diferencias en las respuestas de las comunidades resultan un punto focal en la discusión sobre la disposición de RSU y su manejo, ya que resulta claro que si bien, estos residuos son principalmente generados en los centros económicos, en este caso, el centro del municipio que corresponde a una zona turística, los efectos de la gestión de residuos (adecuada o no) afecta principalmente a las personas que viven en la periferia, fuera de estos o bien, quienes trabajan dentro de los mismos. Las comunidades de El Negro y Paso de Hidalgo no cuentan con un servicio de limpia pública frecuente, a pesar de estar cerca del SDF, sin embargo, son quienes se preocupan en mayor medida de separar sus residuos, ya sea para realizar quema o entierro de estos, principalmente fracción orgánica y algunos plásticos o de vender estos residuos a un tercero. Lo anterior, concuerda con lo enunciado por Barreda (2017) los residuos son generados principalmente en el mundo *privado* (el centro de la ciudad), percibido como un espacio limpio, sano y seguro; pero esta generación es enviada al mundo público, o de las calles, percibido como el de los olores, la inseguridad y los residuos. Es así que, dentro de las entidades federativas en México, se realiza la diferenciación entre la ciudad o el centro urbano y el campo o el medio rural.

Es importante resaltar que, Tecolutla ha sido el único municipio de la macro región que ha decidido realizar una transición de su SNC a un RS en el mismo sitio, lo cual evitará la generación de pasivos ambientales, sin embargo, se recomienda que de la mano de la construcción del RS se lleve a cabo un plan de concientización, educación ambiental y construcción de infraestructura para la valorización de RSU, ya que, a partir de lo anterior, la vida útil del RS aumentará.

4. Conclusión

El municipio de Tecolutla se ha enfrentado a diversas problemáticas alrededor de la gestión integral de los RSU generados, iniciando con el manejo básico, la falta de cobertura del servicio de limpia pública, las prácticas de quema y entierro de residuos hasta la presencia de un SNC como única alternativa a la disposición final de residuos.

Si bien, la transición del SDF representará un avance en la adecuada disposición final, resultará importante que el municipio analice y genere estrategias que ayuden a la separación y valorización de RSU, así como al aumento de la cobertura del servicio de limpia.

5. Agradecimientos

Se agradece de la manera más atenta a la estudiante Diana Ailed Domínguez León por su valiosa colaboración en el trabajo de campo.

Cabe hacer mención que los resultados presentados forman parte de la primera fase del proyecto SIP 20211246: Estrategias de comunicación de riesgo para minimizar daños ambientales y a la salud humana en la Subcuenca Tecolutla y áreas circunvecinas, Veracruz, México, del Instituto Politécnico Nacional y del proyecto SIP 20210453: Retos del sector energético en el nuevo escenario mundial, los impactos económicos en México y su vinculación con la política energética del país.

6. Referencias

- Barreda, A. (2017). *Economía política de la actual basura neoliberal*. [Trabajo en extenso]. Ecología política de la basura, pensado los residuos desde el Sur. Quito, Ecuador.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2015). *Global Waste Management Outlook*. <https://www.unclelearn.org/wp-content/uploads/library/unep23092015.pdf>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*. Editorial Lucart Estudio. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Residuos*. [Archivo Excel]. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegaciones 2017: Datos tabulados. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2017/default.html#Tabulados>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2019). *Residuos*. [Archivo Excel]. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegaciones 2019: Datos tabulados. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/#Tabulados>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2017). *Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2017 - 2018*. <http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/PNPGIR%202017-2018.pdf>
- Bernache, G. (2011). Cuando la basura nos alcance. Publicaciones de la Casa Chata.
- Toscana, A. y Canales, P. (2019). Riesgos socioambientales por desechos sólidos y sus efectos en la salud pública en Tepetzotlán y Tultitlán, México. En Asociación Mexicana de Estudios Rurales, A.C. (Ed), Conflictos socioterritoriales y por recursos naturales. (Vol. II, pp. 255 – 275).
- Gobierno del estado de Veracruz Ignacio de la Llave. (2018). *Plan de Desarrollo Municipal de Tecolutla, Veracruz*. <http://unidad.transparencia.tecolutla.gob.mx/PLAN%20DE%20DESARROLLO%20MUNICIPAL%20TECOLUTLA%202018%202021.pdf>
- Vallejo, A. y Ordaz, Y. (3-6 de octubre de 2020). *El manejo de los residuos sólidos urbanos y las actividades del sector informal que contribuyen a su recuperación. Caso de Estudio: Subcuenca Río Tecolutla, Tecolutla* [Trabajo en extenso]. Encuentro Nacional de Expertos en Residuos sólidos, Ciudad de México.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2019). *Visión Nacional Hacia una Gestión Sustentable: Cero residuos*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/435917/Vision_Nacional_Cero_Residuos_6_FEB_2019.pdf
- Vanguardia de Veracruz (18 de septiembre de 2020). Servicio limitado de recolección. *Vanguardia de Veracruz*. <https://www.vanguardiaveracruz.mx/servicio-limitado-de-recoleccion-de-basura/>

CRITERIOS TECNICOS AMBIENTALES PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD DE INFRAESTRUCTURAS DE RELLENOS SANITARIOS EN AMERICA LATINA Y EL CARIBE

Abbate Lacourly, alejandro¹

¹ Profesional y consultor ambiental. Profesor de la Escuela Superior de Sanidad, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santa Fe, República Argentina, aleabbate1@yahoo.com.ar

Resumen

Actualmente los países de América Latina y el Caribe denotan problemas de disposición final de sus residuos sólidos urbanos en donde el 45 % no recibe un tratamiento o disposición final adecuada en relleno sanitario. Sin embargo, se observa que en la mayoría de los países existen reglamentos técnicos y legislaciones nacionales sobre el funcionamiento de los rellenos sanitarios. El objetivo principal del trabajo fue obtener un análisis comparativo entre los países sobre la información técnica y parámetros de cumplimiento contemplados para cada etapa del proyecto (planificación, diseño- construcción, operación y clausura-post clausura), identificando criterios a evaluar para cada aspecto de la sostenibilidad, sean técnicos, ambientales, sociales y económicos. Para ello se realizó la recopilación y análisis de diferentes reglamentos, normas y legislaciones existentes en los países y como resultado se identificaron veinte países con documentos específicos y se determinó en la fase de planificación 16 criterios, 21 para el diseño y construcción, 34 para la operación y para la clausura y post clausura 18. Además, se establecieron consideraciones comunes y particulares entre los reglamentos en base a los criterios considerados. Se concluyó que existe suficiente regulación sobre la gestión de rellenos sanitarios y que la mayor cantidad de criterios a evaluar corresponde a la construcción y operación y para aspectos técnicos y ambientales. Se podría afirmar que la aplicación y cumplimiento denota deficiencias y en gran parte de la región se encuentran rellenos sanitarios que operan sin responder a las exigencias técnicas en vigor, que aseguren el cumplimiento de los aspectos de sostenibilidad.

Abstract

Currently, the countries of Latin America and the Caribbean show problems in the final disposal of their urban solid waste, where 45% do not receive adequate treatment or final disposal in a sanitary landfill. However, it is observed that in most countries there are technical regulations and national laws on the operation of landfills. The main objective of the work was to obtain a comparative analysis between the countries on the technical information and compliance parameters contemplated for each stage of the project (planning, design-construction, operation and closure-post-closure), identifying criteria to evaluate for each aspect of the project. sustainability, be they technical, environmental, social and economic. For this, the compilation and analysis of different regulations, standards and laws existing in the countries was carried out and as a result twenty countries with specific documents were identified and 16 criteria were determined in the planning phase, 21 for design and construction, 34 for the operation and for closure and post closure 18. In addition, common and particular considerations were established among the regulations based on the criteria considered. It was concluded that there is sufficient regulation on the management of sanitary landfills and that the greatest number of criteria to evaluate corresponds to the construction and operation and for technical and environmental aspects. It could be said that the application and compliance denote deficiencies and in a large part of the region there are sanitary landfills that operate without responding to the technical requirements in force, which ensure compliance with sustainability aspects.

Palabras clave/keywords:

Infraestructura, relleno sanitario, sostenibilidad, residuos, reglamentos.

1. Introducción

Actualmente los países de América Latina y el Caribe (ALC) denotan problemas de disposición final de sus residuos sólidos urbanos, siendo el relleno sanitario el principal sistema utilizado. Sin embargo, solo un 54,4 % de la población cuenta con servicio de disposición final adecuada de sus residuos en rellenos sanitarios (BID-AIDIS-OPS, 2011). Se considera actualmente a los rellenos sanitarios como la mejor solución técnica, económica y ambiental (Rondón Toro y Col., 2016) y en la mayoría de los países existen reglamentos técnicos y legislaciones nacionales sobre el funcionamiento de los mismos. De acuerdo al concepto de relleno sanitario o centro de disposición final, cuyo alcance varía según las bibliografías y legislaciones, se trata de un lugar especialmente acondicionado y habilitado por la autoridad de aplicación para el tratamiento y la disposición permanente de los residuos sólidos urbanos (RSU) por métodos ambientalmente reconocidos y de acuerdo a normas certificadas por organismos competentes (PLN, 2004).

Según la “American Society of Civil Engineers - ASCE”, Relleno Sanitario es la técnica para la disposición de la basura en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin ocasionar molestias o peligros para la salud y seguridad pública. Este método utiliza principios de ingeniería para confinar las basuras en el menor espacio posible, reduciendo su volumen al mínimo posible (BID-AIDIS-OPS, 2011). En efecto, un relleno sanitario solo se puede considerar sustentable si durante su vida útil y posterior cierre no modifica significativamente la calidad del medio ambiente circundante: aire, agua y suelo. Es crucial desarrollar tecnologías apropiadas para las diferentes etapas de la gestión integrada de residuos sólidos urbanos (recolección, transferencia, reciclaje, tratamiento y disposición final) y para el aprovechamiento de biogás generado en rellenos sanitarios o sistemas de digestión anaeróbica de residuos (CAF, 2018). Los reglamentos sobre rellenos sanitarios proporcionan requisitos nacionales mínimos que cada uno de los estados debe incorporar a su proceso de autorización de licencias para su funcionamiento y la adopción de un modelo sostenible de gestión integrada de residuos sólidos requiere primordialmente voluntad política de los representantes del poder público. El éxito de un relleno sanitario radica en la adecuada selección del sitio, en su diseño y por supuesto en su óptima operación y control (MMAyA, 2012).

El objetivo general del trabajo fue obtener un análisis comparativo entre los países sobre la información técnica y parámetros de cumplimiento contemplados en los reglamentos e identificar criterios a evaluar para cada etapa del proyecto (planificación, diseño-construcción, operación y clausura-post clausura) y para cada aspecto de la sostenibilidad, sean técnicos, ambientales, sociales y económicos. De esta manera contribuir con pautas y lineamientos para el diseño de una herramienta metodológica de evaluación y desempeño ambiental de la infraestructura.

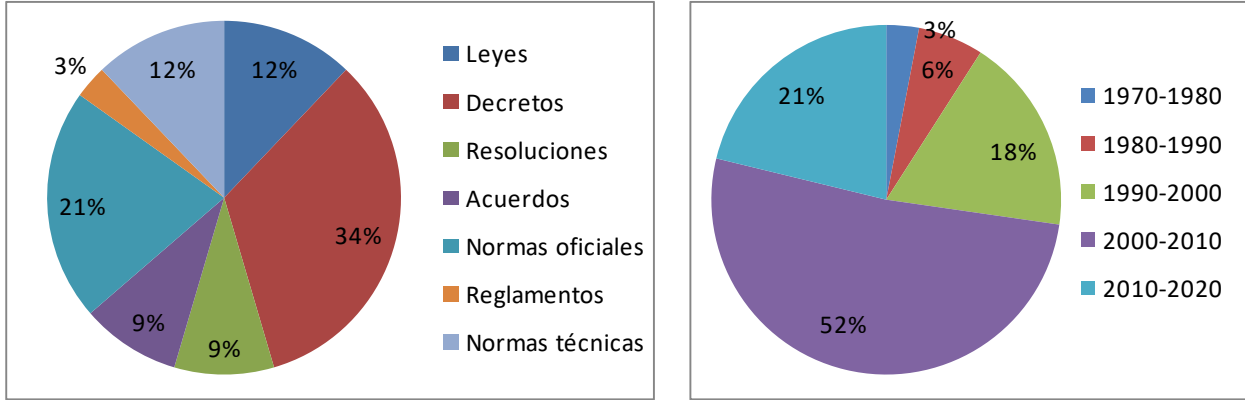
2. Metodología

En primer lugar se realizó la búsqueda de reglamentos técnicos a través de las páginas web institucionales de organismos estatales nacionales, efectuando un recopilatorio de documentos que regulan el funcionamiento de rellenos sanitarios. Para ello, se identificaron documentos específicos en veinte países de ALC, sean legislaciones y normas técnicas. En algunos países como Belice, Guyana, Surinam, Haití, Jamaica y otras islas del Caribe no se encontró información regulatoria y se desconoce si disponen de los mismos; Se resalta que puede existir alguna otra reglamentación que no fuera considerada en la presente publicación. Posteriormente se procedió al procesamiento y análisis de la información, identificando los conceptos, exigencias y requisitos para la habilitación, funcionamiento y finalización de un relleno sanitario en cada país. En base a éstos, se definieron unos criterios de evaluación para cada etapa del proyecto (planificación, diseño y construcción, operación, cierre, clausura y post clausura) y para cada aspecto de la sostenibilidad (técnico, ambiental, social y económico). En la literatura y bibliografías existente sobre el ciclo de proyectos de rellenos sanitarios se puede ampliar técnicamente sobre la conformación de criterios de evaluación. Finalmente, se establecieron mediante comparación y frecuencias consideraciones comunes entre los diferentes países de los principales criterios para cada etapa del relleno sanitario.

3. Resultados

3.1. Tipos de reglamentos analizados

El relevamiento de reglamentos en los países identificó la existencia de 33 documentos específicos, sean leyes marco (12 %), decretos (34 %), resoluciones (9 %), normas oficiales (21 %) y normas técnicas (12 %) (figura1), siendo la mayoría con vigencia en los periodos 1990-2000 (18 %), 2000-2010 (52 %) y 2010-2020 (21 %) (figura 2).



Figuras 1 y 2. Tipos de reglamentos y periodos de vigencia.

3.2. Criterios de evaluación propuestos

El análisis y procesamiento de la información técnica determinó en la fase de planificación 16 criterios, 21 para el diseño y construcción, 34 para la operación y para la clausura y post clausura 18. Además, en relación a los aspectos de sostenibilidad, corresponden 41 criterios de carácter técnico, 25 ambientales, 9 para los sociales y finalmente 14 de índole económicos. A continuación en la tabla 1 y figura 3 se detalla a modo de resumen los criterios de evaluación.

Tabla 1. Detalle de criterios de evaluación

| Fase del proyecto | Aspectos | | | |
|----------------------------------|----------|-------------|----------|------------|
| | Técnicos | Ambientales | Sociales | Económicos |
| Planificación | 8 | 4 | 1 | 3 |
| Diseño y construcción | 12 | 5 | 2 | 2 |
| Operación | 14 | 10 | 5 | 5 |
| Cierre, clausura y post clausura | 7 | 6 | 1 | 4 |

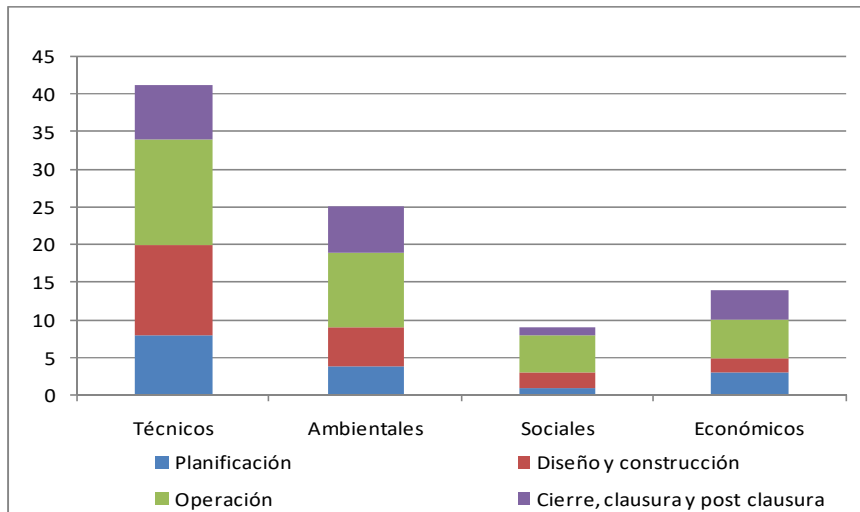


Figura 3. Criterios de evaluación de sostenibilidad de la infraestructura.

3.3. Consideraciones comunes de los reglamentos para cada etapa del proyecto

En la etapa de planificación se puede apreciar que todos los países estipulan restricciones ambientales y urbanísticas para la ubicación del sitio del relleno sanitario, más de la mitad de los países exige calcular los años de vida útil de la fase de operación, el 40 % realizar Evaluaciones de Impactos Ambientales (EIA), de costos, presupuestos y garantías financieras y solo un 25 % hace referencia al perfil académico y competencias del profesional a cargo de la dirección y ejecución de la obra. Para la etapa de diseño y construcción se observó que en todos los países el proyecto ejecutivo debe especificar el tipo de infraestructura, servicios necesarios y sistemas a utilizar para el manejo de los lixiviados, biogás y aguas pluviales y en el 90 % de los casos describir el sistema de impermeabilización de la base del relleno sanitario. Para la etapa de operación se encontró que solo el 80 % de los países estipula exigencias respecto a las especificaciones de disponibilidad del material de cobertura. Además, en un 90 % se deben realizar monitoreos periódicos para garantizar la calidad ambiental de las operaciones y en más del 95 % de los casos el funcionamiento de los frentes de trabajo debe contemplar las condiciones de seguridad y salud ocupacional de los trabajadores. Finalmente, en la etapa de cierre, clausura y post clausura es importante mencionar que el criterio que mas sobresale en un 80 % de los países es relativo al uso y destino final que se aplique al sitio recuperado en el sentido urbanístico. Luego se hacen consideraciones técnica en el 60 % de los casos al diseño del plan de cierre y abandono y entre el 40 y 45 % de las situaciones se contempla sobre la duración en años del periodo de post clausura, parámetros y controles de vigilancia ambiental y el aprovechamiento y valorización del biogás generado.

3.4. Consideraciones particulares de reglamentos en los aspectos de sostenibilidad

En lo relativo a los aspectos técnicos se puede mencionar que la mayoría de los reglamentos estipulan gran cantidad de exigencias en la etapa de planificación para definir el lugar localización o emplazamiento y algunos son terminantes en cuanto a condiciones de exclusión, prohibiciones y restricciones. En los distintos reglamentos, las especificaciones de exclusión, prohibiciones y restricciones varían en función a las características y condiciones locales. Algunas restricciones particulares se derivan en reglamentos y normativas de organismos competentes en la materia, por ejemplo, aviación, vialidad y saneamiento, entre otros. Un solo reglamento establece un procedimiento a seguir por parte de las entidades territoriales para la definición de las áreas potenciales susceptibles para la ubicación de rellenos sanitarios, estableciendo criterios de ponderación y puntaje (caso de Colombia). En la mayoría se especifica en años la vida útil mínima que debe contemplar la operación y el tiempo de vigilancia y control del periodo de post cierre. En algunos reglamentos se consideran estudios de proyección de la población, generación y caracterización de los residuos, lixiviados y biogás. En la mayoría de los países no existen o son mínimos los rellenos de seguridad, por lo cual se permite que estos desechos puedan disponerse en los rellenos sanitarios para desechos ordinarios, en áreas especialmente acondicionadas para tal fin. En estos casos queda prohibida la disposición de desechos potencialmente incompatibles en una misma celda o frente de trabajo. En la mayoría se establecen planes y programas específicos de operación, cierre y clausura. En un solo reglamento se establece un procedimiento para la evaluación de la conformidad para las entidades públicas o privadas que operen sitios de disposición final y permitan el cumplimiento de los requisitos técnicos establecidos (caso de México).

Relacionado a los aspectos ambientales se observó que la mayoría establece la obligatoriedad de realizar EIA para disponer de las licencias o autorizaciones de habilitación y funcionamiento. Se contemplan en forma compleja las variables ambientales locales a considerar en cuestiones de diseño y construcción, por ejemplo climáticas, topográficas, hidrogeológicas, entre otras. Se establecen importantes sistemas de monitoreo y control ambiental que puedan afectar a los recursos naturales y afectar a la comunidad. Algunos países estipulan la necesidad de áreas específicas de disposición para residuos ocasionados por desastres naturales o situaciones extraordinarias, tal el caso de Chile y México. En algunos reglamentos para el tema de emisión de gases, se establece que en forma opcional se podrán desarrollar proyectos de aprovechamiento y valorización del biogás. En la mayoría se contempla el uso final del relleno sanitario

luego del periodo de post clausura y su integración urbanística. En un solo reglamento se incorpora el concepto de minería de rellenos sanitarios (Landfill Mining), es el caso de Colombia.

En lo vinculado a los aspectos sociales, se puede afirmar que en un reglamento se exige resultados de consulta pública practicada a los residentes de la comunidad más cercana al proyecto (caso de Panamá). En la mayoría no se contemplan aspectos de generación local de empleos verdes. En varios reglamentos se exige que la operación debe estar bajo la responsabilidad de un ingeniero sanitario, ambiental, civil o técnico en ingeniería sanitaria y las cuestiones operativas con personal calificado y entrenado. Es de destacar que no se promueven las actividades complementarias de separación, clasificación y reciclaje en forma previa para optimizar el uso del relleno sanitario. En algunos reglamentos se evita la entrada de recolectores informales al relleno sanitario y se prohíbe la segregación en los frentes de trabajo y en la mayoría de los países se especifican condiciones de seguridad y salud ocupacional del personal y planes de emergencias.

Finalmente y en lo relativo a los aspectos económicos, se puede decir que varios reglamentos exigen en la fase de proyecto detallar los costos y presupuestos para cada etapa, como ser Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, Nicaragua, Panamá, Perú, Puerto Rico. En general, se estipulan garantías financieras durante la fase activa y para la etapa de post cierre y se establece aseguramiento financiero para acciones correctivas. Algunos países estipulan en forma obligatoria cierta la cantidad mínima de años de vida útil según el tipo de relleno (manual o mecanizado), prolongando la necesidad de nuevas inversiones. En general, no se promueven las economías de escala a través de la regionalización, salvo en Colombia y El Salvador. En muy pocos casos se tiene en cuenta la economía de transporte de los residuos y operacional. Varios países contemplan la valorización energética del biogás producido pero no se mencionan proyectos de bonos de carbono. Muy pocos países promueven incentivos económicos y deducción de pago de impuestos para empresas que adquieren tecnologías para el manejo de residuos sólidos.

4. Discusión

El relleno sanitario es una tecnología obsoleta que data del año 1930 y actualmente se cuestiona su uso frente a otras alternativas de gestión más sostenible y en países desarrollados y más avanzados en el tema se limita su autorización y uso. No obstante a ello, en América Latina es la opción más aplicada y en la mayoría de los países no son sustentables e incluso se dispone en forma escasa o nula. No se puede ejecutar una estrategia de manejo de residuos sólidos sin el apoyo y la dirección de un marco legal adecuado y actualizado. La legislación no sólo debe incluir procedimientos para exigir y controlar las condiciones de habilitación y funcionamiento del relleno sanitario, sino también metodologías para supervisar y hacer cumplir los reglamentos existentes. Además es importante comprender desde el inicio del proyecto los costos de diseño, construcción, operación y monitoreo de un relleno sanitario durante su vida operativa, etapa de cierre y posterior al cierre, lo cual en numerosos reglamentos no se contempla y sin una comprensión clara de estos costos y de cómo se afrontarán, las ciudades corren el riesgo de tener que cancelar el proyecto antes de que se complete, quizás debido a una financiación insuficiente o de cerrar el predio después de que haya sido construido (EPA, 2020). Disponer de una metodología estándar de evaluación de sostenibilidad es de vital importancia y muy necesario, pero difícil de aplicar al existir dentro de cada país distintas categorías de reglamentos técnicos.

5. Conclusiones

Existe suficiente regulación legal y requisitorias sobre la gestión de rellenos sanitarios siendo todos los reglamentos y normas técnicas analizadas en el presente trabajo de carácter legal (leyes, decretos, resoluciones, acuerdos) y de aplicación obligatoria a nivel nacional, pero se podría afirmar que el estado de cumplimiento de los mismos denota deficiencias y en gran parte de la región se encuentran rellenos sanitarios que operan sin responder a las exigencias técnicas en vigor, que aseguren un desempeño en el marco de los aspectos de sostenibilidad. Aún existe la práctica de disponer residuos sólidos en sitios que solo cumplen parcialmente o ninguna de las condiciones de un relleno sanitario (ONU Medio Ambiente,

2018), por lo cual, se debe garantizar que los países cuenten con rellenos sanitarios operados según lo dispuesto en los reglamentos existentes y posibilitar la reconversión de vertederos incontrolados o basurales a cielo abierto en rellenos sanitarios.

La mayor cantidad de criterios propuestos a través del presente trabajo para evaluar la sostenibilidad de la infraestructura corresponde a las etapas de construcción y operación y para los aspectos técnicos y ambientales. La mayoría de los reglamentos analizados fueron similares en cuanto a su estructura, con una extensión variable promedio entre las 15 y 20 páginas, detallando condiciones y exigencia para cada etapa del ciclo del proyecto y siendo muy completos técnicamente, tal es el caso de Panamá, Perú, Argentina, Chile, Colombia, Nicaragua, Costa Rica, Brasil, pero la mayoría necesitan incorporar nuevos lineamientos actuales en la materia dado que tienen más de veinte años de vigencia (década de 1990 y 2000) y algunos términos, conceptos y definiciones aplicados ya son obsoletos y necesitan de una actualización en función a los nuevos desarrollos técnicos y lineamientos de evaluación de sostenibilidad. Se observa que no estipulan nuevos criterios o tendencias mundiales de gestión de residuos, como por ejemplo la economía de escala y regionalización, economía circular, minería de rellenos sanitarios, valorización energética, mecanismos de desarrollo limpio, por lo cual necesitarían de una revisión. No obstante a ello, algunos reglamentos poseen actualizaciones o agregados recientes, como ser Panamá en el año 2016, Costa Rica en 2014, Colombia en 2017. Sin duda que la gran cantidad de reglamentos vigentes en cada uno de los países e implementados en los últimos veinte años, ha contribuido notablemente a mejorar la situación de los vertederos incontrolados (basurales a cielo abierto) y el paso de su reconversión a los rellenos sanitarios, pero en la actualidad y en función a las tendencias y nuevos desarrollos tecnológicos del sector, se hace necesario avanzar en sus actualizaciones a los fines de mejorar la calidad ambiental de los futuros rellenos sanitarios y de los existentes, elevando los estándares de operación y haciéndolos más eficientes con un nivel adecuado de conducción y tratamiento de lixiviados, de gases y aumentando los niveles de compactación, entre otros. Esto es esencial porque se debe progresar en el tratamiento y disposición final de residuos sólidos urbanos, ya no solo se debe considerar a los rellenos sanitarios como única alternativa sino que se debe apuntar a la promoción de otras tecnologías ambientalmente reconocidas en marco del modelo de economía circular. La actualización de los reglamentos debe contemplar plazos para que los rellenos sanitarios en funcionamiento cumplan con los estándares mínimos de operación y apunten a ser más sostenibles.

6. Referencias

- AGENCIA DE PROTECCIÓN AMBIENTAL DE LOS ESTADOS UNIDOS (EPA) (2020). Mejores prácticas para la gestión de residuos sólidos: Una Guía para los responsables de la toma de decisiones en los países en vías de desarrollo. Octubre de 2020. EPA 530-R-20-002-S. p: 115-125.
- BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO (BID), ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL (AIDIS) Y ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS), (2011). Informe de la Evaluación Regional del Manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina y El Caribe 2010. Códigos de la publicación: IDB-MG-115, AIDIS -001/2011. p: 131-138.
- BANCO DE DESARROLLO DE AMERICA LATINA (CAF) (2018). Economía circular e innovación tecnológica en residuos sólidos Oportunidades en América Latina. p: 54-59.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y AGUA (MMAyA) (2012). Guía para el Diseño Construcción, Operación, Mantenimiento y Cierre de Rellenos Sanitarios. 1º Edición. Gobierno Plurinacional de Bolivia. p: 11-15.
- ONU Medio Ambiente (2018). Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Panamá. p: 69-71.
- PODER LEGISLATIVO NACIONAL (PLN) (2004). Ley Nº 25916 de Gestión de residuos domiciliarios, Argentina. 8 p.
- RONDON TORO E., SZANTO NAREA M., PACHECO J., CONTRERAS E., GALVEZ A., (2016). Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Manuales CEPAL Nº 2. Publicación de las Naciones Unidas, Convenio de Cooperación Técnica entre el Ministerio de Desarrollo Social de Chile y la CEPAL. p: 73-109.



INDICADORES DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN LAS HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD A NIVEL URBANO Y DE EDIFICIO.

Jorge Ortiz, Andrea¹; Braulio Gonzalo, Marta¹; Bovea Edo, María D.¹

¹ INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España,
braulio@uji.es

Resumen

El sector de la edificación es responsable de un tercio de los residuos generados. La implementación y el éxito de la gestión de residuos requieren de la activa participación tanto de los agentes involucrados en el proceso edificatorio como de los ciudadanos a la hora de separar en origen los residuos generados en obra y en el hogar. Para ello, se requiere que tanto a nivel de vivienda, edificio como urbano, existan infraestructuras que faciliten estas actividades. En los últimos años se han desarrollado herramientas que analizan la sostenibilidad tanto a nivel urbano como de edificio/vivienda. Estas herramientas están formadas por un sistema de indicadores de evaluación agrupados por temáticas (agua, energía, materiales, etc.) entre las que se encuentra también la categoría de residuos. Sin embargo, los indicadores que se plantean para esta categoría en ambos niveles, urbano y de edificio/vivienda, no guardan una cohesión consistente, por lo que resulta necesario explorar cómo se está abordando la gestión de residuos en el marco de estas herramientas. En este contexto, el objeto de este estudio es analizar los indicadores de gestión de residuos incluidos en diferentes herramientas de evaluación de la sostenibilidad a nivel urbano y de edificio/vivienda (haciendo especial énfasis en herramientas aplicables a Colombia), clasificarlos atendiendo a diversos criterios y comparar el nivel de importancia (ponderación) que otorgan a esta categoría.

Palabras clave: *gestión de residuos, indicadores de sostenibilidad, edificios residenciales, urbanismo, desarrollo sostenible*

Abstract

The building sector is responsible for a third of the waste generated. The implementation and success of waste management requires the active participation of both the stakeholders involved in the building process and the citizens when it comes to separating the waste generated on site and at home. For this, it is required that there are infrastructures to facilitate these activities, both at housing, building and urban levels. In recent years, sustainability assessment tools have been developed to evaluate urban and building/housing. These tools are made up of an indicators system grouped by topics (water, energy, materials, etc.), also including the topic of waste. However, the indicators proposed for the topic of waste do not keep a consistent cohesion at both urban and building/housing levels, so it is necessary to explore how waste management is being approached within the framework of these tools. In this context, the purpose of this study is to analyse the waste management indicators included in different sustainability assessment tools at the urban and building/housing levels (with special emphasis on tools applicable to Colombia), classify them according to various criteria and compare the level of importance (weighting) awarded to this topic.

Keywords: *waste management, sustainability indicators, residential buildings, urbanism, sustainable development*

1. Introducción

El sector de la edificación es responsable de un tercio de los residuos generados, por lo que su correcta gestión es fundamental para minimizar los impactos ambientales derivados. Organismos internacionales como la Organización Panamericana de la Salud (OPS) y la Organización Mundial de la Salud (OMS), han diseñado indicadores de gestión de residuos que sirven para el diagnóstico de la situación actual de la generación (Acuña y Valera 2008) y que se encuentran alineados con la jerarquía de residuos propuesta por la Directiva 2008/98/CE y Directiva UE 2018/851.

Por otro lado, existen a nivel mundial herramientas de evaluación de la sostenibilidad vinculadas con el sector de la edificación, tanto a nivel urbano como edificatorio. Éstas están formadas por un sistema de indicadores de evaluación agrupados por temáticas (agua, energía, materiales, etc.), entre las que se encuentra también la categoría de residuos. Los indicadores relativos a residuos proporcionan un marco de referencia con directrices claras sobre cómo llevar a cabo la gestión de los mismos, tanto a nivel de vivienda, como de edificio, como en el entorno urbano.

En este contexto, el objetivo de este estudio es analizar los indicadores de gestión de residuos incluidos en diferentes herramientas de evaluación de la sostenibilidad a nivel urbano y de edificio/vivienda, clasificarlos atendiendo a diversos criterios y comparar el nivel de importancia (ponderación) que otorgan a esta categoría. Para ello, se propone la selección de herramientas a nivel urbano y edificatorio, aplicables a nivel internacional y haciendo especial énfasis a las aplicables en Colombia, y la identificación de los indicadores que tienen relación directa con la gestión de residuos. A continuación, se clasifican atendiendo a criterios como tipo de fracción, etapa del ciclo de vida del edificio, jerarquía propuesta por la Directiva 2008/98/CE y etapas del sistema de gestión de los residuos. Y finalmente, se identifica, en aquellas herramientas de calificación que otorgan una puntuación cuantitativa a sus indicadores, la ponderación otorgada a los indicadores vinculados con la gestión de residuos.

2. Selección de herramientas e identificación de indicadores

En la actualidad existen a nivel mundial herramientas de evaluación de sostenibilidad, tanto a nivel urbano como de edificio, en las cuales se evalúa el sistema de gestión de los residuos. La Tabla 1 muestra la relación de herramientas seleccionadas, que son aplicables al ámbito internacional y a Colombia.

Tabla 1. Herramientas analizadas

| Ámbito | Herramientas |
|----------|---|
| Urbano | LEED (https://www.usgbc.org/) BOGOTÁ* (http://www.sdp.gov.co/) CONPES* (https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/) VALLE ABURRÁ* (https://www.metropol.gov.co/ambiental/Documents/Construccion_sostenible/) CALI* (https://www.cali.gov.co/documentos/477/ecourbanismo-dagma/) MOSQUERA* (Jorge-Ortiz, Braulio & Bovea, 2021) |
| Edificio | VERDE (https://gbce.es/certificacion-verde/) BREEAM (https://www.breeam.com/) LEED (https://www.usgbc.org/) LEVEL(S) (https://ec.europa.eu/environment/topics/circular-economy/levels_en) CASBEE (https://www.ibec.or.jp/CASBEE/) GREEN STAR (https://new.gbca.org.au/) GREEN GLOBES (http://www.greenglobes.com/) DGNB (https://www.dgnb-system.de/) CASA* (https://www.cccs.org.co/wp/casa-colombia/) VALLE ABURRÁ* (https://www.metropol.gov.co/ambiental/Documents/Construccion_sostenible/) |

* específicas de Colombia

Se han identificado un total de 54 indicadores relativos a la gestión de residuos (21 a nivel urbano y 33 a nivel de edificio) que, tras homogenizar su terminología, se han organizado tal y como muestra la Tabla 2.

Tabla 2. Indicadores incluidos en las herramientas

| Herramienta de calificación | Herramientas a nivel urbano | | | | | | Herramientas a nivel edificio | | | | | | | | | | Total |
|---|-----------------------------|----------|----------|--------------|----------|-----------|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|-------------|---------------|----------|----------|--------------|-----------|
| | CONPES | LEED | BOGOTÁ | VALLE ABURRÁ | CALI | MOSQUERA | VERDE | BREEAM | LEED | LEVEL(s) | CASBEE | GREENS STAR | GREENS GLOBES | DGNB | CASA | VALLE ABURRÁ | |
| Indicador | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cantidad de residuos por fracción | | | | | 1 | 6 | 1 | | | | | | | | | 1 | 9 |
| Cantidad de residuos per cápita | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| Minimización de RCD | | | | 1 | | | | | | | 3 | | 2 | | | | 6 |
| Uso de contenedores en obra para RCD | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Sistema de gestión de RCD | 1 | 1 | | | | | 2 | 1 | 2 | 1 | | 1 | 1 | | 2 | 1 | 13 |
| Valorización RCD | 1 | | | | 2 | | | 1 | | | 1 | | | 1 | | | 6 |
| Separación de RSU | | | | 2 | | | | 1 | 1 | | | 1 | | | | 2 | 7 |
| Cobertura del sistema de gestión de RSU | | | 1 | | | 1 | | | | | | | | | | | 2 |
| Frecuencia de recogida RSU | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| Valorización de RSU | | | | | | 1 | | 1 | | | | | 1 | | | 1 | 4 |
| Diseño para la deconstrucción | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 1 | | | 1 | 4 |
| Total | 3 | 1 | 1 | 3 | 3 | 10 | 3 | 4 | 3 | 2 | 4 | 3 | 5 | 1 | 2 | 6 | 54 |

3. Clasificación de indicadores

Los 54 indicadores han sido clasificados atendiendo a la fracción a la que hacen referencia – RSU (Residuos Sólidos Urbanos) o RCD (Residuos de Construcción y Demolición)- y en otros tres criterios – por etapa de ciclo de vida, por jerarquía de residuos y por etapa del sistema de gestión. Los resultados se muestran en las Figuras 1, 2 y 3, respectivamente y, en cada una de ellas, se diferencia la clasificación por RCD y RSU.

Según muestra la Figura 1, la mayoría de las herramientas a nivel urbano, están equilibradas en cuanto a la evaluación de RCD y RSU. La herramienta que cuenta con mayor número de indicadores es la de MOSQUERA, con 9 indicadores en la etapa de uso relativos a frecuencia de recolección, el aprovechamiento de residuos o la cobertura del servicio indicadores. A nivel de edificio, los RCD son mayormente abordados, especialmente en las etapas de construcción (con indicadores como el almacenamiento de RCD en obra o su aprovechamiento) y diseño (con la elaboración de estudios de gestión de RCD) y, en menor medida, en la etapa de fin de vida y uso, para las actividades de demolición y mantenimiento, respectivamente. Cabe indicar que los RSU no están presentes en la etapa de fin de vida, debido a que se infiere que estos se dejan de generar una vez el edificio deja de estar en funcionamiento.

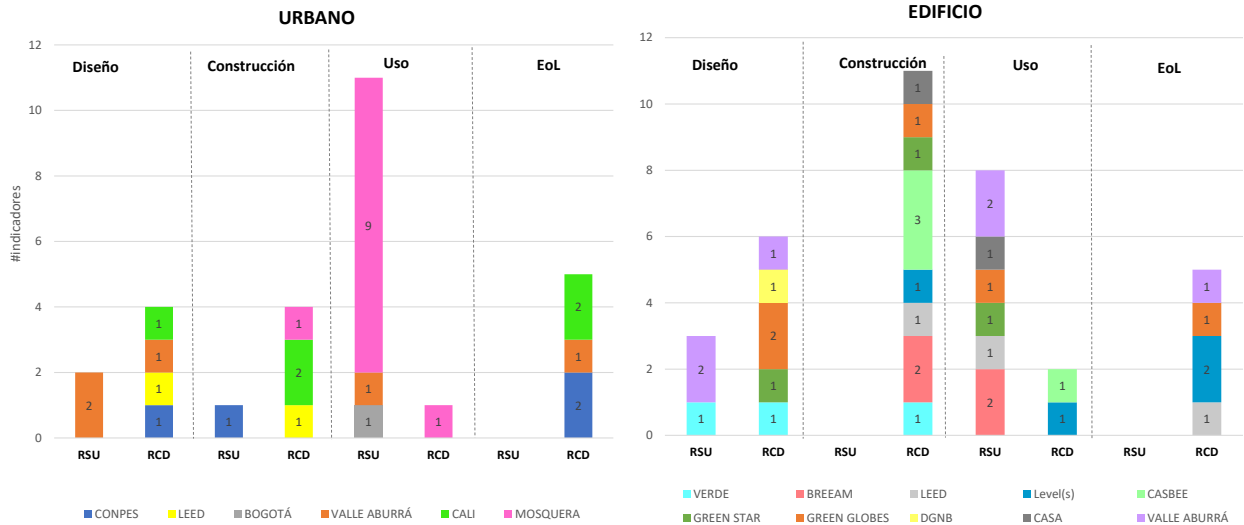


Figura 1. Clasificación de indicadores según: etapa del ciclo de vida

La Figura 2 muestra la clasificación de acuerdo con lo establecido en la Directiva 2008/98/CE, en donde se exponen los niveles de jerarquía. A nivel urbano, predominan las estrategias de prevención y eliminación, mientras que, a nivel de edificio, las de prevención, reutilización y reciclado. En las herramientas a nivel de edificio, se hace especial hincapié en los RCD y puede decirse que se incluye un número equilibrado de indicadores entre todos los niveles de jerarquía. Se observa pues que las herramientas de edificios están más alineadas con la jerarquía de la Directiva. La prevención está contemplada por indicadores como la minimización, el incorporar un sistema de gestión y el diseño para la deconstrucción. En la reutilización, el reciclado y la valorización, destacan indicadores como la reutilización de áridos reciclados, la planificación de una demolición selectiva para la recuperación de materiales y el aprovechamiento de RCD. En la eliminación, destaca la minimización de la cantidad de RCD que finalmente acaba en vertedero.

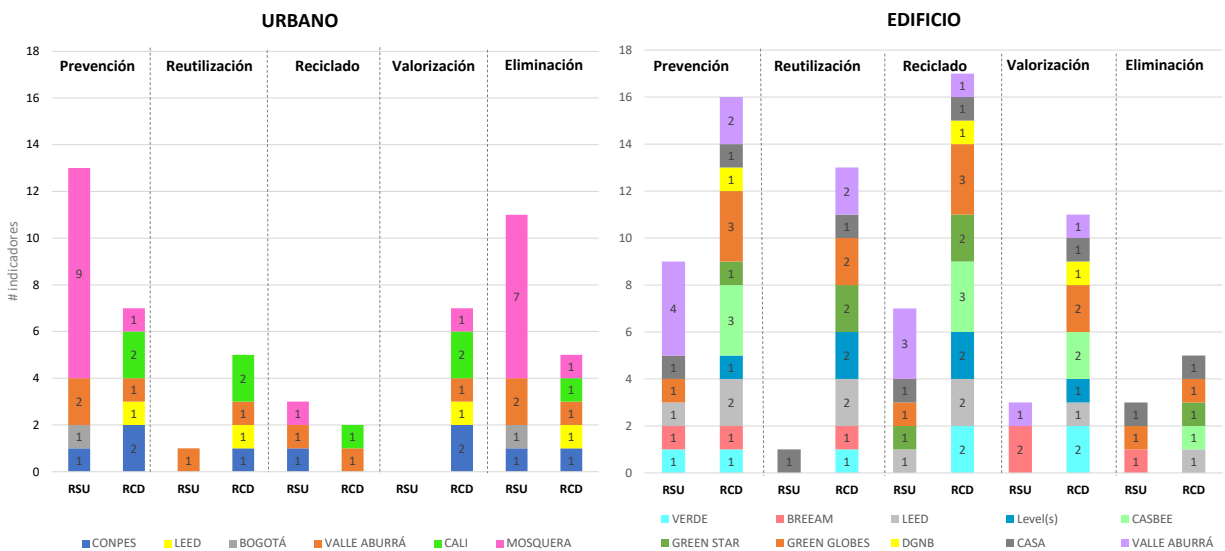


Figura 2. Clasificación de indicadores según: jerarquía de residuos (Directiva 2008/98/CE)

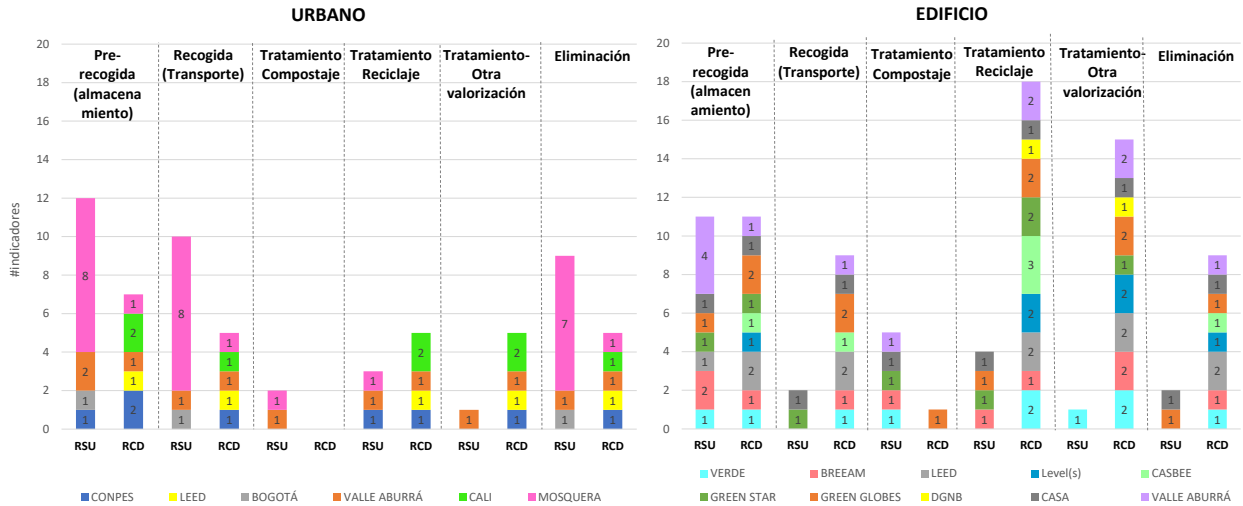


Figura 3. Clasificación de indicadores según: etapa del sistema de gestión

En la Figura 3 se observan las etapas que componen el sistema de gestión. En su mayoría, las herramientas a nivel urbano se focalizan en la etapa de pre-recogida y almacenamiento de RSU para garantizar una correcta separación de las diferentes fracciones de residuos en origen, para su posterior gestión. Se contempla pues la existencia de contenedores en vivienda, un cuarto de almacenamiento de residuos en el edificio, el transporte (considerando la distancia al punto de gestión final) y la frecuencia de recogida. A nivel de edificio, los RSU se contemplan fundamentalmente desde el punto de vista de la pre-recogida y almacenamiento de las diferentes fracciones y el compostaje doméstico. En relación a los RCD, se evalúa especialmente el tratamiento de los mismos, a través de indicadores como la recuperación, la reutilización y el reciclaje de RCD. Sin embargo, también se hace cierto hincapié en la pre-recogida, la recogida y transporte y la eliminación de RCD.

4. Análisis de ponderaciones

Con el fin de analizar a qué indicadores se les otorga más relevancia en las herramientas, se ha estimado el porcentaje de importancia que estos adquieren en el conjunto de cada herramienta de calificación. La Figura 4 representa el porcentaje de cada indicador con respecto al total. Como se observa, CASBEE y BREEAM son las que más importancia otorgan al aspecto de residuos, con un 11,75% y un 6,84%, respectivamente. En el resto de herramientas la importancia es muy inferior, estando comprendida entre 0,91% y 4,55%. El indicador más abordado es Sistema de gestión de RCD, pues todas las herramientas lo incluyen, a excepción de CASBEE y DGNB. La Minimización de RCD es el segundo indicador por nivel de importancia, aunque solo es abordado por CASBEE y GREENGLOBES. En tercer lugar, se encuentran la Valorización de RCD (en BREEAM, CASBEE y DGNB) y la Separación de RSU (en BREEAM, LEED y GREENSTAR). En menor medida, se encuentran la Cantidad de residuos por fracción (en VERDE), la Valorización de RSU (en BREEAM y GREENGLOBES) y el Diseño para la deconstrucción (en GREENGLOBES). Sin embargo, como se observa en la Figura 4, hay 4 indicadores a los que las herramientas de calificación no les conceden importancia: Cantidad de residuos per cápita, Uso de contenedores en obra para RCD, Cobertura del sistema de gestión de RSU y Frecuencia de recogida RSU.

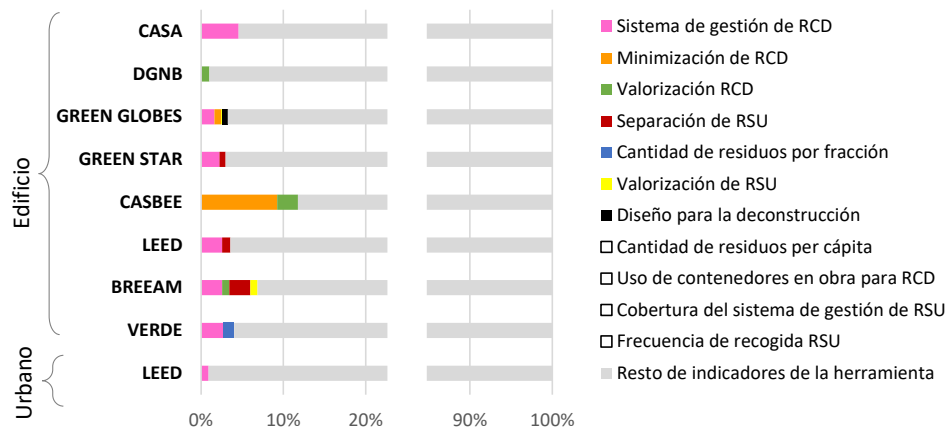


Figura 4. Ponderación de los indicadores en las herramientas de calificación

5. Conclusiones

Tras revisar el conjunto de indicadores relativos a residuos de las herramientas de evaluación de la sostenibilidad vinculadas con la edificación, se concluye que las herramientas a nivel urbano consideran de forma equilibrada las fracciones de RSU y RCD, especialmente durante la etapa de uso, mientras que las herramientas a nivel de edificio se focalizan más en la fracción RCD durante las etapas de diseño y construcción del edificio y también, pero en menor medida, en el fin de vida. En cuanto a los niveles de jerarquía establecidos por la Directiva 2008/98/CE, las herramientas de edificios están mejor alineadas que las urbanas, siendo la prevención y el reciclado, para los RCD, los dos niveles de jerarquía que aglutinan mayor número de indicadores y que, por tanto, cobran mayor importancia entre las herramientas, seguidos de la reutilización, valorización y eliminación. En referencia al sistema de gestión de los residuos, la etapa de pre-recogida y almacenamiento adquiere relevancia la fracción RSU, tanto a nivel urbano como de edificio, pues destinan gran número de indicadores dedicados a promover la disposición de contenedores para la separación en origen de las fracciones de residuos. Sin embargo, por lo que se refiere a los RCD, predominan los indicadores que abordan el reciclaje y otras formas de valorización.

Del análisis de ponderaciones, se desprende que los indicadores que se valoran con más énfasis son, en este orden, el Sistema de gestión de RCD, la Minimización de RCD, la Valorización de RCD y la Separación de RSU. CASBEE y BREEAM son las herramientas que más importancia otorgan al aspecto de residuos, aunque en general, se pone en evidencia que los residuos adquieren una importancia muy baja entre las herramientas, con una ponderación media de solo el 4,31%.

Agradecimientos

Las autoras desean expresar su agradecimiento a la Universitat Jaume I de Castellón, España, (Proyecto UJI-A2018-11) por hacer posible la realización de esta investigación.

Referencias

Jorge-Ortiz, A., Braulio-Gonzalo, M. Bovea, María D. Assessing urban sustainability in Colombia: a proposal for indicators and a case study. *Int J of Urban and Regional Research* (en revisión).

Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

Acuña, S., y Valera, V. (2008). Indicadores de generación de residuos y desechos sólidos en Venezuela. I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, Castellón de la Plana (España).



Evolución del impacto ambiental de los Sistemas de Gestión de Residuos en la consecución de objetivos normativos para el corto y medio plazo: caso de estudio

Puerta-León, Anna¹; Ibáñez-Forés, Valeria¹; Bovea, María D.¹

¹ Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España
vibanez@uji.es, bovea@uji.es

Resumen

En el marco del cumplimiento de los objetivos ambientales y de desarrollo sostenible definidos en la Estrategia Europa 2020 del Consejo Europeo y la Agenda 2030 de Naciones Unidas, la Unión Europea ha impuesto, en los últimos años, un endurecimiento de los objetivos de valorización de residuos de origen domiciliario para los diferentes Estados Miembros. En el caso de España, estos objetivos se han ido plasmando en el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (2016-2022), que establece los objetivos de recuperación a cumplir por los Sistemas de Gestión de Residuos en 2020, 2025, 2030 y 2035.

Tomando como caso de estudio el sistema de gestión de residuos domiciliarios en el municipio de Castelló de la Plana (España), el objetivo de este estudio es analizar cómo ha evolucionado en la última década el sistema de gestión de residuos domiciliarios del municipio y valorar el grado de cumplimiento, así como la tendencia futura, de los objetivos de recuperación propuestos por la normativa para 2020, 2025, 2030 y 2035. Así mismo, mediante la aplicación de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida, se cuantificará la evolución del impacto ambiental durante esta última década.

Abstract

In the framework of compliance with the environmental and sustainable development goals defined in the Europe 2020 Strategy of the European Council and the Agenda 2030 of the United Nations, the European Union has proposed a tightening of the municipal waste recovery goals for the Member States. In the case of Spain, these goals have been reflected in the State Waste Management Framework Plan (2016-2022), which establishes the waste recovery goals to be achieved by the Waste Management Systems in 2020, 2025, 2030 and 2035.

Taking the municipality of Castelló de la Plana (Spain) as a case study, the aim of this study is to analyze how its municipal waste management system has evolved in the last decade and to assess the degree of compliance, as well as the future trend, of the waste recovery goals proposed by the regulations for 2020, 2025, 2030 and 2035. Likewise, through the application of the Life Cycle Analysis methodology, the evolution of the environmental impact will be also quantified in the last decade.

Palabras clave/keywords:

Waste management system; Life Cycle Analysis; environmental impact; waste recovery goals; Spain; LCA.

1. Introducción

La generación de residuos es uno de los retos ambientales más complejos a los que se enfrentan las sociedades modernas. La cantidad de residuos generados a nivel global es cada vez mayor, mientras que disminuye la capacidad del planeta para asimilarlos. En Europa, la Directiva 2008/98/CE y su más reciente actualización (Directiva (UE) 2018/851/CE) promueven la consideración del residuo como un recurso para incorporarlo al sistema productivo, además de objetivos de valorización cada vez más exigentes para las diferentes fracciones de residuos.

En España, el marco legislativo en materia de residuos está regulado por Ley 22/2011 de Residuos y Suelos Contaminados, modificada por la Ley 5/2013, aunque existe actualmente un borrador de Ley para adaptarla a los cambios propuestos por la Directiva 2018/851/CE. El actual marco normativo obliga al Estado a la elaboración de planes de gestión y, a las comunidades autónomas, a incentivar la mejora de la gestión de residuos urbanos. Consecuentemente, en noviembre de 2015 se aprobó el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022 (PEMAR, 2015) a nivel nacional, y el Plan Integral de Residuos (PIRCV, 2019) a nivel autonómico en la Comunidad Valenciana.

Castelló de la Plana (España) ha ido introduciendo mejoras en el sistema de gestión de residuos (SGR) a lo largo de la última década. El objetivo principal de este trabajo es realizar una aproximación a la evaluación ambiental del sistema de gestión de los residuos sólidos urbanos o domésticos (RSU) en esta localidad, mediante el análisis del ciclo de vida del sistema, desde su generación hasta su disposición final en vertederos. La intención es identificar qué cambios se han introducido en el SGR desde el año 2009, y cómo han impactado en el comportamiento ambiental global del conjunto. Además, se pretende comprobar el grado de cumplimiento de los objetivos legales impuestos por la legislación europea, y las derivadas normativas nacionales y autonómicas, relativas a los residuos, para lo que se propondrán indicadores de desempeño aplicables a otros municipios de la región.

2. Metodología

La metodología aplicada en este estudio se muestra en la Figura 1 y se describe a continuación:

- **Etapa 1.** Recogida de información relativa a la generación y las características del sistema de gestión de residuos del municipio bajo estudio (Castelló de la Plana), para los años 2009 y 2019. Para ello, se contacta con las empresas implicadas en cada etapa del SGR y se les realiza una entrevista guiada con el fin de rellenar un cuestionario adaptado a las características de su organización, de donde obtener los datos primarios necesarios. Finalmente, se completa la información que falta con datos secundarios publicados de manera oficial, tanto por las empresas implicadas como por organismos públicos.
- **Etapa 2.** Revisión de la normativa relativa a la manipulación y tratamiento de residuos urbanos a nivel europeo, nacional y autonómico y propuesta de indicadores de desempeño, a partir de los objetivos normativos identificados. A partir de los datos recogidos en la Etapa 1, cálculo de los indicadores de desempeño para el escenario actual bajo estudio (Castelló de la Plana, 2019).
- **Etapa 3.** Aplicación de la metodología de Análisis del Ciclo de vida (ACV) según la norma ISO 14040-44 (2006) con el fin de obtener indicadores ambientales que caractericen ambientalmente el SGR en 2009 y 2019. Identificación de la tendencia en la contribución al impacto realizada a lo largo de la última década.



Figura 1. Metodología.

3. Descripción de la zona de estudio

Castelló de la Plana es la capital de la provincia de Castellón (Comunidad Valenciana, España), cuenta con una superficie de 107,5 km² y una población de 171.728 habitantes en 2019. Esta ciudad se localiza en la costa mediterránea de la península ibérica, siendo la temperatura media anual de unos 17,5 °C y la precipitación anual de unos 406 mm. Actualmente, en la ciudad se generan más de 80.000 t de RSU al año.

Tal y como se muestra en la Figura 2, los RSU generados se recogen, o bien de forma selectiva, si han sido separados en origen, o bien en masa. Los residuos recogidos selectivamente se destinan a sus respectivas plantas de clasificación, donde se clasifican según sus propiedades y separan de cualquier material impropio, para favorecer su posterior reciclado. La fracción resto es recogida en masa y compactada en una estación de transferencia para la optimización del transporte hasta la planta de recuperación de materiales (PRM). En ella, se separan los materiales valorizables para destinarlos a plantas de reciclaje o compostaje. El resto de materiales no clasificados para su posterior valorización, se derivan al vertedero, donde el biogás generado se quema sin aprovechamiento energético.

La Figura 2 incluye todos los flujos de residuos generados a lo largo del SGR de Castelló de la Plana en 2009 y 2019. Estos datos combinan datos primarios, procedentes de las empresas que gestionan el SGR de la ciudad, con datos secundarios extraídos del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2020) de España.

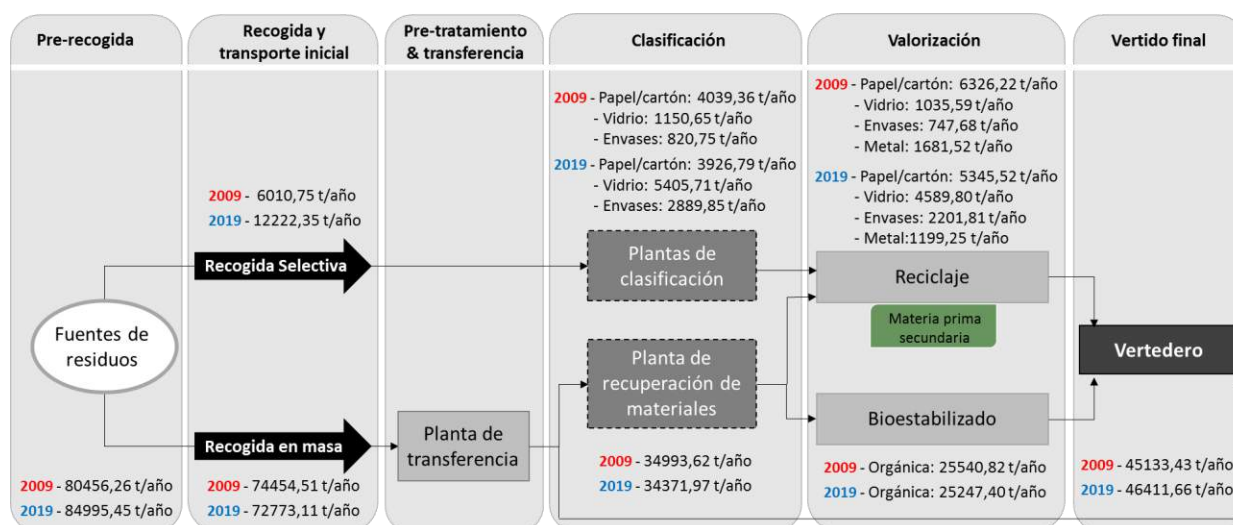


Figura 2. Sistema de Gestión de Residuos de Castelló de la Plana. Fuente: adaptado de INE (2019)

4. Resultados

4.1. Indicadores de desempeño

Tras revisar la normativa vigente que regula la gestión y el tratamiento de los residuos en España (PEMAR, 2015) y en la Comunidad Valenciana (PIRCV, 2019) se proponen 5 indicadores de desempeño para cuantificar el nivel de cumplimiento de los requisitos legislativos exigidos (ver Tabla 1). Hay que tener en cuenta que un indicador puede tener uno o varios objetivos, dependiendo de si el requisito legislativo a nivel nacional y/o autonómico difiere.

La última columna de la Tabla 1 muestra el valor que toman los indicadores propuestos en el año 2019 (escenario propuesto). Dichos indicadores se han calculado a partir de los flujos de residuos del SGR de Castelló de la Plana, mostrados en la Figura 2.

Tabla 1. Propuesta de indicadores y valores alcanzados en 2019.

| INDICADOR | OBJETIVO (LEGISLACIÓN) | DESCRIPCIÓN | 2019 |
|---------------------------------------|--|--|-----------------------|
| 1. Generación de residuos | 1. Tasa de generación <i>PEMAR (2016-2022)</i> | Reducción de residuos generados respecto al año 2010 del 10% | ↑5,4 % |
| 2. Cantidad de residuos reciclados | 2a. %RSU reciclados (relativos) <i>PEMAR (2016-2022)</i> | El 50% de los residuos reciclables generados, deberán ser reciclados | 45,40 % |
| | 2b. %RSU reciclados (relativos) <i>PIRCV (2016-2022)</i> | El 65% de los residuos reciclables generados, deberán ser reciclados | 45,40 % |
| 3. Porcentaje de reciclados | 3. Cantidad relativa de reciclado de envases <i>PEMAR (2016-2022)</i> | Envases 50 % | 37,87 % |
| | | Papel- Cartón 75 % | 20,67 % |
| | | Metal 70 % | 75,29 % |
| | | Vidrio 70 % | 40,88 % |
| 4. Recogida selectiva de biorresiduos | 4a. Recogida de biorresiduos <i>PEMAR (2016-2022)</i> | Garantizar, antes del 31/12/2023: recogida selectiva de biorresiduos | iniciada en 2020 |
| | 4b. Recogida de biorresiduos. <i>PIRCV (2016-2022)</i> | El 25% de biorresiduos deberán ser recogidos de forma selectiva | iniciada en 2020 (0%) |
| 5. Depósito de residuos en vertederos | 5a. Vertido de RSU <i>PEMAR (2016-2022)</i> | Vertido máximo de residuos municipales del 40% | 54,6 % |
| | 5b. Vertido de RSU <i>PIRCV (2016-2022)</i> | Vertido máximo de residuos municipales del 34% | 54,6 % |

PEMAR: Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022
PIRCV: Pla integral de residus de la Comunitat Valenciana

La Tabla 1 muestra como el SGR de Castelló de la Plana en 2019, a tres años del límite temporal para cumplir los requisitos legislativos de 2022, está próximo a alcanzar varios de los objetivos impuestos, principalmente a nivel autonómico. El porcentaje de RSU reciclados (indicador 2) y el vertido máximo de RSU (indicador 5) están a pocos puntos del objetivo, así como la recogida selectiva de residuos orgánicos, para la que en 2019 se realizó una prueba piloto, que ha pasado a implantarse en el municipio en 2020.

4.2. Indicadores ambientales

A continuación, se analiza el impacto ambiental producido por la gestión de los RSU en Castelló de la Plana en 2009 y 2019, mediante la aplicación de la metodología ACV. Para ello, siguiendo las recomendaciones de la ISO 14040-44 (2006), y tomando como unidad funcional la gestión de las toneladas de RSU generados anualmente en la ciudad, se elaboró un inventario del ciclo de vida (ICV) a partir de datos primarios recogidos durante la Etapa 1 de la metodología, directamente de las empresas encargadas del SGR y del

Ayuntamiento de la ciudad (ver Tabla 2). Estos datos fueron completados con información de la base de datos Ecoinvent 3.5 (2018).

Tabla 2. Datos de inventario

| ETAPA DEL CV | | DATOS DE INVENTARIO | | |
|--------------------------------|--|---|----------|-----------------------------------|
| | FRACCIÓN | Nº CONTENEDORES | | CAPACIDAD DEL CONTENEDOR (litros) |
| | | 2009 | 2019 | |
| Pre-recogida | Papel-Cartón | 396 | 560 | 3.000,00 |
| | Envases ligeros | 389 | 713 | 3.000,00 |
| | Vidrio | 355 | 718 | 3.000,00 |
| | Orgánico | - | 1.098,00 | 1.100,00 |
| | Resto (Recogida en masa) | 2.900,00 | 3.599,00 | 1.100,00 |
| Recogida y transporte | Consumo combustible durante la etapa de transporte (Finnveden et al. 2000) • media carga 0,0256 l/tkm • gran carga 0,0146 l/tkm | | | |
| Pre-tratamiento /transferencia | PLANTA | CONSUMO | | 2009 2019 |
| | Estación de Transferencia | Agua (m ³ /t) | 0,04 | 0,04 |
| | | Electricidad (kWh/ t) | 1,36 | 1,36 |
| | | Diésel (l/ t) | 1,76 | 1,76 |
| Clasificación | PLANTA | CONSUMO | | 2009 2019 |
| | Clasificadora de papel | Agua (m ³ /t) | 0 | 0 |
| | | Electricidad (kWh/t) | 4 | 4 |
| | | Diésel (l/t) | 2,58 | 2,58 |
| | Clasificadora de vidrio | Agua (m ³ /t) | 0 | 0,32 |
| | | Electricidad (kWh/t) | 6,1 | 6,1 |
| | | Diésel (l/t) | 0 | 0 |
| | Clasificadora de envases | Agua (m ³ /t) | 0 | 0 |
| | | Electricidad (kWh/t) | 8,05 | 6,69 |
| | | Diésel (l/t) | 0,53 | 0,44 |
| | PRM | Agua (m ³ /t) | 0 | 0,04 |
| | | Electricidad (kWh/t) | 8,11 | 7,73 |
| | | Diésel (l/t) | 0,56 | 0,14 |
| Valorización | Reciclaje | Datos secundarios extraídos de Ecoinvent 3.5 (2018) | | |
| | Compostaje | Agua (m ³ /t) | 0,05 | 0,09 |
| | | Electricidad (kWh/t) | 19,67 | 17,73 |
| Vertido final | Disposición en vertedero | - Consumo de 0.2 l de diésel por t de RSU (Rieradevall, 1997) | | |
| | | - Generación de lixiviado (0,15 m ³) y biogás (250 Nm ³) por t de biorresiduo | | |
| | | - Quema en chimenea del 50 % del biogás generado Datos secundarios extraídos de Ecoinvent 3.5 (2018) | | |

Modelando los datos de inventario en el software de ACV SimaPro (2019) y aplicando los factores de caracterización del método CML (2002), se obtuvieron indicadores para 5 categorías de impacto: Calentamiento Global, Destrucción de la Capa de Ozono, Oxidación Fotoquímica, Acidificación y Eutrofización. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 3, donde se indica en rojo el porcentaje de variación en la contribución a cada impacto, entre los años 2009 y 2019.

Como se observa, el escenario para el año 2019 contribuye en menor medida al impacto ambiental que el escenario del 2009, en todas las categorías analizadas. Esto indica que la evolución del SGR de Castelló en la última década ha sido positiva. Esta mejora se debe, principalmente, al ligero aumento del porcentaje de recogida selectiva de fracciones separadas en origen, ya que las tasas de recuperabilidad de fracciones reciclables por parte de las empresas involucradas no han variado en gran medida.

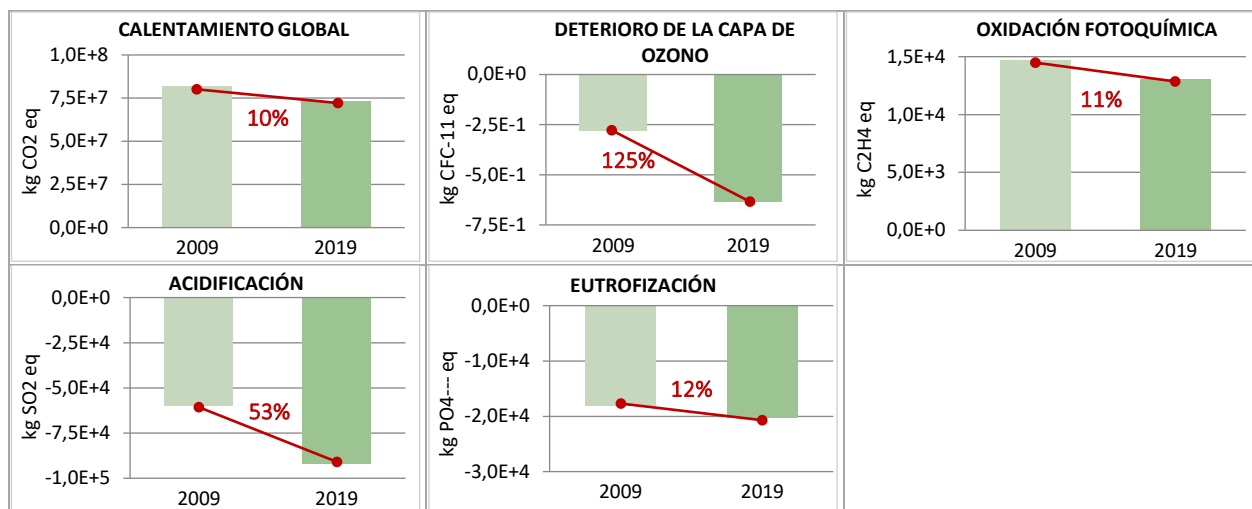


Figura 3. Evaluación del impacto del SGR de Castelló de la Plana

5. Conclusiones

La metodología propuesta en este estudio permite evaluar el comportamiento de los SGR desde una perspectiva ambiental, mediante la aplicación de la metodología ACV, y una legislativa, mediante la valoración del cumplimiento de los objetivos y requisitos vigentes, en materia de gestión de residuos.

Dicha metodología se ha aplicado al SGR de Castelló de la Plana donde las mejoras del sistema de la última década, se han traducido en mejoras ambientales significativas, especialmente en Acidificación y Deterioro de la Capa de Ozono. A pesar de ello, las tasas de recogida selectiva de fracciones reciclables aún distan de los objetivos normativos impuestos para el corto y medio plazo, así como la generación de residuos, que es uno de los principales hándicaps del sistema, puesto que, en lugar de disminuir, ha aumentado un 5.4 % sobre 2010. Esto lleva a identificar las campañas educativas y de sensibilización como elementos clave para optimizar la gestión de residuos a corto y medio plazo.

Agradecimientos

Las autoras agradecen la financiación a la Universitat Jaume I de Castelló, España (Proyecto UJI-A2018-11).

Referencias

- Directiva 2008/98/CE y Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre residuos. del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, sobre residuos.
- Ecoinvent 3.5, 2018. <https://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-35/ecoinvent-35.html>
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P, Moberg, A., 2000. Life cycle assessments of energy from solid waste. Stockholms Universitet, Sweden.
- CML, 2002. CML-IA Characterisation Factors, <https://www.universiteitleiden.nl>
- ISO 14040-44, 2006. Environmental management. Life cycle assessment.
- INE, 2019. <https://www.ine.es/>
- Rieradevall, J., Domènech, X., Fullana, P., 1997. Application of life cycle assessment to landfilling. Int. J. Life Cycle Assess. 2 (3), 141-144.
- SimaPro, 2019. <https://www.pre-sustainability.com/>.
- PEMAR, 2015. Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022. MAGRAMA, España.
- PIRCV, 2019. Pla Integral de Residus de la Comunitat Valenciana. Generalitat Valenciana, España.

AVANCES DE PROYECTO CARBONIZACIÓN DE BIOMASA | APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS AGRÍCOLAS PARA EL MEJORAMIENTO DE LAS PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS DEL SUELO EN ÁREAS DE CULTIVO

James Rivas, Arthur¹; Ramírez Salado, Joisleen¹; Cedeño De León, Maritza²; Villarreal, José³; Marín, Nacarí¹; Álvarez, Humberto⁴

¹Iniciativa de Integración de Tecnologías para el Desarrollo de Soluciones Ingenieriles (I2TEDSI), Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá., arthur.james@utp.ac.pa, joisleen.ramirez@utp.ac.pa, [nacari.marin@utp.ac.pa](mailto:nacarí.marin@utp.ac.pa)

²Facultad de Ingeniería Industrial, Universidad Tecnológica de Panamá Centro Regional de Azuero, La Villa de Los Santos, Panamá, maritza.cedeno@utp.ac.pa

³Laboratorio de Fertilidad de Suelo, IDIAP CIA Divisa, Carretera Panamericana Panamá, Panamá, jevilla38@gmail.com

⁴Facultad de Ingeniería Industrial, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá, humberto.alvarez@utp.ac.pa

Resumen

En Panamá, gran parte de los residuos agroindustriales, con potencial para promover una economía circular, se han convertido en un problema ambiental por no presentar una gestión adecuada de los residuos sólidos. El proyecto Carbonización de biomasa plantea la carbonización de residuos agroindustriales para su aplicación en suelos de áreas de cultivo, de esta manera se podría mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo. En Panamá, aproximadamente el 27% de los suelos se encuentran degradados, lo que demanda la utilización de alternativas innovadoras que pueden restaurar los suelos y reducir el uso de productos químicos que ponen en peligro los ecosistemas naturales. Este proyecto se centra en la región de Azuero que es una de las regiones con mayor producción de cultivos esenciales como el maíz y arroz. Como parte de las actividades del proyecto, se identificaron tres residuos con potencial para ser carbonizados y caracterizados. Estos se seleccionaron por medio de un estudio estadístico realizado previamente. La muestra de biocarbón de zapallo presentó la mayor productividad con 34,4%, mientras que el biocarbón de cascarilla de arroz mostró mayor disponibilidad de Fe con 38,7 mg/l y el biocarbón de maíz de Mg con 583,7 mg/l. Además, contienen otros nutrientes como P, K, Ca y M.O. Los resultados de este estudio han demostrado que el biocarbón a base de biomasa vegetal y animal podría ser un importante aliado para mejorar las propiedades fisicoquímicas de los suelos degradados en áreas de cultivo.

Abstract

In Panama, a large part of the agro-industrial waste, with the potential to promote a circular economy, has become an environmental problem because it does not present an adequate management of solid waste. The Biomass Carbonization project proposes the carbonization of agroindustry residues for its application in soils of cultivation areas, in this way the physicochemical properties of the soil could be improved. In Panama, approximately 27% of the soils are degraded, which requires the use of innovative alternatives that can restore soils and reduce the use of chemicals that endanger natural ecosystems. This project focuses on the Azuero region, which is one of the regions with the highest production of essential crops such as corn and rice. As part of the project activities, three wastes with the potential to be charred

and characterized were identified. These were selected by means of a statistical study carried out previously. The squash biochar sample presented the highest productivity with 34,4%, while the rice husk biochar showed greater Fe availability with 38,7 mg/l and the Mg corn biochar with 583,7 mg/l. In addition, they contain other nutrients such as P, K, Ca and M.O. The results of this study have shown that biochar based on plant and animal biomass could be an important ally to improve the physicochemical properties of degraded soils in cultivated areas.

Palabras clave: *biocarbón, residuos agroindustriales, carbonización, TLUD, suelos.* **Keywords:** *biochar, agroindustrial waste, carbonization, TLUD, soils.*

1. Introducción

El interés por el uso y aplicación de biocarbón como enmienda de suelos, es relativamente reciente. Sin embargo, el uso de este material se remonta a tiempo atrás, a un suelo llamado *Terra preta do indio* ubicado en la Amazonia. Este tipo de suelo es muy fértil y rico en carbono en comparación con el suelo propio de esta selva que es muy pobre en nutrientes. En estudios se ha inferido que estas condiciones de fertilidad se deben a actividades de quema de biomasa vegetal y entierro de esqueletos de animales, por parte de sus antiguos habitantes (Olmo, 2016), (Rebolledo et al., 2016). Otra teoría que se ha considerado es la quema de los bosques para el asentamiento de las comunidades y para actividades de siembra (Rebolledo et al., 2016). Por lo que, muchos de los estudios actuales sobre la utilización de residuos orgánicos carbonizados como enmienda de suelos, provienen de investigaciones sobre la fertilidad de los suelos *Terra preta* (Olmo, 2016).

Algunos procesos termoquímicos que se utilizan para la conversión de biomasa de origen vegetal, animal, microbiano en biocarbón, son pirólisis, gasificación, entre otros. La pirólisis es un proceso termoquímico que se realiza en limitada presencia de oxígeno (Cha et al., 2016), (Fryda & Visser, 2015). Este tratamiento se realiza a temperaturas controladas en un rango de 300°C a 900 °C. Del mismo, se obtienen productos sólidos, líquidos y gaseosos, siendo estos un residuo carbonoso (biocarbón), bio-aceites y una mezcla de gases conocida como *syngas* o gas de síntesis, respectivamente (Urien, 2013), (Carvajal Muñoz & Mera Benavides, 2010), (Cha et al., 2016). La gasificación es otro proceso termoquímico por el cual se convierte la biomasa en biocarbón. Es la oxidación de la biomasa en presencia de un agente gasificante, como oxígeno, aire o vapor (Fryda & Visser, 2015), (Urien, 2013). Este ocurre a temperaturas altas de hasta 900 °C (Urien, 2013). Por lo que, presenta un rendimiento bajo de 5% a 10%. Esto, también, es debido a que este proceso está diseñado principalmente para la generación de gases (Cha et al., 2016).

En la actualidad, existe literatura científica que valida el uso del biocarbón como mejorador de suelos. Además, evidencian que el uso de residuos agroindustriales carbonizados produce un aumento en la disponibilidad de fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) en el suelo. También aumenta el intercambio catiónico y eleva el pH (Lu et al., 2014), (Zhao et al., 2014).

En Panamá 27% del territorio presenta suelos degradados. Siendo las áreas más críticas Cerro Punta, Comarca Ngöbe Buglé, la Sabana Central Veragüense y el Arco Seco. Esta última área comprende las provincias de Herrera, Los Santos, Coclé y parte de Panamá (Miambiente, 2009). Además, 30% de la región de Azuero está localizada en el Arco Seco de Panamá. Esta presenta suelos con bajo pH (ácido y muy ácido) y saturación de aluminio (Al) (Villarreal et al., 2017).

El objetivo de este proyecto es evaluar el potencial de los residuos agroindustriales carbonizados como alternativa para el mejoramiento de las propiedades fisicoquímicas del suelo. De esta manera, se pretende correlacionar las propiedades fisicoquímicas del suelo propio de la región de Azuero, con el posible beneficio del agregado de material carbonizado.

2. Metodología

2.1 Materia prima

Previo al tratamiento de la materia prima se realizó una recopilación de información en la cual se analizaron los cultivos con mayor producción en la región de Azuero y la cantidad de productores de esta región. Adicionalmente, se utilizó información de instituciones gubernamentales, como el Ministerio de Desarrollo Agropecuario (MIDA) y el Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC) (Ministerio de Desarrollo Agropecuario, 2019), (Instituto Nacional de Estadística y Censo, 2011). Se pudieron identificar cultivos de alta producción en la región. Por ejemplo, el cultivo de maíz es uno de los productos de mayor generación en la región de Azuero con 97% de la producción a nivel nacional. Además, la Región genera 67,3% de la producción nacional del cultivo de zapallo. Por otra parte, el arroz se producen 16% a nivel nacional (Ministerio de Desarrollo Agropecuario, 2019). Debido a esto, los cultivos mencionados fueron seleccionados para este estudio. Otro factor que se consideró para la selección de estos cultivos fue, el uso que se le otorga a los residuos. Ya que, estos no son utilizados de forma consistente. Teniendo que, en algunos lugares del territorio nacional se utilizan como alimento para el ganado o en otros son quemados, lo que genera emisiones de gases al ambiente, afectando a la salud pública (CCA, 2014). Ambos casos son ejemplos de prácticas totalmente diferentes debido a la disponibilidad de recursos para las diferentes actividades dependiendo de la región.

Se seleccionó el rastrojo del cultivo del zapallo, la cascarilla de arroz y el capullo del maíz para ser carbonizados. Esto es debido a la cantidad de residuo que se genera de cada uno de estos en la región de Azuero. Los residuos agroindustriales fueron recolectados en fincas y sembradíos ubicados en la región (provincias de Herrera y Los Santos). La biomasa seca fue triturada con un tamaño de muestra de 2 mm a 10 mm, excepto la cascarilla de arroz.

2.2 Ensayo de carbonización

Las biomásas, previamente tratadas, fueron carbonizadas en un gasificador de flujo ascendente top-lit (TLUD). Este reactor cuenta con una altura de 20,32 cm, un diámetro de 10,16 cm. Cuenta con dos termopares, el primero a 7,62 cm desde la parte superior del reactor, mientras que la distancia entre termopares es de 10,16 cm. Para suministrar el agente gasificante (aire) se utilizó un compresor de 1,5HP – 150 psi de presión de operación máxima y de 6 galones de reserva BRIGGSS & STRATTON (Wisconsin, EE. UU.) a una presión de 25 psi. El flujo de aire se controló con un medidor de flujo de área montado en aluminio, RITEFLOW® FLOWMETERS de BEL-ART (Wayne, NJ, EE. UU.), escala 150 mm, tamaño N°4 a una presión de 200 psi. Se utilizaron termopares tipo K (diámetro de 1/8 pulg.) distribuidos a lo largo del reactor. Las temperaturas se registraron con un sistema de adquisición de datos, 4 channel K thermometer SD logger (Taichung City 427, Taiwan R.O.C) y por medio de Microsoft Excel® se obtuvieron los perfiles de temperaturas.

En los reactores carbonizadores ascendentes tipo top lit, es necesario introducir una chispa para lograr la combustión necesaria y empiece a desarrollarse el proceso de carbonización. La biomasa se enciende en la parte superior del reactor y una vez encendida, la combustión empieza a descender ocurriendo la fase de pirólisis (Masís-Meléndez et al., 2020). Luego de que la llama llegó al fondo del reactor, se detuvo el experimento y se dejó enfriar durante, aproximadamente, 40 min a 1 hora. Por último, el residuo carbonoso se recolectó en bolsas plásticas. Por otra parte, se utilizó un flujo fijo de 16 L/min. Estudios han demostrado que el flujo de aire interviene directamente con la temperatura de reacción. Por lo que, se utilizó un flujo medio para este proceso (James, 2015), (Bethancourt et al., 2019).

2.3. Técnicas de análisis

Al biocarbón y la materia prima se le realizó una caracterización química para determinar micronutrientes y macronutrientes presente en las muestras. Los análisis se realizaron en el Laboratorio Especializado de Análisis (Suelo, Agua, Tejido Foliar) del Centro Regional Universitario de Los Santos de la Universidad de Panamá. Estos análisis correspondieron a fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), hierro (Fe), manganeso (Mn), cobre (Cu), zinc (Zn), aluminio (Al). Los mismos fueron determinados por medio de un espectrofotómetro de absorción atómica de fuente continua. Por otra parte, la materia orgánica (M.O) de la muestra se analizó a través de la metodología de digestión húmeda de Walkley-Black. La misma es determinada colorimétricamente en un espectrofotómetro de luz visible (Walkley & Black, 1934).

3. Resultados y Discusión

En la tabla 1 se muestran los análisis realizados a las muestras de residuos agroindustriales carbonizadas y sin carbonizar. Siendo la cascarilla de arroz sin carbonizar (Cascarilla S/T) y carbonizada (Biocarbón-cascarilla), el capullo del maíz sin carbonizar (Maíz S/T) y carbonizado (Biocarbón-Maíz) y el rastrojo del cultivo del zapallo sin tratamiento termoquímico (Zapallo S/T) y con tratamiento (Biocarbón-Zapallo). Además, se presenta la productividad y la temperatura de reacción de los ensayos de biocarbón.

La productividad del biocarbón está directamente relacionada con la temperatura de reacción (Bethancourt et al., 2019) y la composición de hemicelulosa, celulosa y lignina de la materia prima (Urien, 2013). La muestra Biocarbón-Zapallo presentó un rendimiento de 34,38%, alcanzando una temperatura de 739,10 °C. El siguiente residuo que obtuvo mayor productividad es la cascarilla de arroz (26,3%) con una temperatura de 887 °C. Este resultado es parecido al obtenido en el estudio "Biomass carbonization – Production and characterization of biochar from rice husk" (Bethancourt et al., 2019). Por último, se observa el biocarbón de maíz, con 12% de rendimiento y 791 °C de temperatura de reacción.

Los residuos agroindustriales presentan alta disposición de materia orgánica (M.O), lo que beneficia a los suelos. Además, la utilización de estos desechos mejora la gestión de residuos (Hernández-Cázares et al., 2016). Sin embargo, a altas temperaturas (mayores de 550 °C) tiende a disminuir por la volatilización y remoción de sólidos de la materia prima (Jiménez et al., 2006). Los residuos sin carbonizar presentan 65% de M.O. Mientras que, el residuo de maíz carbonizado presentó 27,2%, la Biocarbón-Cascarilla 16,4% de M.O y Biocarbón-Zapallo 6,0%. Según estudios científicos la cantidad de materia orgánica también depende de la composición de hemicelulosa, celulosa, lignina y pectina disponible en la composición química del material sin tratamiento químico (Hernández-Cázares et al., 2016).

Macronutrientes como fósforo (P) y potasio (K) son importantes para el crecimiento y desarrollo de las plantas. Además, ayudan a la retención de agua en el suelo para mayor provecho de las plantas. Por otro lado, estos nutrientes deben estar enterrados para que las raíces de las plantas puedan absorberlos, debido a que son nutrientes fijos (Andrades & Martínez, 2014). El fósforo tiende a disminuir después del proceso, sin embargo, está presente en las cenizas del biocarbón (Rebolledo et al., 2016). El biocarbón de cascarilla de arroz presentó 93 mg/l de fósforo, mientras que el residuo de maíz 75 mg/l y zapallo mostró una disponibilidad de 80 mg/l. El potasio, por el contrario, aumentó con el proceso de carbonización. El biocarbón del residuo agroindustrial de cascarilla de arroz, presentó 8309,2 mg/l de este nutriente. Mientras que, Biocarbón-Maíz mostró una disponibilidad de 18287,2 mg/l y la muestra Biocarbón-Zapallo presentó el mayor contenido de potasio con 255499 mg/l.

Los nutrientes secundarios, como calcio (Ca) y magnesio (Mg) disminuyen a temperaturas mayores de 600 °C (Rebolledo et al., 2016), por lo que la proporción presente en el biocarbón de zapallo (Biocarbón-Zapallo) disminuyó. Sin embargo, en el de maíz (Biocarbón-Maíz) aumentó de 9,0 mg/l (Maíz S/T) a 130,3 mg/l, se infiere que este aumento se debe a que existe una menor concentración de biomasa después del proceso de carbonización y la cantidad de Ca presente en la muestra sin carbonizar era muy baja. Por lo

que, la concentración de este nutriente aumentó, ya que se pudo visualizar una mayor proporción en la muestra carbonizada. No obstante, el magnesio tuvo un comportamiento similar al calcio, la muestra de Biocarbón-Maíz mostró mayor contenido (583,7 mg/l). Mientras que, Zapallo S/T presentó 196 mg/l y en el biocarbón (Biocarbón-Zapallo) disminuyó totalmente este nutriente (0 mg/l).

Tabla 1. Caracterización química de las muestras de los residuos carbonizados y sin carbonizar (M.O-materia orgánica, K-potasio, Ca-calcio, Mg-magnesio, Fe-hierro, Mn-manganeso, Cu-cobre, Zn-zinc, Al-aluminio, Cascarilla S/T-Cascarilla de arroz sin tratamiento, Maíz S/T-Maíz sin tratamiento, zapallo S/T-zapallo sin tratamiento).

| Muestras | Tempe- ratura | Produc- tividad | M.O | P | K | Ca | Mg | Fe | Mn | Cu | Zn | Al |
|--------------------------|------------------|--------------------|------|-------|---------|-------|-------|------|-------|-----|------|---------------|
| | °C | % | % | mg/l | | | | | | | | meq/ 100 g |
| Cascarilla S/T | | | 65,0 | 201,4 | 7948,7 | 0,0 | 0,0 | 11,8 | 245,7 | 0,0 | 51,2 | 1,5 |
| Biocarbón- Cascarilla | 887 | 26,3 | 16,4 | 93,0 | 8309,2 | 0,0 | 0,0 | 38,7 | 199,7 | 0,0 | 52,1 | 0,55 |
| Maíz S/T | | | 65,0 | 286,0 | 6859,3 | 9,0 | 338,3 | 19,7 | 31,8 | 0,0 | 19,5 | 8,7 |
| Biocarbón- Maíz | 791 | 12,0 | 27,2 | 75,0 | 18287,2 | 130,3 | 583,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,20 |
| Zapallo S/T | | | 65,7 | 139,0 | 76313,7 | 64,9 | 196,0 | 4,5 | 0,0 | 0,0 | 15,2 | 8,2 |
| Biocarbón- Zapallo | 739 | 34,4 | 6,0 | 80,0 | 255499 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 8,8 | 0,0 | 0,10 |

Los micronutrientes como Fe, Mn, Cu, Zn y Al están presentes en mayor proporción en suelos ácidos, mientras que el Ca Mg, K, P y M.O están en mínimas cantidades (IDIAP, 2006). El hierro está presente en la muestra de cascarilla sin carbonizar con 11,8 mg/l, carbonizada (Biocarbón-Cascarilla) con 38,7 mg/l y en las muestras de Maíz S/T y Zapallo S/T con 19,7 mg/l y 4,5 mg/l. Mientras que, el manganeso está disponible en un 245,7 mg/l para Cascarilla S/T, 199,7 mg/L para Biocarbón-Cascarilla y 31,8 mg/l en Maíz S/T. Por otra parte, el cobre solo está presente en la muestra Biocarbón-Zapallo con 8,8 mg/l. El zinc presenta un comportamiento similar al hierro, en donde las muestras de Cascarilla S/T, Biocarbón-Cascarilla, Maíz S/T y Zapallo S/T muestran un contenido de 51,2 mg/l, 52,1 mg/l, 19,5 mg/l y 15,2 mg/l.

4. Conclusiones

Con este avance del Proyecto de Carbonización de Biomasa se logró demostrar que los residuos agroindustriales carbonizados presentan potencial para ser utilizados como mejoradores de suelos, ya que mostraron alto contenido de M.O y nutrientes esenciales, como P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn y Al. Además, el P y el K conocidos como nutrientes fijos poseen características de retención de agua en el suelo para un mejor desarrollo de las plantas. Lo que indica que el biocarbón podría mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo. Además, de ser una posible solución para la gestión adecuada de los residuos agroindustriales en la región de Azuero, lo que podría promover la sostenibilidad y una economía circular.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Sistema Nacional de Investigación (SNI) y a Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) de la República de Panamá por su contribución económica en la realización de este trabajo que forma parte del Proyecto **No. 66-2019-ITE18-R2-016, Carbonización de Biomasa** | Aprovechamiento de residuos agrícolas para el mejoramiento de las propiedades fisicoquímicas del suelo en áreas de cultivo.

Referencias

- Andrades, M. & Martínez, E. (2014). Fertilidad del suelo y parámetros que la definen. In *Universidad de la Rioja* (3rd ed.).
- Bethancourt, G., James, A., Villarreal, J. E. & Marin-Calvo, N. (2019). Biomass carbonization - production and characterization of biochar from rice husks. *Proceedings - 2019 7th International Engineering, Sciences and Technology Conference, IESTEC 2019*, 40–45.
- Carvajal Muñoz, J. & Mera Benavides, A. (2010). Biological fertilization: state of the art techniques for a sustainable agricultural development. *Producción + Limpia*, 5(2), 77–96.
- CCA. (2014). Comisión para la Cooperación Ambiental. *La Quema de Residuos Agrícolas: Fuente de Dioxinas*, 6.
- Cha, J. S., Park, S. H., Jung, S. C., Ryu, C., Jeon, J. K., Shin, M. C. & Park, Y. K. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40, 1–15.
- Fryda, L. & Visser, R. (2015). Biochar for Soil Improvement: Evaluation of Biochar from Gasification and Slow Pyrolysis. *Agriculture*, 5(4), 1076–1115. <https://doi.org/10.3390/agriculture5041076>
- Hernández-Cázares, A., Real-Luna, N., Delgado-Blancas, I. & Bautista-Hernández, J. Velasco-Velasco, J. (2016). Residuos Agroindustriales Con Potencial De Compostaje. *Agroproductividad*, 9(8), 10–17.
- IDIAF, I. de I. A. de P. (2006). *Zonificación de Suelos de Panamá por Niveles de Nutrientes*. 24.
- Instituto Nacional de Estadística y Censo. (2011). *Volumen II. Características de los Productores y la Exportaciones Agropecuarias*. https://www.inec.gob.pa/publicaciones/Default3.aspx?ID_PUBLICACION=443&ID_CATEGORIA=15&ID_SUBCATEGORIA=60
- James, A. (2015). *Simultaneous Biochar and Syngas Production in a Top-Lit Updraft Biomass Gasifier*. North Carolina State University.
- Jiménez, L., Baquero, M. & Díaz, J. (2006). ARBONIZADOS DE ORIGEN VEGETAL (COV) PARA LA GENERACIÓN DE ANTROPOSOLES. OBTENCIÓN Y CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA. *Revista Colombia de Química*, 39(2), 177–190.
- Lu, S. G., Sun, F. F. & Zong, Y. T. (2014). Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol). *Catena*, 114, 37–44.
- Masís-Meléndez, F., Segura-Chavarría, D., García-González, C. A., Quesada-Kimsey, J. & Villagra-Mendoza, K. (2020). Variability of physical and chemical properties of TLUD stove derived biochars. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(2), 1–20. <https://doi.org/10.3390/app10020507>
- Miambiente. (2009). *Atlas De Las Tierras Secas y Degradadas De Panamá*. http://www.miambiente.gob.pa/images/stories/BibliotecaVirtual/Img/CambioClimatico/atlas_tierras_secas.pdf
- Ministerio de Desarrollo Agropecuario. (2019). *Información general, año 2018-2019*. https://www.mida.gob.pa/upload/documentos/cierre___2018-2019_ok.pdf
- Olmo, M. (2016). Efectos del biochar sobre el suelo , las características de la raíz y la producción vegetal. *Tesis*, 156.
- Rebolledo, A. E., López, G. P. & Moreno, C. H. (2016). Biocarbón (biochar) I : Naturaleza , historia , fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoamericana*, 34, 367–382.
- Urien, A. (2013). Obtención de biocarbones y biocombustibles mediante pirólisis de biomasa residual. *Tesis De Máster*, 83. http://digital.csic.es/handle/10261/80225%0Ahttp://digital.csic.es/bitstream/10261/80225/1/BIOCARBONES_CENIM_CSIC.pdf
- Villarreal, J. E., Ramos, I., Villalaz, J. & Santo, A. (2017). *CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA Y CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LOS SUELOS DE LA REGIÓN DE AZUERO-PANAMÁ*. 1–7.
- Walkley, A. & Black, A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. In *Soil Science* (Vol. 37, Issue 1, pp. 29–38). <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Zhao, X., Wang, J., Wang, S. & Xing, G. (2014). Successive straw biochar application as a strategy to sequester carbon and improve fertility: A pot experiment with two rice/wheat rotations in paddy soil. *Plant and Soil*, 378(1–2), 279–294. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2025-9>



ANÁLISIS COMPARATIVO DE PROGRAMAS ESTATALES DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS. EL CASO DE LOS ESTADOS DE JALISCO Y GUANAJUATO, MÉXICO

Venegas Sahagún, Beatriz Adriana¹; Turcott Cervantes, Dolores Elizabeth²; Lobo García de Cortázar, Amaya³

¹ Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México, beatriz.adriana@cucea.udg.mx
betyvenegas@gmail.com

² Dirección General de Gestión Ambiental, Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato. Aldana #12 esquina República Mexicana, Pueblito de Rocha, C.P. 36040, Guanajuato, Guanajuato, México, ing.ely.turcott@gmail.com

³ Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Avda. de los Castros s / n, 39005 Santander, Cantabria, España, amaya.lope@unican.es

Resumen

El análisis de Políticas Públicas es fundamental para identificar, comprender y definir posibles soluciones de un problema público. En la presente investigación se analizó el Diseño de dos Programas estatales en materia de Gestión de Residuos en México: el Programa Integral Jalisco Reduce (PIJR) del estado de Jalisco y, el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de Guanajuato (PEPGIRSUG) del estado de Guanajuato.

El análisis se realizó con la metodología FODA, la cual permite determinar las Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas. Como resultados, para el PIJR se identificaron los siguientes: Fortalezas, intermunicipalidad, valorización de residuos y elaboración de composta; Oportunidades, apoyo de los municipios involucrados, revisión del marco legal municipal, financiamiento; Debilidades, población sin conocimiento sobre separación, la operación del Centro Integral de Economía Circular (CIEC); Amenazas, sindicatos de recolectores y pepenadores, ubicación el sitio de disposición final, presupuesto. En lo que respecta al PEPGIRSUG se encontraron: Fortalezas, intermunicipalidad, incremento de la valorización y compostaje en municipios pequeños. Oportunidades, desarrollo de un sistema tarifario y de cobranza, actualización del marco normativo. Debilidades, incluye una prospección de economía circular la cual no aborda los Residuos Sólidos Urbanos, financiamiento. Amenazas, el sector informal, los sindicatos y las concesiones a empresas privadas. Como rasgos comunes en ambos casos, se identifica el interés por las intermunicipalidades y el aumento en la valorización. Sin embargo, en ambos también el sector informal, la falta de presupuesto y la falta de capacidades gubernamentales entorpecen los procesos de gestión.

Abstract

The analysis of Public Policies is essential to identify, understand and determine the viability of solving a public problem, which is why in this research the Design of two State Programs on Waste Management in Mexico was analyzed, the which are, the Jalisco Reduce Comprehensive Program (PIJR) of the state of Jalisco and the State Program for the Prevention and Comprehensive Management of Urban Solid Waste of Guanajuato (PEPGIRSUG) of the state of Guanajuato.

The analysis was carried out with the SWOT methodology, which allows to determine the Strengths, Opportunities, Weaknesses and Threats. As results for the PIJR the following were identified: Strengths, intermunicipality, waste recovery and composting; Opportunities, support from the municipalities

involved, review of the municipal legal framework, financing; Weaknesses, population without knowledge in separation, the operation of the Comprehensive Circular Economy Center (CIEC); Threats, collectors and scavengers unions, location of the final disposal site, budget. Regarding the PEPGIRSUG, there are: Strengths, inter-municipalities, increasing valorization and composting in small municipalities. Opportunities, development of a rate and collection system, updating of the regulatory framework. Weaknesses, includes a circular economy survey which does not address Urban Solid Waste, financing. Threats, the informal sector, unions and concessions to private companies. It is concluded that there is interest in inter-municipalities and the increase in valorization, however the informal sector, the lack of budget and the lack of governmental capacities hinder the management processes.

Palabras clave: Políticas Públicas, Gestión de Residuos, Programas Estatales, México

1. Introducción

La Gestión de los Residuos Sólidos (GRS) es un tema presente en las agendas de gobierno tanto nacionales como internacionales, sin embargo, esta no puede ser eficiente y eficaz en su implementación si los entes de gobierno no cuentan con un marco institucional sólido como base (citar grindle, etc), este marco institucional está formado por aquellas reglas formales que determinan las acciones, obligaciones, sanciones, derechos, entre otros, es decir las leyes, normas, reglamentos, políticas públicas que permiten que un gobierno, sin importar su nivel, opere.

En esta investigación las políticas públicas se vuelven el objeto de estudio, estas son definidas por Deubel (2019) como “un conjunto formado por uno o varios objetivos colectivos, considerados necesarios o deseables, y por medios y acciones, que son tratados, por lo menos parcialmente, por una institución u organización gubernamental con la finalidad de orientar el comportamiento de los actores individuales o colectivos para modificar una situación percibida como insatisfactoria o problemática” (Deubel, 2021, p.24); por su parte Velázquez las define como “un proceso integrador de decisiones, acciones, inacciones, acuerdos e instrumentos, adelantado por autoridades públicas con la participación eventual de los particulares, y encaminado a solucionar o prevenir una situación definida como problemática. La política pública hace parte de un ambiente determinado del cual se nutre y al cual pretende modificar o mantener” (Velázquez Gavilanes, 2009, p.156).

Si bien, este documento no pretende analizar la definición de políticas públicas, es importante hacer mención que el fin que éstas persiguen es la identificación, comprensión y viabilidad de una solución, derivada de un problema, es aquí en donde entra el tema la GRS, debido a que la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se ha convertido en un tema imprescindible para las administraciones municipales, tal como mencionan Chen et al. (2020) los RSU están generando graves problemas que van desde la generación de gases de efecto invernadero, acumulación de plásticos en los océanos, emisiones de nitrógeno, entre otros, aunado a lo anterior, la generación de RSU sigue en incremento (Wilson & Velis, 2015), es así que el Banco Mundial estima que la generación de residuos aumentará de 2.010 millones de toneladas en 2016 a 3.40 mil millones de toneladas en 2050 (Kaza et al., 2018) cifras que llegan a ser alarmantes para los tomadores de decisión.

Se estima que en México se generan diariamente 120,128 t/día. (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2020), y son los gobiernos municipales son los encargados y responsables de la GRSU (Gestión de Residuos Sólidos Urbanos). Por su parte, los gobiernos estatales tienen la responsabilidad de “formular, conducir y evaluar la política estatal, así como elaborar los programas en materia de residuos de manejo especial”, así como coadyuvar y apoyar a los municipios a mejorar la GRSU. Es por lo anterior que en esta investigación tiene el objetivo de analizar el Diseño de dos Programas estatales en materia de Gestión de Residuos en México, los cuales son, el Programa Integral Jalisco Reduce (PIJR) del estado de

Jalisco y, el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de Guanajuato (PEPGIRSUG) del estado de Guanajuato, ya que, en su esencia, apoyan a los gobiernos municipales a lograr una GIRSU exitosa.

2. Metodología

Para llevar a cabo el análisis del Diseño de dos programas estatales en materia de Gestión de Residuos en México se utilizó una metodología cualitativa utilizando el análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas (FODA), el cual es un instrumento de reflexión que evalúa de manera cualitativa aquellos factores fuertes y débiles de cierto tema para detectar las áreas de oportunidad y establecer mejoras en el sistema.

Galileo (2014), realiza una definición de cada categoría del FODA: DEBILIDADES Factores que provocan una posición desfavorable; FORTALEZAS Capacidades especiales y recursos con que se cuenta; OPORTUNIDADES Factores que resultan positivos y favorables en el entorno; AMENAZAS Situaciones que provienen del entorno atentando contra la estabilidad.

De acuerdo con Maguiña Rivero es “fundamental considerar como fortalezas o debilidades aquellos aspectos aparentemente externos pero que son producto de la gestión de una organización” (2016, p.314).

2.1 Caso 1. Programa Integral Jalisco Reduce (PIJR) del estado de Jalisco

El estado de Jalisco se encuentra en el occidente de México, está integrado por 125 municipios, aunado a esto tiene una de las áreas metropolitanas más importantes de México, el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG). Al año 2020 Jalisco contaba con 8,348,151 habitantes de los cuales 5,220,443 (IIEG, 2020) habitantes se encuentran en la AMG, de acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco, en el AMG se genera un aproximado de 5,000 ton/RSU/día. (SEMADET, 2018).

En el año 2018 la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco lanza el Programa Integral Jalisco Reduce para la GRSU del AMG, el cual tiene “como principal objetivo, garantizar un medio ambiente sano y combatir los efectos provocados por el cambio climático, para ello, se trabajará a través de una estrategia integral que contempla: (1) Cultura de la legalidad, (2) Ciudadanía responsable, (3) la creación del Centro Integral de Economía Circular (CIEC) y (4) el Sistema de Gestión de Residuos Metropolitanos -Base Cero-, todo vinculado con los Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos (SIMARES)” (SEMADET, 2018).

La cultura de legalidad consiste en garantizar un buen manejo y legalidad de los residuos, hablando de sanciones, combatir la corrupción de centros de acopio clandestinos, entre otros. La ciudadanía responsable abarca los temas de reducción de residuos, correcta disposición y separación. El Centro Integral de Economía Circular (CIEC) permitirá el manejo y separación correcta de residuos, trabajando bajo la mirada de Economía Circular al reintegrar materiales a la cadena productiva, así como disposición de residuos no valorizables.

Entre las estrategias que se proponen se encuentran las siguientes: a) Metropolizar la GRSU; b) Picachos (sitio de disposición final ubicado en Zapopan) será transformado para ser un CIEC; c) Se extenderán las instalaciones de puntos limpios (sistemas de separación de residuos instalados en la vía pública para que la población lleve sus residuos separados, ya que la recolección ha sido domiciliada); d) Incorporar sistema de tarifas.

2.2. Caso 2. Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de Guanajuato (PEPGIRSUG) del estado de Guanajuato

El estado de Guanajuato se localiza en el centro del país y está integrado por 46 municipios. Con 6,166,934 habitantes (INEGI, 2021), se ubica en sexto lugar a nivel nacional, un poco debajo de Jalisco. Actualmente, se estima que el Estado genera 3,537 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos (RSU), con una generación per cápita promedio de 0.6349 kg/habitante/día. Aproximadamente el 40% de los residuos son materia orgánica y el 60% son residuos potencialmente reciclables y otros. El Estado cuenta actualmente con un total de 43 sitios de disposición final, donde 15 son rellenos sanitarios, 13 son sitios de disposición final controlados, 15 son vertederos a cielo abierto, y existe un relleno regional, el cual recibe los residuos de tres municipios.

La Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato (SMAOT) realiza una publicación con los datos disponibles de todos los municipios, llamada: *Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en los municipios del Estado de Guanajuato* (Turcott & Aguilar, 2020). Esta publicación compila los datos derivados de los Diagnósticos Básicos y de los Programas Municipales de residuos sólidos urbanos de los 46 municipios, algunos de 2009 y hasta el año 2020.

Derivado de esta publicación y de otros documentos complementarios, se trabaja en una planeación participativa, donde asistieron 33 de los 46 municipios. Se realiza una planeación estratégica derivado de estos resultados e información, que finalmente se materializa en el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de Guanajuato cuyo objetivo principal es *instrumentar los principios de política ambiental en materia de residuos a través de un sistema integral aplicando acciones de prevención, minimización, clasificación y valorización, mediante la separación desde la fuente, teniendo como base una economía circular e incorporando esquemas de responsabilidad compartida y consumo responsable de los diferentes actores* (SMAOT, 2021).

Este programa se integra de 10 líneas de acción: Modificar la Ley y reglamento estatales, adecuar los reglamentos municipales, la regionalización intermunicipal, establecimiento de puntos verdes, potenciar el trabajo de recicladores base informales, establecer un sistema tarifario y de cobranza para el servicio de gestión integral de RSU, establecer un sistema de vigilancia ciudadana, capacitar y certificar por habilidades al personal de aseo urbano, campañas de concientización de la población.

3. Resultados

Los resultados de cada caso se presentan en las tablas siguientes, que siguen el esquema del análisis FODA.

Tabla 1. FODA Programa Integral Jalisco Reduce (PIJR) del estado de Jalisco

| FORTALEZAS | OPORTUNIDADES |
|---|--|
| <p>El programa apuesta por la intermunicipalidad lo que minimiza el impacto ambiental.</p> <p>Se pretende generar una cultura de valorización de residuos en los ciudadanos.</p> <p>Con los residuos orgánicos se propone la elaboración de composta.</p> <p>Se trabajaría con economías de escala.</p> | <p>Apoyo de los municipios involucrados.</p> <p>Revisión del marco legal municipal y estatal.</p> <p>Revisión y adecuación del financiamiento.</p> |

| | |
|--|--|
| Se eliminarían los costos de poder sobre los residuos valorizables. | |
| DEBILIDADES | AMENAZAS |
| <p>Se tiene una población sin conocimiento en separación</p> <p>La operación del Centro Integral de Economía Circular (CIEC), ya que al ser intermunicipal se tienen que llegar a acuerdos.</p> <p>No se cuenta con las reglas de operación del programa</p> <p>Apatía de los municipios involucrados.</p> | <p>Sindicatos de recolectores y pepenadores</p> <p>Ubicación el sitio de disposición final, ya que los pobladores aledaños desean el cierre del actual.</p> <p>Falta de presupuesto.</p> |

Tabla 2. FODA Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de Guanajuato (PEPGIRSUG) del estado de Guanajuato

| | |
|---|---|
| FORTALEZAS | OPORTUNIDADES |
| <p>Se contempla la intemunicipalidad para llevar a cabo el cierre progresivo de tiraderos a cielo abierto y mejorar la economía de escala.</p> <p>Se contempla infraestructura de valorización y compostaje para municipios pequeños que permitirá la implementación de las tecnologías más fácilmente y con menores inversiones.</p> | <p>Desarrollo de un sistema tarifario y de cobranza para ayudar a la sustentabilidad financiera de los sistemas de gestión de residuos.</p> <p>Actualización del marco normativo a nivel estatal y municipal, de acuerdo a las necesidades actuales y a la visión del Programa.</p> |
| DEBILIDADES | AMENAZAS |
| <p>La prospección de economía circular se realizó en conjunto con los Residuos de Manejo Especial, por lo que se centra más en estos últimos.</p> <p>Al ser el primer Programa Estatal de residuos, no se tiene aún, un financiamiento fijo para su ejecución.</p> | <p>El sector informal suele ser reactivo y poco colaborativo cuando se proponen cambios en su forma de trabajo, y el cierre de varios tiraderos, puede causarles problemas de diversa índole.</p> <p>Existe personal sindicalizado y algunas empresas privadas con concesiones en los municipios, al igual que el sector informal, pueden obstruir o negarse a realizar cambios</p> |

4. Conclusiones

En la revisión realizada se comprueba que existe una preocupación desde los gobiernos Estatales mexicanos en cuanto a la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos. Si bien, los RSU son competencia municipal, el gobierno estatal correspondiente está dispuesto a apoyar a los municipios generando esquemas de gestión que apuestan por las intermunicipalidades y el aumento en la

valorización desde una visión estratégica. Sin embargo, el sector informal, la falta de presupuesto y las escasas capacidades gubernamentales a nivel municipal llegan a frenar y/o ralentizar los procesos de gestión y de cambio.

5. Referencias

Ballesteros, H., Verde, J., Costabel, M., Sangiovanni, R., Dutra, I., Rundie, D., ... & Bazán, L. (2010). Análisis FODA: Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas. *Revista Uruguaya de enfermería*, 5(2).

Chen, D. M. C., Bodirsky, B. L., Krueger, T., Mishra, A., & Popp, A. (2020). The world's growing municipal solid waste: Trends and impacts. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074021.

Deubel, A. N. R. (Ed.). (2021). *Enfoques para el análisis de políticas públicas*. Universidad Nacional de Colombia.

IIEG (2020) Ficha informativa, 08 de julio de 2020. Día Mundial de la Población 2020 <https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2020/07/D%C3%ADamundialpoblaci%C3%B3n2020.pdf>

INEGI, 2021. Panorama Sociodemográfico de México 2020, en: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/tableros/panorama/>, consultado el: 10/junio/2021.

Kaza, Silpa; Yao, Lisa C.; Bhada-Tata, Perinaz; Van Woerden, Frank. 2018. *What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development*. Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO.

Maguiña Rivero, O. F., & Gross, G. A. U. (2016). Análisis FODA: Un enfoque pragmático. *Pueblo Continente*, 27(1), 309-315.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>

SEMADET (2018) <https://www.jalisco.gob.mx/es/gobierno/comunicados/lanza-gobierno-de-jalisco-programa-integral-jalisco-reduce>

SMAOT (2021). Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos de Guanajuato, borrador para consulta, en: <https://smaot.guanajuato.gob.mx/sitio/biblioteca-en-linea>, consultado el: 14/junio/2021.

Turcott, D.E. & Aguilar A. (2020). "Gestión integral de residuos sólidos urbanos en los municipios del Estado de Guanajuato". Primera edición, septiembre 2020. Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato. Licencia: Creative Commons CC BY-NC-SA 4.0.

Velázquez Gavilanes, R. (2009). Hacia una nueva definición del concepto "política pública". *Desafíos*, 20, 149-187.



Caracterización Físico-química de Residuos Aceitosos del Sector Automotriz en el Gran Santo Domingo, República Dominicana

Lara Rodríguez, Belkis Yeninfer¹; Espiritu Fulgencio, Rafaelina²; Rosario Michel, Gregorio³

¹Universidad Latina de Panamá, Facultad de Ingeniería, Ciudad de Panamá, Panamá,

belkis.lara@ulatina.edu.pa

²Oficina Nacional de Estadística, rafaelina.espiritu@one.gob.do

³Universidad Autónoma de Santo Domingo, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Santo Domingo,

República Dominicana, gmichel12@uasd.edu.do

Resumen

La gestión de residuos aceitosos constituye un gran desafío para alcanzar el desarrollo sostenible de las ciudades a nivel global. Los residuos aceitosos procedentes del sector automotriz representan más del 60% de los aceites lubricantes usados, los cuales gestionados adecuadamente se transforman en una alternativa económica viable. Este trabajo presenta la caracterización de los residuos aceitosos procedentes del sector automotriz del Gran Santo Domingo, con el fin de verificar la viabilidad de su aprovechamiento energético en República Dominicana. Se analizaron 20 muestras seleccionadas de forma aleatoria y estratificada. La caracterización fisicoquímica se basó en los siguientes parámetros: densidad (ASTM-D95-3), porcentaje de humedad a 15°C (ASTM-D1298-12b), poder calorífico (ASTM-D4809-13), metales pesados (ASTM-D-5185), contenido de cloro (MESA-7220) y policlorobifenilos (PCB's). Los resultados demuestran que estos aceites tienen potencial para su reciclaje y valorización energética. En este trabajo, no se reportan presencia significativa de metales pesados, tales como: mercurio, plomo, cromo y cadmio, cuyos valores están por debajo de lo establecido en la legislación nacional. Los resultados también evidencian que la presencia de algunos metales es producto de los aditivos y refrigerantes que se emplean para mejorar las propiedades de rendimiento de estos aceites durante su uso. La valorización mediante el aprovechamiento energético contribuye a una solución para la gestión integral de este tipo de residuo, minimizando la contaminación de aguas y suelo. Este conocimiento tiene mayor relevancia para los tomadores de decisiones en ciudades en vías de desarrollo con una gran densidad vehicular.

Abstract

Oily waste management is still a huge challenge to reach sustainable goals, the automobile sector generates more than 60% of the lubricants that become oily waste, some of them could be reused and become economically profitable. This study analyzes oily waste in Gran Santo Domingo, to evaluate its reuse as an energy source in Dominican Republic. We analyze 20 random and stratified examples. The physical and chemistry evaluation considered these parameters: Density (ASTM-D95-3), % of Humidity to 15°C (ASTM-D1298-12b), calorific value ASTM-D4809-13), heavy metals (ASTM-D-5185), chlorine content (MESA-7220) and polychlorinated biphenyls (PCB's). The result shows that oily has potential to be recycled and profitable. This study didn't find heavy metals (mercury, lead, chromium and cadmium) in a significant amount, those values were under national standards. The results also show some amount of

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

metals, it is a result of the addition of additives and coolants, which are common to improve its performance. The evaluations of oily waste with the goal to reuse as an energy source, can be considered a solution for its sustainable management, it Will reduce pollution on water and soil. This knowledge will help the governments of big cities, especially in developing cities.

Palabras clave/keywords:

Residuos aceitosos, sector automotriz, valorización, caracterización fisicoquímica, Gran Santo Domingo/Oily waste, automobile sector, assessment, physical and chemistry evaluation

1. Introducción

Los residuos aceitosos es una preocupación de importancia a nivel global para proteger el medio ambiente (Bhaskar et al., 2004). En el año 2018 la demanda global de lubricantes ascendió aproximadamente a 36.4 millones de toneladas métrica (Sevilla, 2019). Estos provienen de una amplia variedad de fuentes (Boughton & Horvath, 2004), siendo la más importante el transporte, con un 60% correspondiente del parque vehicular (Elkhaleefa, 2016).

Algunos países de Latinoamérica conscientes de la implicación que tiene en la salud humana y en el medio ambiente, han establecido una legislación para minimizar dichos impactos, tal es el caso de Colombia, con las Leyes 253 de 1996, 1252 de 2008, decreto 283 de 1990, decreto 4741 de 2005, entre otros, donde se establecen los lineamientos para la disposición final de residuos tóxicos y peligrosos. Los aceites usados hacen parte estos residuos, lo que ha contribuido a definir políticas de disposición enmarcadas en dicha legislación. En Brasil, la ley establece que las empresas productoras de aceites lubricantes deben recuperar y reprocesar el 40% del volumen vendido (Montero, 2011). A través de tratamientos que van desde el filtrado previo, craqueo térmico, reproceso físico-químico, clarificación, filtrado final, hasta el envasado y empaquetado.

Por su parte, República Dominicana actualmente cuenta con el Reglamento para la Gestión de Sustancias y Desechos Químicos Peligrosos, así como con el Reglamento para la Gestión Integral de Aceites Usados, del Ministerio de Medioambiente y Recursos Naturales, Dirección de Normas e Investigaciones Ambientales que vienen a regular la gestión de dichos aceites (Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2014).

De allí la importancia de la selección de una apropiada tecnología para el manejo de los aceites y lubricantes usados. En los países en desarrollo, las tecnologías, van a depender significativamente no solo de las capacidades tecnológicas, sino también de los impactos ambientales que la gestión de estas pudiera causar (Kanokkantung et al, 2009). La caracterización de los residuos contribuye a proponer las mejores opciones de manejo y disposición. Por otro lado, el uso de los aceites usados en la producción de calor y electricidad han sido más favorables en términos de impacto ambiental que el uso de petróleo (Kanokkantung et al., 2009).

2. Metodología

Se trabajó con una muestra aleatoria estratificada, con el fin de repartir la muestra según la densidad de locales por barrios. Para ello, se seleccionaron como tipo de actividad de interés el sector de los repuestos y centros de servicios de mantenimiento de vehículos, como universo para la selección de la muestra. Este sector cuenta con 476 locales distribuidos espacialmente en el Gran Santo Domingo. Sobre esa selección, se calculó el número de locales según barrios (trabajando con los campos de código de barrio y nombre del barrio). La tabla 1 muestra las estadísticas sobre repuestos y centros de servicios de mantenimiento de vehículos en el Gran Santo Domingo.

Tabla 1: Estadísticas sobre Repuestos y Centros de Servicios de Mantenimiento de Vehículos en el Gran Santo Domingo

| Repuestos y Centros de Servicios de Mantenimiento de Vehículos | Valores |
|--|---------|
| N°. Locales | 476 |
| N° máximo de locales/barrio | 85 |
| N° mínimo de locales/barrio | 0 |
| Promedio de locales | 1 |
| Desviación estándar | 5.33 |

Posteriormente, se hizo una segmentación de la muestra según densidad de locales por barrios. Con la distribución de locales por barrios, se calculó el número de locales que concentran el 25% de los barrios con mayor densidad, cuántos locales concentran el 25% de los barrios con densidades medias-altas, cuántos el 25% de barrios con densidades medias-bajas y cuántos el 25% de los barrios con densidades bajas, tal como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2: Segmentación de muestras según densidad de locales por barrios

| Segmento de densidad | Rango de densidad | No. Locales | % Locales |
|----------------------|-------------------|-------------|-----------|
| Baja | 0 – 12.30 | 349 | 73.32 |
| Media baja | 12.30 – 24.6 | 31 | 6.51 |
| Media alta | 24.6 – 36.9 | 11 | 2.31 |
| Alta | 36.9 – 49.20 | 85 | 17.86 |

A partir de los segmentos de densidad, se asignó de forma proporcional al porcentaje (%) que representan el número de locales que pertenecen a ese segmento, tal como se muestra en la tabla 3.

Tabla 3: Números de muestras según densidad de locales por barrios

| Segmento de densidad | Nº Muestras |
|----------------------|-------------|
| Baja | 14 |
| Media baja | 1 |
| Media alta | 1 |
| Alta | 4 |
| Total | 20 |

El procedimiento de toma de muestras se hizo de acuerdo al protocolo estipulado a la norma mexicana NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012 y lo establecido por EPA. Estas muestras se tomaron desde los tanques de almacenamiento de cada uno de los locales seleccionados y se trasladaron a los laboratorios para sus respectivos análisis. Los análisis se realizaron bajo los siguientes estándares: Humedad (ASTM-D95-3); Densidad a 15°C (ASTM-D1298-12b); Poder Calorífico (ASTM-D4809-13); Metales pesados (ASTM-D-5185); PCB's (EPA 8082); Contenido de cloro (MESA-7220).

3. Resultados

Poder calorífico:

Tomando en consideración, que el poder calorífico de un aceite usado está entre 8900 a 9000 Kcal/kg, (ver tabla 9), el poder calorífico de las 20 muestras tomadas en la presente investigación está entre 10693.09 y 11271.10 Kcal/kg, lo que beneficia la combustión de estos residuos y es una forma de dar otra oportunidad de uso a estos aceites como fuente energética.

Humedad y densidad:

En cuanto a humedad y densidad, de acuerdo (Tejada Tovar, Quiñones Bolaños, & Fong Silva, 2017), un aceite nuevo la humedad es alrededor de 0.05% y densidad 0.8976Kg/L. Según los resultados obtenidos, reflejados en la tabla 4, las muestras 6 y 13 son las que presentan mucho mayor contenido de humedad respecto a la de un aceite nuevo, esto puede ser por varias razones, una de ellas es debido a problemas en el sistema de refrigeración del vehículo, que afecta notablemente al sistema de lubricación. También puede provenir de la condensación del vapor de agua presente en el sistema de lubricación cuando el motor deja de funcionar. Otra causa puede ser debido al origen del aceite (aceite usado y/o nuevo acumulado en tanques expuestos al medio ambiente). Y, por último, el sistema de almacenaje de los aceites usados del local donde se obtuvo la muestra.

Tabla 4: Resultados análisis de humedad y densidad de aceites usados

| Código_ID | Humedad_VM | Densidad15C_gmL | Código_ID | Humedad_VM | Densidad15C_gmL |
|-----------|------------|-----------------|-----------|------------|-----------------|
| 201901 | <0.1 | 0.8864 | 201911 | <0.1 | 0.8658 |
| 201902 | <0.1 | 0.8655 | 201912 | <0.1 | 0.8658 |
| 201903 | 0.60 | 0.8804 | 201913 | 5.10 | 0.8498 |
| 201904 | <0.1 | 0.8824 | 201914 | 0.91 | 0.8778 |
| 201905 | 0.44 | 0.8784 | 201915 | 0.35 | 0.8778 |
| 201906 | 2.10 | 0.8784 | 201916 | <0.1 | 0.8721 |
| 201907 | <0.1 | 0.8728 | 201917 | <0.1 | 0.8781 |
| 201908 | <0.1 | 0.8751 | 201918 | 0.44 | 0.8745 |
| 201909 | <0.1 | 0.8861 | 201919 | <0.1 | 0.8685 |
| 201910 | <0.1 | 0.8705 | 201920 | <0.1 | 0.8884 |

Cloro:

Teniendo en consideración que un aceite nuevo su contenido de cloro es de 210 mg/kg (Tejada Tovar et al., 2017) y los resultados obtenidos, sólo las muestras 4 y 5 están por encima de este valor y esto es debido a la adición de solventes clorados a los lubricantes, y también por contaminación durante su uso. Dentro de los solventes que principalmente figuran en los lubricantes nuevos son: sontriclороetano, tricloroetileno y percloroetileno (De Vita, 1995).

Metales: A continuación, se describen algunos de los resultados obtenidos:

Arsénico

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

Cobre

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| 0,8 | 1,1 | 0,3 | 2,1 | 1,1 | 0,2 | 18,0 | 2,6 | 1,1 | 0,3 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| 2,3 | 2,5 | 0,7 | 4,8 | 3,8 | 1,4 | 0,7 | 2,6 | 2,8 | 3,0 |

Cromo

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| 1,0 | <0,1 | <0,1 | 0,2 | 1,2 | <0,1 | 4,5 | <0,1 | 1,2 | 0,9 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | 1,5 | 3,7 | 5,6 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,4 |

Mercurio

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

Níquel

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

Plomo

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

Vanadio

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

Zinc

CODIGO_ID Muestras

| | | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 201901 | 201902 | 201903 | 201904 | 201905 | 201906 | 201907 | 201908 | 201909 | 201910 |
| 5 | 4,3 | 5,4 | 4,4 | 3,9 | 4,1 | 5,1 | 3,3 | 3,9 | 4 |
| 201911 | 201912 | 201913 | 201914 | 201915 | 201916 | 201917 | 201918 | 201919 | 201920 |
| 3,8 | 3,2 | 6 | 2,6 | 3 | 5,4 | 5,5 | 2,6 | 2,3 | 2,8 |

Los metales pesados analizados en las 20 muestras, entre ellos Cadmio, Níquel, Plomo, Mercurio, Vanadio, sus resultados arrojaron menores a 0.1 ppm muy por debajo de lo que establece la norma. Otros metales analizados fueron:

Zinc y Magnesio: Su presencia en las muestras se debe al hecho de ser aditivos de aceites nuevos, añadidos con el objeto de mejorar sus características lubricantes (Tejada Tovar et al., 2017).

En relación al calcio, en todas las muestras presentan un contenido de calcio superior a la que pudiera tener un aceite nuevo. La presencia de calcio puede atribuirse a los detergentes, los cuales ayudan a mantener el aceite limpio y neutralizando los precursores de depósitos que se forman a altas temperaturas.

El cromo presente en las muestras se le pueden atribuir al desgaste de los anillos del pistón y de los refrigerantes empleados (Tejada Tovar et al., 2017). Es común conseguir en muestras de aceites usados metales como: cromo níquel y manganeso¹, debido al desgaste de algunas de las piezas de engranaje.

En lo relacionado a los Bifenoles policlorados (PCB's), no se encontraron en ninguna de las muestras.

4. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, las muestras de aceites usados son aptas para su reciclaje. La presencia de algunos metales como: el calcio, magnesio, zinc, cromo son producto de los aditivos y refrigerantes que se emplean para mejorar las propiedades físico-químicas de los aceites nuevos, lo que no representa una peligrosidad para su posterior uso.

La recuperación y reciclado de los aceites usados para insertarlos el proceso de fabricación del lubricante base es la opción ideal, siempre y cuando se mantengan sus características lo más cercana posible a las del lubricante nuevo. Otra opción es utilizarlo como combustible alternativo, siguiendo un protocolo de caracterización y tratamientos físico-químicos necesarios para desclasificarlo como residuo tóxico y peligroso, siendo esta opción la más factible en estos momentos para la región, pues no requiere de mayor uso de tecnología especializada.

La opción adecuada para Republica Dominicana actualmente es el reciclaje de estos aceites mediante el aprovechamiento energético, utilizando técnicas de mezclado con combustibles pesados tipo FuelOil. Este método de uso puede darle un valor agregado a este tipo de residuo, cumpliendo con las normativas técnicas existente, ya que los mismos pueden ser utilizados en hornos cementeros e incineradores, controlando sus emisiones.

La valorización mediante el aprovechamiento energético contribuye a una gestión integral de este tipo de residuo, minimizando el riesgo de un manejo inadecuado del mismo, evitando contaminación de aguas y suelo. Sin embargo, es recomendable caracterizar los aceites con cierta periodicidad de manera que se pueda controlar los parámetros establecidos.

Agradecimientos

Esta investigación (2016-2017-061) ha sido financiada por el Ministerio de Educación Superior, Ciencia y Tecnología (MESCYT) de la República Dominicana, a través del Fondo Nacional de Innovación, Desarrollo Científico-Tecnológico (FONDOCYT).

¹ <http://noria.mx/lublearn/principales-contaminantes-en-el-reporte-de-analisis-de-lubricante/>

Referencias:

- Bhaskar, T., Uddin, M. A., Muto, A., Sakata, Y., Omura, Y., Kimura, K., & Kawakami, Y. (2004). Recycling of waste lubricant oil into chemical feedstock or fuel oil over supported iron oxide catalysts. *Fuel*, 83(1), 9–15. [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(03\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(03)00216-3)
- Boughton, B., & Horvath, A. (2004). Environmental Assessment of Used Oil Management Methods. *Environmental Science and Technology*, 38(2), 353–358. <https://doi.org/10.1021/es034236p>
- De Vita, Y. (1995). Aditivos para lubricantes para motor a gasolina: Cuaderno FIRP, 38(2).
- Elkhaleefa, A. M. (2016). Waste Engine Oil Characterization and Atmospheric Distillation to Produce Gas Oil. *International Journal of Engineering and Advanced Technology (IJEAT)*, 5(4), 6–8.
- EPA. (2015). Office of Solid Waste and Emergency Response OSWER FY 2016-2017 National Program Manager's Guidance. Retrieved November 1, 2019, from EPA website: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100ME9J.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2011+Thru+2015&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- Hamawand, I., Yusaf, T., & Rafat, S. (2013). Recycling of waste engine oils using a new washing agent. *Energies*, 6(2), 1023–1049. <https://doi.org/10.3390/en6021023>
- Impuestos Internos, G. de E. E. y T. D. de A. de R. y E. (2018). PARQUE VEHICULAR 2018. Santo Domingo.
- Kanokkantung, V., Kiatkittipong, W., Panyapinyopol, B., Wongsuchoto, P., & Pavasant, P. (2009). Used lubricating oil management options based on life cycle thinking. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(5), 294–299. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.01.002>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Manual Técnico para el manejo de Aceites Lubricantes Usados. , (2014).
- Montero, G. N. (2011). Reproceso Y Comercialización De Aceite.
- Oficina Nacional de Estadística. (2019). Emisiones de CO2 del sector energético por año, según combustible 2000-2018. Santo Domingo.
- Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales. RECURSOS NATURALES Subsecretaría de Gestión Ambiental, 1 República Dominicana § (2014).
- Sevilla, B. (2019). Demanda global de lubricantes 2000-2018. Retrieved from 2019 website: <https://es.statista.com/estadisticas/599641/demanda-mundial-de-lubricantes/>
- Tejada Tovar, C. N., Quiñones Bolaños, E., & Fong Silva, W. (2017). Caracterización físico-química de aceites usados de motores para su reciclaje. *Prospectiva*, 15(2), 135–144. <https://doi.org/10.15665/rp.v15i2.782>



Plásticos de un solo uso: análisis comparativo sobre su regulación y alternativas de política pública en seis entidades mexicanas

Martínez-Salvador, Carolina¹; Cruz Salas, Arelly A.², Álvarez Zeferino, Juan Carlos³; Vázquez Morillas, Alethia³; Velasco Pérez, Maribel³

¹ Instituto de Ingeniería, UNAM, Circuito Escolar s/n, Ciudad Universitaria, Delegación, Coyoacán, México, CDMX., C.P. 04510, México, cmsiingen@gmail.com

² Universidad Autónoma de Baja California, Avenida Álvaro Obregón sin número, Colonia Nueva Mexicali, Baja California, México. C.P. 21100, areanelyc@gmail.com

³ Área de Investigación Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02200, México, zeferinojuancarlos@gmail.com ; alethia@azc.uam.mx ; mvp@azc.uam.mx

Resumen

Los plásticos de un solo uso (PUSU) constituyen un reto ambiental al que los gobiernos hacen frente con herramientas como impuestos, prohibiciones, campañas de concientización o el incentivar el uso de materiales de menor impacto ambiental. En México, 29 de las 32 entidades han abordado el tema de los PUSU en sus normativas estatales. En el presente trabajo, a través del análisis sistemático de fuentes oficiales directas y secundarias, en perspectiva comparada, se presentan los diferentes mecanismos de gestión de los PUSU establecidos en seis entidades, con el fin de analizar las formas en las que los gobiernos pretenden hacerles frente. La selección de entidades obedeció a criterios de representatividad geográfica, tipos de instrumentos existentes, avances (o retrocesos) documentados, existencia de normas técnicas de producción, así como la novedad de los enfoques aplicados. Los resultados apuntan a que existe una amplia gama de instrumentos jurídicos y de políticas públicas, usualmente desagregadas y en muy diversos estadios de desarrollo. Las medidas más comunes son la prohibición del uso de bolsas de acarreo o de empaques de poliestireno, así como el reemplazo de los PUSU por plásticos biodegradables o compostables. Acciones estratégicas, como el fortalecimiento de sistemas de reciclado y reincorporación, son escasas. Dada la naturaleza ubicua de los plásticos, consideramos que, aunque los residuos sólidos son materia de competencia estatal y municipal dada la distribución de competencias, sería benéfico contar con políticas públicas nacionales que consoliden el rumbo de los PUSU.

Palabras clave: *bolsas, minimización, política ambiental, legislación, compostables, biodegradables*

Abstract

Single-use plastics (SUP) constitute an environmental challenge which are faced by governments in a variety of ways, including taxes, prohibitions, awareness campaigns, or the use of lower environmental impact materials. In Mexico, 29 of the 32 entities have addressed the issue of SUP in local laws and at different authority levels. In this work, through the systematic analysis of direct and secondary official sources, in a comparative perspective, the different management mechanisms of SUP established in six Mexican entities are presented, to analyze how governments intend to deal with them. The selection of entities was due to criteria of geographical representativeness, type of existing instruments, documented advances (or setbacks), the existence of technical production standards, as well as the novelty of the approaches applied. The results suggest that there is a wide range of legal and public policy instruments,

usually disaggregated and in many different stages of development. The most common measures are the prohibition of the use of haul bags or polystyrene packaging, as well as the replacement of SUP with biodegradable or compostable plastics. Strategic actions, such as strengthening recycling and reintegration systems, are scarce. Given the ubiquitous nature of plastics, we consider that, although solid waste is a matter of state and municipal competence given the distribution of competencies, it would be beneficial to have national public policies that consolidate the course of SUP.

Keywords: *bags, minimization, environmental policies, legislation, compostables, biodegradables*

1. Introducción

El problema de los plásticos a nivel mundial ha sido abordado desde diversas perspectivas. Se ha encontrado que en la última década aumentó el número de políticas públicas para abatir la contaminación por plásticos. La prohibición de la bolsa de plástico es el instrumento más utilizado, hasta la primera mitad del 2019 ésta se aplicaba en al menos 43 países (Karasik et al., 2020). Los instrumentos más utilizados por región a nivel nacional son en África las prohibiciones totales, en Asia los instrumentos económicos (aunque su cumplimiento ha sido pobre), en Europa los instrumentos económicos y los acuerdos público-privados y en América Central y Suramérica las prohibiciones. Finalmente, en Norte América las regulaciones se han aplicado principalmente a nivel estatal o local (municipios y ciudades) (UNEP, 2018).

En México, para 2020 se estimó una generación cercana a 120 mil toneladas diarias (SEMARNAT, 2020). De los RSU generados, la fracción de plásticos representa aproximadamente el 10,25% de aquellos recibidos en los centros de acopio (SEMARNAT, 2020). Dentro de la gran variedad de plásticos que se desechan, es de particular interés lo que corresponde a los plásticos de un solo uso (en adelante, PUSU).

Por lo anterior, la necesidad de normatividad federal integradora ha sido reconocida en múltiples foros (Flores y Loutfi, 2021; Pérez Cuellas, 2021) aunque, hasta el momento, los esfuerzos de incluir las visiones enriquecedoras de diversas voces no han sido del todo exitosos (Simón, 2021). Mientras tanto, se han aplicado diversos mecanismos para limitar la circulación de PUSU, como las prohibiciones, los instrumentos económicos, campañas de educación y una combinación de éstas. Adicionalmente, también se han implementado acuerdos público-privados tendientes a la recirculación de materiales (UNEP, 2018). Por ello, el objetivo del presente trabajo fue esbozar un panorama exploratorio y descriptivo de la situación normativa y de políticas públicas de los PUSU en México, a través de una visión sistemática de su abordaje en seis entidades selectas del país.

2. Metodología

La selección de las entidades buscó representar diversas realidades: 1) estados costeros con actividad turística importante (SRE, 2021), como Baja California Sur (BCS) y Quintana Roo (QROO); 2) entidades con importantes sectores productivos, como Ciudad de México (CDMX), Jalisco (JAL), y Querétaro (QUE) (INEGI, 2017); y 3) entidades culturalmente diversas, como Oaxaca (OAX). Adicionalmente, QROO y OAX se seleccionaron por ser entidades con iniciativas de vanguardia, representativas poblacional y geográficamente, o JAL, CDMX y BCS en las cuales las decisiones políticas se han traducido en la producción de normas técnicas ambientales (NTA).

La información sobre políticas públicas se obtuvo de fuentes documentales secundarias, bases de datos oficiales, así como de una búsqueda sistemática en internet. Las leyes y reglamentos se buscaron en gacetas, boletines o diarios oficiales de las entidades, así como los sitios oficiales de las entidades. Los instrumentos se analizaron a la luz de las categorizaciones propuestas por el PNUMA (UNEP, 2016), las cuales hacen referencia a las *acciones prioritarias*, y pueden estar orientadas a los [1] *sistemas de gestión*,

[2] a la creación de alternativas ecológicas, [3] la promoción de la consciencia ambiental, la [4] reducción voluntaria y las [5] prohibiciones o gravámenes.

Si el instrumento revisado establecía compromisos u obligaciones en materia de programas de gestión, se incluyó en la categoría [1]; si consideraba como opción, ya sea a través de prohibiciones con excepciones o de sustituciones paulatinas, los PUSU con % de materiales reciclados, biodegradables o compostables, se colocó en la categoría [2]. En esta categoría se incluyeron también los programas destinados a la industria del plástico para incluir las exigencias ambientales en los mismos. En la categoría [3] se colocaron todas las menciones a campañas públicas o en colaboración con otros sectores de la sociedad tendientes a crear conciencia sobre el impacto ambiental y las alternativas a los PUSU como parte de las obligaciones o tareas de los gobiernos locales o municipales. La categoría [4] incluyó cualquier iniciativa que se relacionara con acuerdos a nivel particular, como las iniciativas que provienen de las cámaras de comercio. En términos de las legislaciones, es más complicada su evaluación, salvo si las leyes incluían en sus considerandos, el papel que la sociedad civil jugó en la génesis de las reformas relacionadas con los PUSU. La categoría [5] fue seleccionada cuando en las legislaciones revisadas hay un reconocimiento expreso a sanciones por incumplimiento de las disposiciones ya sea que se hicieran de forma específica en materia de PUSU o de forma general por infracciones a todo el cuerpo legal.

3. Resultados

Los instrumentos (políticos o legales) que definen a los PUSU de forma expresa son escasos; en general se entienden como aquellos que tienen el propósito de ser usados sólo una vez antes de ser desechados, es decir, son productos con vida útil muy corta. Para mayo de 2021, en México existían al menos 40 instrumentos legales que hacían mención expresa a los PUSU en diversos sentidos: en 26 cuerpos legales se establecen las prohibiciones como primera línea de acción (23 leyes y 3 reglamentos estatales), con diversos grados de sanción, supervisión y cumplimiento (SAPI CU, 2019).

3.1. Legislación estatal y municipal

La legislación de las entidades selectas se analizó a la luz de los criterios descritos en la sección 2.2. Todas las entidades tienen al menos un instrumento legal (e.g. ley, reglamento, programa, acuerdos, etc.) que aborda el tema de PUSU, ya sea desde la perspectiva de protección ambiental o de gestión integral de residuos. La mayoría hace referencia a un listado limitado de PUSU, siendo las más comunes bolsas de plástico (BP), contenedores de poliestireno expandido (CPE) y popotes de plástico (PP). Existen casos particulares, como la CDMX, en la que se lista una variedad más amplia de PUSU o el caso de OAX, que extiende las prohibiciones al PET. La mayoría de las excepciones se relaciona con que los materiales sean compostables o biodegradables; otras excepciones comunes incluyen materiales usados por razones de higiene o sanitaria (Patrício et al., 2020; Pérez Cuellas, 2021; Stettin, 2020; TWSJ, 2020).

El estado de OAX, dadas sus condiciones sociopolíticas, geográficas, vulnerables al cambio climático y el papel que juegan en la recepción de migrantes centroamericanos, (Flores, 2019), es el único que, aunque considera prohibiciones estrictas, establece excepciones en el caso del PET por razones humanitarias (LXIV Legislatura Congreso del Estado de Oaxaca, 2020). Mientras la CDMX tienen la mayor cantidad de prohibiciones, y QROO es la única que incluye anillos plásticos (por sus efectos a la fauna marina) (Gibbens, 2018), entidades como QUE o JAL no las consideran necesarias, pues sus esquemas están orientados a sustitución paulatina y cambios a nivel de la producción local. Todas las leyes coinciden en que los sujetos obligados son, en su mayoría, prestadores terciarios que utilizan los PUSU en la etapa final del consumo, seguido de las autoridades locales por lo que hace al cumplimiento de las disposiciones y la gestión. Adicionalmente, la mayoría de las legislaciones contiene disposiciones que obligan a las

autoridades locales a promover diferentes enfoques y campañas de concientización ciudadana y al menos dos (BCS y QROO) incluyen, en estadios tempranos, nociones de economía circular.

Todas las legislaciones consideran el tema como de “utilidad pública”, (Novoa, 2020); la mayoría impone la obligación de crear programas de gestión, la coordinación municipal, y en algunos casos, la flexibilidad vía la sustitución gradual (QUE y JAL). Sin embargo, la emergencia sanitaria por COVID19 ha impactado ostensiblemente en la aplicación de las disposiciones relativas a los PUSU (Morán, 2021). Otras legislaciones como la de la CDMX, OAX o QUE obligan a los productores, comercializadores y distribuidores a generar planes de manejo, ya sea para recuperación o adecuada disposición final de PUSU compostables (ALCDMX, 2008). Las entidades analizadas se han comprometido a tener padrones de empresas autorizadas y certificadas para producir PUSU biodegradables, compostables o con materiales reciclables. La **Tabla 1** sintetiza el contenido de los instrumentos existentes.

Tabla 1. Clasificación con criterios del PNUMA sobre acciones estratégicas de las disposiciones y políticas públicas en las entidades selectas

| Entidad | Tipo de instrumento | Acciones prioritarias con base en los criterios del PNUMA (UNEP, 2016) | | | | |
|--------------|-------------------------|--|-----------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------------|
| | | Sistemas de gestión [1] | Alternativas ecológicas [2] | Consciencia ambiental del consumidor [3] | Reducción voluntaria y acuerdos [4] | Prohibiciones o gravámenes [5] |
| BCS | Ley | | X | X | X | X |
| BCS | Reglamento | | X | X | | X |
| BCS | Programa | | | X | | |
| BCS | Campaña | | | X | X | |
| BCS | Campaña | | | X | X | |
| BCS | NTA | X | X | X | X | |
| CDMX | Ley | | X | X | | X |
| CDMX | Programa | X | | X | | |
| CDMX | Reglamento | | | X | | X |
| CDMX | Acuerdo Público Privado | | X | X | X | |
| CDMX | Campaña | | | X | X | |
| CDMX | NTA | X | X | X | | |
| JAL | Ley | X | X | X | | |
| JAL | Programa | X | X | | | |
| JAL | NTA | | X | | | |
| OAX | Ley | X | X | X | | X |
| OAX | Acuerdo Administrativo | X | | | | |
| QUE | Ley | | X | X | | X |
| QUE | Reglamento | | | X | | X |
| QUE | Programa | X | | X | | |
| QROO | Ley | X | X | X | | X |
| QROO | Acuerdo Administrativo | | | X | | |
| QROO | Programa | X | | X | | |
| TODAS | Programa | X | X | | | |
| TOTAL | | 11 | 13 | 20 | 6 | 8 |

Fuente: Elaboración propia con base en búsqueda sistemática.

4. Conclusiones

El país ha seguido la tendencia mundial y ha centrado sus esfuerzos en las prohibiciones de BP, lo que implica que, para alcanzar equilibrios con industrias plásticas presentes y cubrir las necesidades de los consumidores, se han tenido que decantar esfuerzos en la creación de marcos regulatorios para PUSU compostables o biodegradables, como en los casos de QUE y JAL. Una de las críticas más oportunas es la construcción adecuada de los instrumentos y sus ámbitos de aplicación; por ejemplo, JAL cuenta con una NTA que impacta a los productores de plásticos y los obliga a incluir materiales reciclados en su producción. No obstante, esas disposiciones aplican a los PUSU ‘distribuidos y comercializados’, lo que de facto excluye la exportación a otras entidades. La disposición, entonces, podrían no favorecer la transición tecnológica de las empresas productoras, pues las limitantes de la NTA son en términos de distribución y comercialización, pero no de producción de BP y PP en el estado.

Del análisis puede observarse que, toda vez que la mayoría de los instrumentos reconocen como excepciones a las prohibiciones aquellos materiales alternativos, se vuelve imperativa la regulación y certificación de los productos biodegradables o compostables. La claridad conceptual en las NTA es vital, no sólo en términos de congruencia discursiva, sino de evaluar con certeza sí, en realidad, la sustitución con materiales compostables o biodegradables atiende el problema, o se requieren de mayores ejercicios creativos que replanteen el diseño, la reincorporación de materiales y la responsabilidad extendida, por mencionar algunos.

El escenario nacional es complejo y desagregado. Algunas disposiciones, tempranas, presentan confusiones conceptuales que legislaciones más recientes, lo que hace necesaria una legislación integradora a nivel nacional, que, al mismo tiempo permita incluir las particularidades locales de la generación de residuos en las entidades, pero que ofrezca un marco de referencia técnicamente coherente y correcto a partir de los cuales abordar las particularidades locales. El camino no es hacia marcos normativos monolíticos, sino esquemas conceptuales congruentes y realistas, que permitan a los estados tener certezas sobre la disminución del impacto ambiental en términos de producción y, al mismo tiempo, les den espacios de maniobra para considerar sus realidades particulares en términos de participación ciudadana, empresarial y de sus escenarios, todos diversos, de generación.

5. Referencias

- Flores, L. (10 de julio de 2019). Oaxaca se erige como estado “santuario” para migrantes. *El Universal, Estados*. <https://www.eluniversal.com.mx/estados/oaxaca-se-erige-como-santuario-para-migrantes>
- Flores Montalvo, A., y Loutfi Olivares, F. O. (2021). Mecanismos de política para disminuir los residuos plásticos de un solo uso. REEvisión de las opciones disponibles y su aplicabilidad en México. Ciudad de México: World Resources Institute México, obtenido de: <https://www.wri.org/publication>; <https://wrimexico.org/publicacion>
- Gibbens, S. (19 de septiembre de 2018). Are Plastic Six-Pack Rings Still Ensnaing Wildlife? *National Geographic, Environment News and Articles*. <https://www.nationalgeographic.com/environment/article/news-plastic-six-pack-rings-alternatives-history>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017). *Perfil de la fabricación de productos de plástico. In Censos Económicos (2014)*. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825092894.pdf
- Karasik, R., Vegh, T., Diana, Z., Bering, J., Caldas, J., Pickle, A., ... Viridin, J. (2020). *20 Years of Government Responses to the Global Plastic Pollution Problem The Plastics Policy Inventory 20 Years of Government Responses to the Global Plastic Pollution Problem*. Duke Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions. <https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/20-Years-of->

Government-Responses-to-the-Global-Plastic-Pollution-Problem_final_reduced.pdf

- *Ley para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos de 2020*. Decreto 1188. Publicada el 24 de abril de 2020 en el Periódico Oficial del Estado de Oaxaca. LXIV Legislatura Congreso del Estado de Oaxaca. Última reforma publicada en 2020.
- Morán Breña, C. (5 de enero de 2021). El comercio del plástico de un solo uso continúa en Ciudad de México pese a la prohibición. *El País México*. <https://elpais.com/mexico/sociedad/2021-01-05/el-comercio-del-plastico-de-un-solo-uso-continua-en-ciudad-de-mexico-pese-a-la-prohibicion.html>
- Nova, E. (2020). *Utilidad pública. Derechos vulnerados e impactos ambientales*. Obtenido desde; <https://www.ambienteysociedad.org.co/utilidad-publica-derechos-vulnerados-e-impactos-ambientales/>
- Patrício, A. L., Prata, J. C., Walker, T. R., Campos, D., Duarte, A. C., Soares, A. M. V. M., ... Rocha-santos, T. (2020). Rethinking and optimising plastic waste management under COVID-19 pandemic : Policy solutions based on redesign and reduction of single-use plastics and personal protective equipment. *Science of the Total Environment*, 742 (January), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140565> 0048-9697
- Pérez Cuellas, C. (2021). *Dictamen de las comisiones unidades de medio ambiente, recursos naturales y cambio climático; y de estudios legislativos, segunda, a la iniciativa con proyecto de decreto por el que se reforman y adicionan los artículos 62 bis y 62 ter de la Ley General para la prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Publicado el 18 de noviembre de 2020. https://www.senado.gob.mx/64/gaceta_del_senado/documento/113945
- *Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (hoy CDMX)* de 2008. Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal (hoy CDMX) el 7 de octubre de 2008. Asamblea Legislativa del Distrito Federal (ahora Ciudad de México) [ALCDMX]. Última reforma publicada en la Gaceta Oficial el 19 de febrero de 2020.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Secretaría de Relaciones Exteriores [SRE]. (2021). *Tourism statistics, January - March 2021*. <https://embamex.sre.gob.mx/eua/index.php/en/2016-04-09-20-40-51/tourism/1762-tourism-statistics-2>
- Simón, A. (15 de abril de 2021). Postura ante las modificaciones a la LGPGIR sobre plásticos de un solo uso. *Greenpeace México Noticias*. <https://www.greenpeace.org/mexico/noticia/9940/postura-ante-las-modificaciones-a-la-lgpgir-sobre-plasticos-de-un-solo-uso/>
- Stettin, C. (10 de febrero de 2020). Apercibieron a 41 comercios de CdMx por uso de bolsas de plástico. *Milenio, Política, Comunidad, Opinión*. <https://www.milenio.com/politica/comunidad/apercibieron-41-comercios-cdmx-bolsas-plastico>
- Subdirección de Análisis de Política Interior de la Cámara de Diputados [SAPIS CU]. (2019). *Prohibición del uso de bolsas de plástico. Derecho comparado a nivel internacional y estatal*. In SAPI-ISS-20-19. <http://www.diputados.gob.mx/sedia/sia/spi/SAPI-ISS-20-19.pdf>
- The Wall Street Journal Editorial Board [TWSJ]. (16 de marzo, 2020). The Plastic Bag Ban Backfires. *The Wall Street Journal. Reviews and Opinion*. <https://www.wsj.com/articles/the-plastic-bag-ban-backfires-11584399666>
- United Nations Environment Programme [UNEP]. (2016). *Prohibición de plásticos de un solo uso. International Environmental Technology Centre (IETC), No. 6*. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/25523/singleUsePlastic_sustainability_factsheet_SP.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- United Nations Environmental Program [UNEP] (2018). Single-use plastics. A road for Sustainability. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/25496/singleUsePlastic_sustainability.pdf?sequence=1&isAllowed=y

ENCUENTROS Y DESENCUENTROS EN LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE MÉXICO

Ayala Hernández, Cristal Berenice¹; Pérez Campuzano, Enrique²

¹Posgrado en Urbanismo, Universidad Autónoma de México, Unidad de Posgrado Edificio H, 1er piso. Ciudad Universitaria, C.U., Coyoacán C.P. 04510, Ciudad de México, CDMX, México, cristal.ayala.hdz@gmail.com

²Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México, Ciudad Universitaria, C.U., Coyoacán, C.P. 04510 Ciudad de México, CDMX, México, eperez@igg.unam.mx

Resumen

La gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) es un reto que enfrentan los diferentes niveles de gobierno debido a la expansión urbana, la movilidad de población, diferentes marcos legales y administrativos, déficit de infraestructura y personal para su adecuada atención, variedad de tecnologías para su procesamiento, la escasa disponibilidad de espacios físicos para su manejo y disposición final. Una adecuada planeación en el sistema de limpia necesita contemplar las múltiples variables que inciden en la gestión. Además de la infraestructura disponible para brindar el servicio, es fundamental considerar que toda política pública atraviesa la esfera institucional y administrativa para su adecuada implementación y continuidad. Por ello, esta investigación analiza los factores institucionales y administrativos que intervienen en las políticas públicas en materia de residuos, así como presentar un panorama de la situación que guarda la gestión de los RSU en la ZMVM. El análisis pone de manifiesto que, si bien políticas públicas y el marco jurídico en materia de residuos han tenido avances, no han resultado en cambios sustanciales. También muestra las dificultades que enfrentan las políticas públicas y evidencia el papel decisivo que juegan los intereses y voluntades de los actores políticos en el manejo de los RSU, en específico en el tratamiento y disposición final por ser las etapas de mayor conflicto. Las políticas públicas tienen poca posibilidad de éxito si los actores que las deben cumplir están poco interesados en ello.

Abstract

The municipal solid waste (MSW) Management in the Metropolitan Zone of the Valley of Mexico (MZVM) is a challenge faced by different levels of government due to urban expansion, population mobility, different legal and administrative frameworks, lack of infrastructure and workforce for its adequate attention, variety of technologies for its processing, and the scarce availability of physical spaces for its management and final disposal. Adequate planning in the cleanup system needs to considerate the multiple variables that have an impact on management. In addition to the available infrastructure to provide the service, it's essential to consider that every public policy goes through the institutional and administrative sphere for its adequate implementation and continuity. This research analyzes the institutional and administrative factors involved in public policies on waste, and presents an overview of the situation of USW management in the MZVM. The analysis shows that, although public policies and the legal framework on waste have made headway, these haven't carried major change. It also indicates the difficulties faced by public policies and evidences the decisive role played by the interests and wills of political actors in the management of USW, specifically in treatment and final disposal, as these are the stages of greatest conflict. Public policies have little chance of success if the actors who must comply with them show little interest in doing it.

Palabras clave/keywords: Residuos sólidos urbanos, manejo de residuos sólidos, política pública, áreas metropolitanas/ municipal solid waste, solid waste management, public policy, metropolitan areas.

1. Introducción

La ZMVM es considerada la primera metrópoli de la República Mexicana, por volumen de población y número de municipios que la integran [6] y una de las más grandes en América Latina. Además, es el centro económico, financiero, político y cultural del país. Ocupa el décimo lugar de las metrópolis más pobladas del mundo. La ZMVM ocupa el territorio de tres entidades: Ciudad de México (16 alcaldías -antes delegaciones-), Estado de México (59 municipios), e Hidalgo (un municipio). Durante el año 2015 habitaban 20 892 724, en una superficie territorial de 7 866,1 km², tiene una tasa de crecimiento medio anual del 0,8% y una densidad media urbana de 160,1 habitantes por hectárea [6].

La gestión de los RSU en la ZMVM es dinámica y compleja debido a diversos factores. Algunos de éstos son: el crecimiento urbano, la vecindad entre unidades territoriales, la movilidad de la población entre las distintas entidades, el cambio en las propiedades de los residuos, la variedad de tecnologías para su procesamiento, la escasa disposición de los espacios físicos para su manejo, entre otros. Además, es necesario considerar que también son dinámicas las administraciones gubernamentales. Aunado a esto los marcos legales y administrativos implican retos importantes, ya que su jurisdicción se circunscribe a límites concretos para su aplicación, mientras que los problemas ambientales no se constriñen a tales límites.

La gestión de los RSU en esta zona es de tal magnitud que adquiere delimitaciones sociales, culturales, políticas y económicas particulares, conformado por una multiplicidad de actores, interrelaciones y procesos de retroalimentación que van modificándose con el tiempo y promueven la gestión de los RSU en diversas direcciones y en constante evolución.

Por último, desde una perspectiva espacial, las zonas metropolitanas tienen el reto técnico-administrativo de establecer una forma de atender el problema del manejo de los RSU. Por ello esta investigación busca analizar la relevancia de los actores, sus interrelaciones y factores que inciden en el manejo de los RSU.

2. Metodología

El enfoque metodológico de este estudio es de tipo cualitativo. Se centra en un trabajo de gabinete y análisis documental de una variedad de fuentes como estudios, programas, publicaciones académicas, solicitudes de información, estadísticas y bibliografía especializada sobre el marco legal, organizativo y funcionamiento del sistema político y administrativo de la ZMVM, así como de las competencias y responsabilidades de los actores involucrados. Lo anterior da lugar a tener una visión amplia de los elementos para el diseño e implementación de políticas para la atención de la problemática ambiental y urbana de los RSU en la metrópoli.

3. Resultados

3.1 Manejo de residuos sólidos en la ZMVM

En la ZMVM, a pesar de la conurbación física entre los municipios del Estado de México (Edo. Méx.) y la Ciudad de México (CDMX), el servicio de limpia, así como la atención a la problemática generada por el manejo de los residuos sólidos, no es de carácter metropolitano, además de que cada entidad y/o municipio cuenta con marcos normativos diferentes para la prestación de este servicio, por lo que existe una fragmentación de tareas y competencias. Esto trae como consecuencia que exista poca o nula información actual compilada en materia de RSU de la metrópoli. A continuación, se presenta una visión panorámica de la situación que guarda el manejo de los RSU en la ZMVM y las condiciones de las entidades político-administrativas para su atención.

La ZMVM genera alrededor de 22 763 toneladas al día de RSU [8 y 9]. El mayor generador es la CDMX con un 57,8 %, el Edo. Méx. aporta el 41,7% e Hidalgo un 0,5%. A pesar de que la CDMX tiene menor población que el Edo. Méx. genera mayor cantidad de RSU. La fuente que genera mayor cantidad de residuos son los de carácter domiciliario seguido de servicios y comercios. La CDMX es la única entidad en separar en cuatro fracciones: residuos biodegradables susceptibles de ser aprovechados; residuos inorgánicos con potencial de reciclaje; residuos inorgánicos de aprovechamiento limitado y residuos de manejo especial. En los municipios del Edo. Méx. no todos plasman en su marco legal la separación obligatoria de los RSU y quienes lo establecen no lo llevan a la práctica, por lo que la separación de los residuos es casi nula.

La recolección en la ZMVM está a cargo de las alcaldías y municipios. En la CDMX este servicio es carácter público; en el caso de los municipios de las otras entidades que integran la zona metropolitana, el servicio se presta de diversas modalidades, puede ser público, mixto (junto con permisionarios o particulares mediante contrato o concesión), y/o a través de entes no registrados. La situación referida se presenta en municipios con falta de infraestructura y capacidad operativa, así como en aquellos con alta densidad poblacional [9].

El parque vehicular destinado a la recolección de los RSU en la ZMVM se compone de un total de 4 653 camiones [3], de los cuales el 58% pertenecen a la CDMX, el 41% es del Edo. Méx. y el 1 restante corresponde a Hidalgo. Un aspecto importante por considerar es la antigüedad de los vehículos, de los cuales el 46% tienen más de 20 años, el 33% de los camiones datan del periodo 2000 al 2009, y el 18% son vehículos recientes (2010 al 2016).

La ZMVM cuenta con 16 estaciones de transferencia, 12 de la CDMX y 4 del Edo. Méx., 14 son de carga directa y 2 de carga indirecta. En lo que respecta al aprovechamiento y tratamiento de RSU, se cuenta con 2 plantas de selección, 2 plantas compactadoras (ambas ubicadas en la CDMX) y 10 plantas de composta (9 en la CDMX y 1 en el Edo. Méx.), mediante las cuales se valoriza alrededor de 1 799 toneladas de residuos al día [8].

Actualmente una de las etapas más conflictivas, y de alcance metropolitano, es la disposición final, debido a la falta de infraestructura y espacios para la instalación de estos sitios que cumplan con la NOM-083-SEMARNAT-2003 (Norma que proporciona las especificaciones de protección ambiental para la selección de un sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos). Esta situación ha derivado en acuerdos y acciones de coordinación entre actores estatales, municipales y privados. Por ejemplo, la CDMX desde el cierre definitivo del relleno sanitario Bordo Poniente en el año 2011 no cuenta con un espacio donde disponer sus residuos, y solventa su situación a través de acuerdos con las entidades colindantes (Edo. Méx. y Morelos). Los municipios del Edo. Méx. que pertenecen a la ZMVM crean vínculos con otros municipios o con empresas privadas para la disposición. La complejidad de esta etapa y los intereses políticos son un factor preponderante en el proceso de dicha coordinación.

En la ZMVM existen 37 sitios de disposición final (SDF) de los cuales 14 son rellenos sanitarios, 6 sitios controlados y 17 tiraderos a cielo abierto [9]. Algunos de los SDF operan de manera regional, generando relaciones intermunicipales y/o con instituciones privadas. Estas relaciones no implican la existencia de una asociación formal, sino de una cooperación en la disposición de los residuos [8] y las cuales deberían ser relevantes en la planeación e instrumentación de políticas de gestión integral de residuos de alcance metropolitano. La ZMVM cuenta con 12 SDF regionales (Figura 1); el 74% de los municipios/alcaldías que conforman la metrópoli disponen sus RSU en estos sitios, del mismo modo la CDMX y el municipio de Hidalgo al no contar con un SDF, disponen en su totalidad sus RSU en estos sitios.

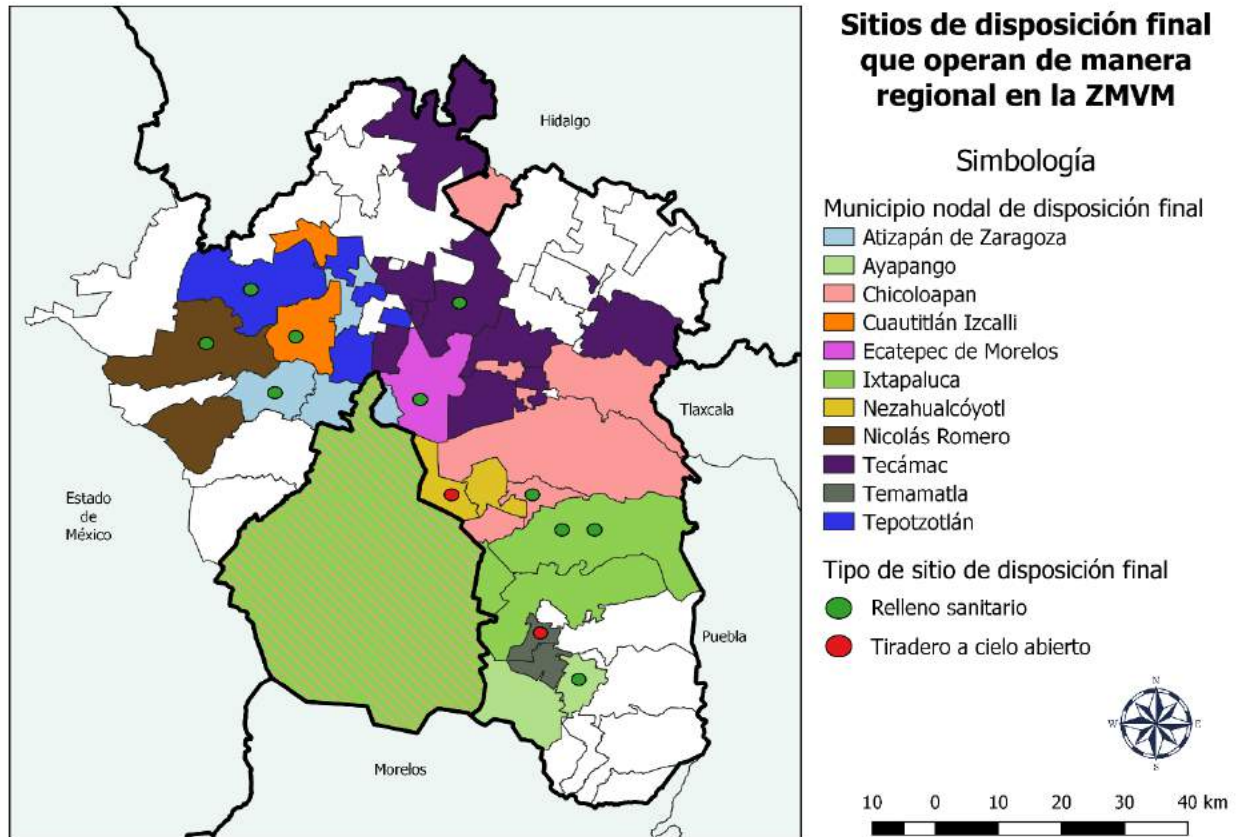


Figura 1. Sitios de disposición final que operan de manera regional en la ZMVM

3.2. Inestabilidad de las políticas públicas

Por otro lado, especial mención merece la cuestión política que constriñe el quehacer respecto al ámbito urbano. En el caso mexicano, es común que los avances que se pueden percibir en un periodo administrativo no sean del interés en los grupos políticos de un nuevo gobierno. Aún más, la alternancia entre los partidos políticos que acceden al poder, e incluso cuando se es parte de un mismo partido, llevan el sello del “borrón y cuenta nueva”, condición que va en detrimento del quehacer político que debiera ir abonando a las condiciones de mejora y la eficiencia de los recursos disponibles [1]. Aunado a ello se tienen periodos cortos de gestión que suelen dejar proyectos inconclusos. Ejemplo de ello es la política pública para el tratamiento de los residuos en la CDMX.

Durante la administración de Marcelo Ebrard (periodo 2006-2012) en el año 2011 se llevó a cabo el cierre del único SDF de la capital del país, el Relleno Sanitario de Bordo Poniente, derivado de esto se implementó como estrategia el aprovechamiento de los residuos orgánicos, debido a que el 55,58% de los RSU generados en la ciudad correspondían a la fracción orgánica [4]. Como primer paso se impulsó la separación de residuos en la fuente en orgánicos e inorgánicos, establecida en 2003 en la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (ahora CDMX), para ello el gobierno firmó un convenio con los encargados de la recolección de RSU, la Sección Uno “Limpia y Transportes” del Sindicato Único de Trabajadores del Gobierno del Distrito Federal en el que se estableció el pago por tonelada de residuos orgánicos separados e ingresados en las estaciones de transferencia.

La respuesta de la ciudadanía ante esta medida y el apoyo de los trabajadores del servicio de limpia tuvo efectos positivos en los años 2011 y 2012, ya que, de recibir 106 toneladas al día de residuos orgánicos, se

recibieron 1 656 y 2 374 toneladas por día, respectivamente. Como segundo paso, y para dar tratamiento a dichos residuos se ampliaron las instalaciones y la capacidad de operación de la Planta de Composta de Bordo Poniente, incrementando su capacidad de 200 toneladas al día a 2 500 toneladas diarias de residuos orgánicos, en el año 2012 llegó al 95% de capacidad. Al cambio de administración a finales del año 2012 (periodo 2012-2018) esta política de aprovechamiento de residuos orgánicos no tuvo continuidad, y la recepción de residuos orgánicos a la planta de composta disminuye de manera constante teniendo para el año 2019 solo 1 132 toneladas diarias para su tratamiento.

Posteriormente, en la administración de Miguel Ángel Mancera (2012-2018), se implementa la política pública para el tratamiento de residuos, biodigestión e instalaciones de valorización energética, para lo cual se inicia la licitación de la planta de termovalorización «El Sarape», la cual buscaba convertir diariamente cerca de 4 500 toneladas de RSU en energía limpia, y sería destinada para la operación de la red del Metro de la Ciudad. La planta estaría ubicada en terrenos federales de Bordo Poniente [7]. Dicho proyecto al cambio de administración (2018-2024) se detuvo y se decide fortalecer la separación y el reciclaje, llevando a cabo la construcción de una planta de selección de residuos sólidos.

4. Discusión

Una política en materia de residuos se convierte en un gran reto en términos de coordinación institucional de cara al futuro, pues en una metrópoli las fronteras están en constante cambio y pronto no sólo se hablará sobre una ZMVM – integrada por tres entidades-, sino de una “Megalópolis” compuesta por la CDMX, Edo. Méx., Puebla, Tlaxcala, Hidalgo y Morelos. Por consiguiente, cualquier diagnóstico de las problemáticas que tiene la ZMVM, requiere de las políticas públicas necesarias para atenderlas de manera adecuada.

Para lograr una gestión eficiente en la atención de servicios que otorgan los municipios, y cualquier unidad político-administrativa, se debe orientar en su capacidad de desarrollar alianzas y trabajar en conjunto. Campbell (1999) afirma que las causas del manejo inadecuado de los RSU radican principalmente en el déficit de factores institucionales, la débil estructura administrativa, la escasez de recursos financieros, la inapropiada legislación y sus medidas de cumplimiento. Es decir, expone que existen otros factores que se requieren para mejorar el manejo integral de los RSU además de las soluciones tecnológicas.

El integrar el análisis de los actores y sus relaciones en las políticas públicas es de importancia central para los objetivos de un gobierno, ya que las relaciones humanas como las actitudes de participación o los grados de compromiso son también variables condicionantes en el proceso de su realización; es decir las políticas públicas tienen poca posibilidad de éxito si los actores que las deben cumplir están poco interesados en ello, máxime si se cuenta con un escaso marco legal del tema metropolitano en lo ambiental que deja a la buena voluntad de las autoridades la posibilidad de crear sinergias regionales, como sucede en la ZMVM.

5. Conclusiones

Aun cuando existen fronteras internas en la metrópoli (jurisdicciones político-administrativas) se comparten los problemas ambientales: El manejo de los RSU no se circunscribe a dichas fronteras. Ante el agotamiento de espacios para la instalación de SDF, los ayuntamientos confluyen en el uso de infraestructura para el confinamiento de los RSU, aun cuando ésta no esté dentro de sus territorios. Así, por tanto, las delimitaciones formales respecto a la prestación de servicios en la metrópoli suelen ser rebasados y requieren nuevos esquemas de colaboración y/o coordinación en busca de un manejo sustentable.

En efecto, en las metrópolis hay diversos modelos de gobiernos metropolitanos, sin embargo, no hay un modelo apto que aplique para todos. Como hemos podido demostrar, la ZMVM tiene gobiernos con diferentes intereses políticos, lo que complica la continuidad en la alternancia entre administraciones. Lo

que evidencia que no hay un proyecto en común sobre el bien público y sus problemas, antes bien, se patentizan los intereses de los diversos grupos políticos.

Por otro lado, el manejo de los RSU requiere de reconocer la cualidad de estos para así poder proponer alternativas más adecuadas, las cuales deban trascender la temporalidad política. Además, que las relaciones gubernamentales logren la interrelación de los diferentes actores involucrados en la toma de decisiones.

En la medida en que las actividades administrativas o prestación de servicios públicos, por mencionar algunas, se diseñen bajo esquemas intergubernamentales, hará gobiernos más eficientes y eficaces [5]. Es así como el estudio de las relaciones intergubernamentales adquiere relevancia pues debe reconocerse la importancia de los actores, la relación existente entre ellos y la voluntad política como factores esenciales para la implementación de las políticas públicas.

Referencias

[1] Cabrero Mendoza, E., y Gil García, C. (2010). La agenda de políticas públicas en ciudades mexicanas durante el siglo XX: ¿cien años de soledad municipal?. *Estudios demográficos y urbanos*, 25(1), 133-173. Obtenido desde http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-2102010000100133&lng=es&tlng=es.

[2] Campbell, D. J. (1999). Institutional development for waste management in developing countries. *Waste Management & Research*, (17), 1-3. Obtenido desde <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0734242X9901700101>

[3] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2015*. Obtenido desde <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2015/>

[4] Gobierno del Distrito Federal (2010). *Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos, 2010-2015*. Gaceta Oficial del Distrito Federal, 925, 13 de septiembre. México

[5] Rosas Ferrusca, F. J. (2016). Relaciones intergubernamentales y gobernanza metropolitana: hacia una perspectiva integral. *Revista IAPEM*, (94), 125-145.

[6] Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano, Consejo Nacional de Población e Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. Obtenido desde <https://www.gob.mx/conapo/documentos/delimitacion-de-las-zonas-metropolitanas-de-mexico-2015>

[7] Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2018). *Inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México 2017*. Gobierno de la Ciudad de México. Obtenido desde <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/programas/programa/residuos>

[8] Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2020). *Inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México 2019*. Gobierno de la Ciudad de México. Obtenido desde <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/programas/programa/residuos>

[9] Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México. (2015). *Estudio de valorización y aprovechamiento de residuos sólidos urbanos en el Estado de México*. México. Obtenido desde https://sma.edomex.gob.mx/disposicion_final_residuossolidosurbanos



DIAGNÓSTICO DAS ÁREAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL UTILIZANDO O ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERROS SANITÁRIOS – IQAS

Gomes Zagonel, Daiene¹; Schadach de Brum, Irineu Antônio²; Batista Marra, Aline³

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Engenharia Metalúrgica, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais, Porto Alegre, Brasil, daienesgomes@gmail.com

²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Engenharia Metalúrgica, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais, Porto Alegre, Brasil, irineu.brum@ufrgs.br

³Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, Divisão de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas, Porto Alegre, Brasil, aline-marra@fepam.rs.gov.br

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída no Brasil em 2010, estabelece como instrumentos para sua implementação os Planos de Resíduos Sólidos, os quais preveem metas a serem alcançadas e definem prazos para extinção dos lixões e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. No estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM, é o órgão responsável pelo licenciamento e fiscalização dos empreendimentos de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU). Visando promover melhorias nas condições operacionais desses empreendimentos e atender as metas dos planos de resíduos sólidos, a FEPAM elaborou um questionário cujo objetivo é padronizar a prática de vistorias para identificar pontos críticos na operação e elaborar inventários anuais sobre as condições dos sistemas de disposição final de RSU, denominado Índice de Qualidade de Aterros Sanitários – IQAS. Este trabalho teve como objetivo retratar a situação das áreas de disposição final de RSU no estado do Rio Grande do Sul utilizando como ferramenta o IQAS. Foram realizadas vistorias em 26 áreas de disposição final de RSU, sendo os empreendimentos enquadrados em três classes de operação: condições inadequadas, condições controladas e condições adequadas. Os resultados demonstraram que das 26 áreas avaliadas, 5 estão em condições inadequadas, 9 em condições controladas e 12 em condições adequadas. Devido a esta classificação ter sido realizada com o uso do IQAS foi possível identificar os pontos que devem ser trabalhados nas áreas classificadas como inadequadas ou controladas de forma a atender as metas previstas na legislação brasileira.

Palavras chave: aterro sanitário, aterro controlado, lixão, disposição final ambientalmente adequada, índice de qualidade de aterros sanitários

Abstract

The National Solid Waste Policy, instituted in Brazil in 2010, establishes the Solid Waste Plans as instruments for their implementation, which set goals to be achieved and define deadlines for the extinguishing of dumps and the environmentally appropriate final disposal of waste. In the state of Rio Grande do Sul, the State Foundation for Environmental Protection Henrique Luiz Roessler - FEPAM, is the body responsible for licensing and supervising undertakings for the final disposal of solid urban waste. In order to promote improvements in the operational conditions of these enterprises and meet the goals of the solid waste plans, FEPAM prepared a questionnaire whose objective is to standardize the practice of surveys to identify critical points in the operation and prepare annual inventories on the conditions of the

final disposal systems MSW, called the Landfill Quality Index - IQAS. This work aimed to portray the situation of the final disposal areas of MSW in the state of Rio Grande do Sul using the IQAS as a tool. Surveys were carried out in 26 areas of final MSW disposal, with the projects falling into three classes of operation: inadequate conditions, controlled conditions and adequate conditions. The results showed that of the 26 evaluated areas, 5 are in inadequate conditions, 9 in controlled conditions and 12 in adequate conditions. Because this classification was carried out using the IQAS, it was possible to identify the points that must be worked on in the areas classified as inadequate or controlled in order to meet the goals provided for in Brazilian legislation.

Key words: landfill, controlled landfill, environmentally appropriate final disposal, quality index of landfills

1. Introdução

A legislação brasileira, através da Lei Federal nº 12.305/2010, sancionada em 02 de agosto de 2010, a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), define a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos e indica que esta deve incluir a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras formas de destinação admitidas pelos órgãos competentes. Entre estas outras formas se destaca a disposição final ambientalmente adequada, que é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis dos resíduos.

O Aterro Sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. É um método que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário (NBR 8419, 1984). Esses tipos de empreendimentos, quando mal operados, causam impactos ambientais consideráveis, através da contaminação pelo lixiviado (líquido resultante da lixiviação e decomposição de substâncias contidas nos resíduos) das águas subterrâneas, águas superficiais e solo ou através da contaminação do ar pela emissão do biogás, rico em metano, gerado na decomposição da matéria orgânica. Podendo ainda ser foco de vetores como ratos, moscas, baratas, entre outros, os quais oferecem riscos à saúde pública. Assim como os aterros sanitários mal operados, os aterros controlados e os lixões são fontes de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, do solo e do ar. Os aterros controlados são basicamente uma vala aberta com uma simples impermeabilização sem qualquer tratamento e monitoramento de possíveis contaminações que possam ocorrer, e os lixões são locais onde os RSU são depositados a céu aberto sem qualquer proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Nesta área não há qualquer tratamento, cuidado ou controle sobre o tipo de resíduo que está sendo descartado.

A partir da Lei Federal nº 12.305/2010, a disposição final em lixões e aterros controlados não é mais uma opção viável para destinação de RSU, pois estas atividades não se enquadram como destino final ambientalmente adequado. Diante disto, para os resíduos sólidos urbanos (RSU), a principal técnica de disposição final ambientalmente adequada são os aterros sanitários, sendo atualmente a solução mais econômica para dispor resíduos não perigosos e não inertes no Brasil.

A PNRS também estabeleceu instrumentos para a sua implementação, dentre eles estão os Planos de Resíduos Sólidos, os quais preveem metas a serem alcançadas definindo prazos para extinção dos lixões e aterros controlados bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020 (BRASIL, 2020), atualizou o marco legal do saneamento básico, estabelecendo nova redação para o artigo 54 da PNRS (Brasil, 2010), introduzindo novos prazos,

de forma escalonada, para que os municípios assegurem disposição final ambientalmente adequada aos resíduos sólidos, sendo este prazo atualizado para 02 de agosto de 2024.

A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM, órgão ambiental estadual responsável pelo licenciamento e fiscalização de atividades potencialmente poluidoras no estado do Rio Grande do Sul, realiza a fiscalização das áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em operação no Estado. Para a realização destas fiscalizações a FEPAM passou a sistematizar a prática de vistorias nessas áreas através da aplicação de um Índice de Qualidade de Aterros Sanitários – IQAS. Esse índice permitiu um acompanhamento da evolução desses empreendimentos e a identificação dos pontos críticos na execução e operação dos mesmos, possibilitando assim que sejam buscadas soluções para a melhoria contínua e minimização dos impactos ambientais causados por aterros sanitários e o atendimento das metas previstas na legislação brasileira, adequando ou encerrando os aterros controlados e extinguindo os lixões.

O Índice de Qualidade de Aterros Sanitários consiste de uma nota obtida a partir de um questionário composto por uma planilha utilizada em vistorias técnicas do órgão ambiental estadual, na qual estão organizados subitens referentes as condições operacionais do empreendimento. Para cada um desses subitens é atribuído um peso de pontuação. O analista ambiental, no momento da vistoria, avalia cada subitem e atribui a pontuação máxima, nota quatro, para aqueles que estiverem em acordo com as premissas de boa operação do empreendimento ou atribui nota mínima, nota zero, para aqueles que não operam adequadamente ou ainda, atribui uma pontuação intermediária, nota dois, que corresponde ao cumprimento parcial do subitem avaliado. Ainda, há a opção de marcar o subitem como Não Avaliado e desta forma este subitem não contribui para a nota final do empreendimento.

No questionário são avaliados itens como as condições dos acessos internos e externos, do cortinamento vegetal e isolamento visual da célula de disposição de resíduos, cercamento da área, controle de entrada no empreendimento, existência de portão, guarida e balança para pesagem dos resíduos, controle de recebimento dos resíduos, acesso à frente de trabalho, recobrimento e material de cobertura disponível, ocorrência de resíduos espalhados na área, presença de animais e de catadores, presença de operador capacitado, existência e eficiência das drenagens de lixiviado, pluvial e de gases, ponto de lançamento do lixiviado, tratamento dos gases, existência e estado de conservação dos poços de monitoramento.

A pontuação final obtida pelo empreendimento é classificada em condições adequadas (de 81 a 100 pontos), condições controladas (de 61 a 80 pontos) ou condições inadequadas (de 0 a 60 pontos).

2. Metodologia

Os dados utilizados no presente trabalho foram extraídos dos resultados dos questionários de IQAS aplicados pela FEPAM de setembro de 2015 a junho de 2020, totalizando 26 (vinte e seis) áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos localizadas no estado do Rio Grande do Sul. Os resultados obtidos foram tabelados em planilha no software MSOffice Excel, sendo que algumas áreas possuíam uma única avaliação e outras áreas possuíam mais de uma avaliação, e neste caso foi considerada a última nota obtida para o empreendimento.

De forma a verificar a abrangência dos dados também foram levantados em consulta ao banco de dados da FEPAM todas as áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos que se encontram em operação, bem como foi verificado no mesmo sistema a atual situação do licenciamento ambiental das áreas avaliadas nos questionários de IQAS.

Ainda, foi considerado no presente trabalho o levantamento dos dados de disposição final nos anos de 2018 e 2019 realizado pela FEPAM, o qual levou em consideração as planilhas de recebimento de resíduos

referentes ao monitoramento dos empreendimentos constantes nos processos de licenciamento ambiental, totalizando 43 empreendimentos avaliados.

Para um melhor diagnóstico da situação atual as áreas foram classificadas em duas tipologias, sendo a primeira as consideradas centrais de recebimento, que são áreas de disposição que recebem resíduos de vários municípios, podendo estas serem privadas, operadas por empreendedor privado ou públicas, operadas por consórcios públicos, e a segunda as consideradas municipais, que são áreas de disposição de resíduos provenientes do próprio município sede.

3. Resultados e Discussões

Do total de 497 municípios do estado do Rio Grande do Sul, 432 destinam seus resíduos para alguma das áreas que foram avaliadas no presente trabalho, podendo-se concluir que o resultado apresentado está muito próximo da realidade operacional da atual situação da disposição de resíduos sólidos urbanos no estado do Rio Grande do Sul.

Das 43 áreas avaliadas, uma atualmente não se encontra em operação, sendo esta classificada como municipal.

Destas 43 áreas, 15 são classificadas como centrais de recebimento, sendo 10 áreas operadas por empreendedores privados e 5 áreas operadas por empreendedores públicos. As outras 28 áreas são classificadas como municipais.

Das 15 centrais de recebimento, em 13 foi aplicado o questionário do IQAS e das 28 áreas municipais, em somente 13 este questionário foi aplicado no decorrer dos anos avaliados.

Em relação à existência de Licença de Operação (LO), verificou-se que todas as 13 centrais de recebimento avaliadas com o IQAS possuem LO em vigor e das 13 áreas municipais avaliadas somente 9 possuem LO vigente.

Do total de 26 áreas avaliadas usando a ferramenta IQAS tem-se que 5 estão em condições inadequadas, sendo destas, 1 área desativada, 1 central de recebimento e 3 áreas municipais, 9 áreas estão em condições controladas, sendo 3 centrais de recebimento e 6 áreas municipais e 12 áreas estão em condições adequadas, sendo 9 centrais de recebimento e 3 áreas municipais.

A central de recebimento avaliada em condições inadequadas neste trabalho pode, atualmente, estar sendo operada em condições adequadas levando-se em consideração que a última avaliação desta área data do ano de 2019 e que a licença de operação deste empreendimento foi renovada no ano de 2020. As demais áreas em condições inadequadas não possuem licença de operação emitida pelo órgão ambiental, o qual já solicitou o encerramento das mesmas e a abertura de processo de remediação de área degradada pela disposição de resíduos sólidos urbanos.

As áreas em condições controladas possuem licença de operação emitida pelo órgão ambiental e estão em constante avaliação, sendo exigido pelo órgão ambiental as melhorias necessárias para operarem em condições adequadas.

Todas as áreas em condições adequadas possuem licença de operação emitida pelo órgão ambiental e permanecem em constante fiscalização.

O mapa da Figura 1 mostra a localização do total de áreas avaliadas no estado do Rio Grande do Sul e a sua classificação conforme índice obtido no IQAS.

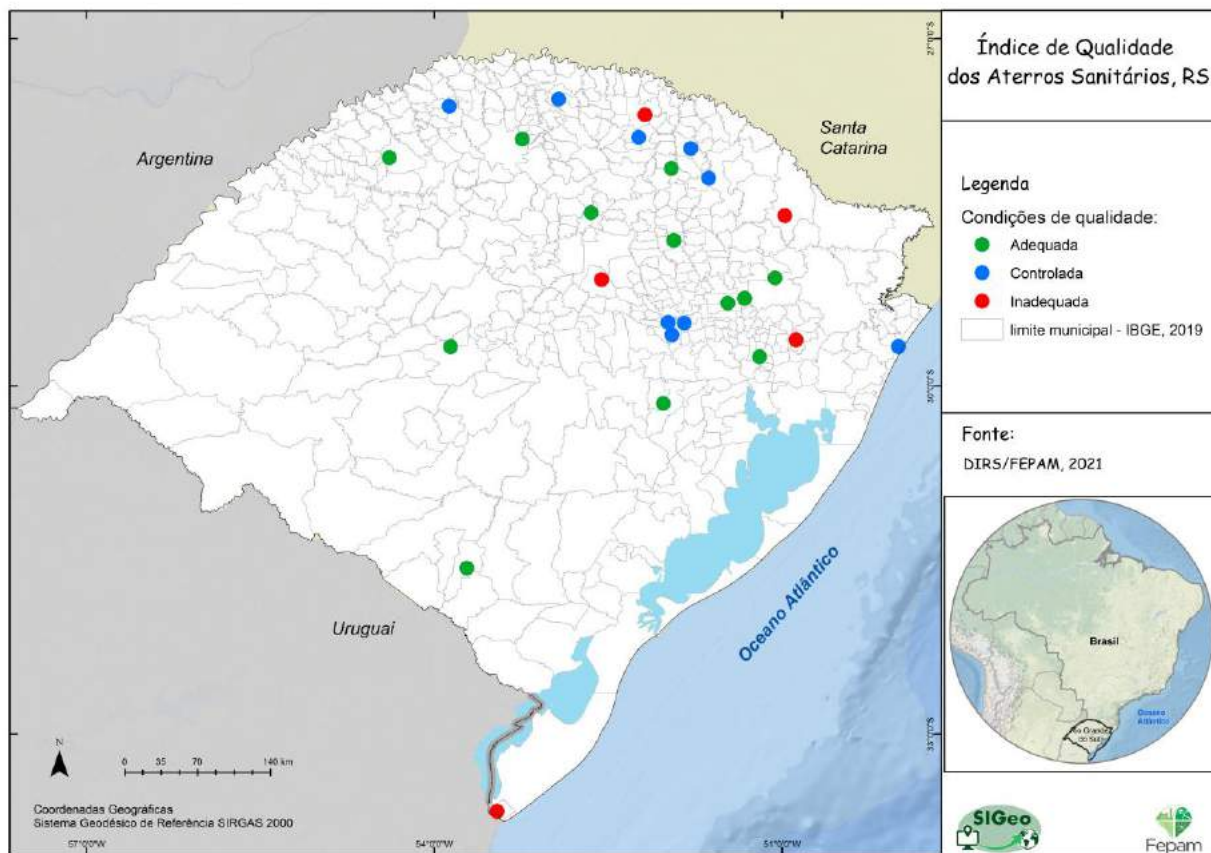


Figura 1: Situação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no estado do Rio Grande do Sul com base no IQAS.

As 5 áreas em condições inadequadas recebem resíduos de 10 municípios, totalizando uma população de 243.090 habitantes. Esses dados incluem uma área atualmente já desativada classificada como municipal e uma área classificada como central de recebimento, recebendo resíduos de 6 municípios e que possui LO vigente. As demais 3 áreas em condições inadequadas são classificadas como municipais e tiveram a solicitação de renovação da licença de operação indeferidas.

As 9 áreas em condições controladas recebem resíduos de 33 municípios, totalizando uma população de 381.491 habitantes. Esses dados incluem três centrais de recebimento, sendo uma privada e duas públicas e 6 áreas municipais, todas com licença de operação vigente.

As 12 áreas em condições adequadas recebem resíduos de 389 municípios, totalizando uma população de 8.813.501 habitantes. Esses dados incluem 9 centrais de recebimento, sendo destas 8 áreas privadas e uma área pública e 3 áreas municipais, todas com licença de operação vigente.

Das 43 áreas de disposição existentes no Estado somente 17 não tiveram a aplicação do questionário IQAS e não estão contempladas no resultado do presente trabalho. Destas áreas, somente 2 são classificadas como centrais de recebimento e as demais são classificadas como municipais. As duas centrais de recebimento possuem licença de operação vigente, porém as 15 áreas municipais não possuem licença de operação. As áreas não avaliadas no presente trabalho correspondem ao recebimento de resíduos de 53 municípios, totalizando uma população de 496.527 habitantes. Os 12 municípios restantes destinam seus resíduos para fora do estado do Rio Grande do Sul, não fazendo parte do levantamento do presente trabalho.

Alguns empreendimentos classificados como disposição final inadequada ou controlada atualmente já encerraram suas atividades e os resíduos sólidos urbanos gerados nos municípios que destinavam para estes locais estão sendo enviados para aterros sanitários devidamente licenciados e operados.

4. Conclusão

Os resultados demonstraram que das 26 áreas avaliadas, 5 estão em condições inadequadas, 9 em condições controladas e 12 em condições adequadas. Destas áreas somente 22 possuem licença de operação emitida pelo órgão ambiental.

A avaliação das áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos através da aplicação do IQAS pode concluir que a maioria das áreas se encontram em condições adequadas, que as áreas em condições controladas estão sendo monitoradas e fiscalizadas e as áreas em condições inadequadas estão sendo encerradas, buscando o atendimento da meta de disposição final ambientalmente adequada prevista na legislação brasileira.

5. Referências

Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT (1984). NBR 8419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro.

Brasil (2010). Lei Federal nº 12.305 de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. 02 de agosto de 2010.

Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, FEPAM (2021). Sistema Integrado de Informações Institucionais – S3I. Banco de dados da FEPAM com acesso restrito.

Ministério do Meio Ambiente, MMA (2021). Plano Nacional de Resíduos Sólidos [Arquivo PDF]. <http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABblica.pdf>

Agradecimentos

Agradecimento especial à equipe de Geoprocessamento da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - FEPAM pelas contribuições na elaboração deste trabalho.



ÍNDICES DE REPARABILIDAD DE PRODUCTOS: APLICACIÓN A CAFETERAS DE CÁPSULAS

Blanco-Espeleta, Eduardo¹; Pérez-Belis, Victoria²; Bovea, María D¹

¹INGRES, Dpto. Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España, bovea@uji.es

²PRINS, Dpto. Proyectos de Ingeniería, Universitat Politècnica de València, Valencia, España, vicprebe@upv.es

Resumen

Aumentar la durabilidad de los productos eléctricos y electrónicos es clave desde la perspectiva de economía circular. Una estrategia para lograr este objetivo es extender la vida útil de los productos mediante la reparación. Recientemente se han desarrollado diferentes métodos para evaluar y cuantificar la capacidad de reparación de los productos. En este estudio, se presentan los métodos alternativos existentes y, tras seleccionar uno de ellos (AsMer), se aplica a una muestra de cafeteras de cápsulas, por ser una de las categorías de pequeño aparato eléctrico y electrónico que mayor crecimiento ha tenido en los últimos años, y por estar presente en la mayoría de los hogares. Los resultados proporcionan información sobre la relación que existe entre el índice de reparabilidad obtenido y las características de diseño del producto, determinando así los aspectos que directamente influyen en el índice de reparabilidad. Como conclusión, se obtiene que es necesario que este tipo de productos se diseñen considerando la rápida accesibilidad a los componentes prioritarios y la utilización de uniones estándar que faciliten dicha accesibilidad, bien para reparar o para sustituir los componentes. Esta información, incorporada en las primeras fases del diseño, permitirá diseñar productos que integren la reparabilidad del mismo.

Palabras clave:

economía circular, reparabilidad, reparación, índice, cafetera

Abstract

Increasing the durability of electrical and electronic products is key aim from a circular economy approach. A valuable strategy to achieve this goal is extending the useful lifetime of products by means of repair. Different methods to assess and quantify the reparability of products have been developed recently. In this study, methods rating reparability are presented and, after selecting one of them (AsMer), it is applied to a representative sample of capsule coffee machines, being this one of small electrical and electronic equipment category that has been experiencing an accelerating growth as well as their presence at households. Results provide information on the relationship between the reparability index and the product design characteristics, thus determining which considerations are directly related to the reparability index. In conclusion, we find that it is necessary that these products are designed considering the quick access to the priority components and the use of standard connections to facilitate such access, either to repair or replace components. This information, if incorporated from the early design stages, will allow to design products integrating reparability.

Keywords:

Circular economy, reparability, repair, index, coffee maker

1. Introducción

Desarrollar e instaurar patrones de producción y de consumo sostenibles priorizando el uso más eficaz y sostenible de recursos, es uno de los objetivos principales en un contexto de economía circular, existiendo además diferentes herramientas y planes de acción desarrollados para ello desde la Comisión Europea (COM 98, 2020). Para lograr su completa implantación e integración, es necesario fomentar, desde el diseño sostenible de productos, aspectos como la durabilidad, reutilización, actualización y reparabilidad.

Con este objetivo, la Comisión Europea aprobó en noviembre de 2020 el “derecho a reparar”, que promueve la reutilización y la reparación de productos, proponiendo esquemas de reparaciones sistemáticas y rentables, ofreciendo garantías para las piezas de recambio o mejorando el acceso a la información sobre la reparación y el mantenimiento de los aparatos. En paralelo, y como apoyo a las diferentes iniciativas y planes de acción desarrollados a nivel europeo, se han desarrollado diferentes métodos de evaluación de la reparabilidad, destinados principalmente a evaluar aparatos eléctricos y electrónicos.

Esta comunicación presenta una breve revisión de métodos de evaluación del nivel de reparabilidad, y selección y aplicación de uno de los ellos a un caso práctico de cafeteras de cápsulas, producto cuya reparabilidad no ha sido todavía analizada en la literatura.

2. Metodología

2.1. Selección de métodos de evaluación del nivel de reparabilidad de productos

Se ha realizado una búsqueda bibliográfica de métodos de evaluación del nivel de reparabilidad de los productos, centrada en los métodos que proporcionan como resultado final, un índice agregado de reparabilidad en función de criterios específicos como publicación de manuales de desensamblaje y/o reparación, existencia/precio de piezas de repuesto, tiempo de desensamblaje, entre otros.

Los métodos seleccionados son AsMer (Bracquené et al., 2018), i-Fixit (Flipsen, Bakker & van Bohemen, 2016), RSS (Cordella, Alfieri & Sanfelix et al., 2019) e Índice Réparabilité (2021).

2.2. Comparativa de métodos

La Tabla 1 muestra una comparativa de las principales características de los métodos seleccionados.

Tabla 1. Comparativa de métodos.

| Método | Criterios | Caso estudio | Componentes críticos | Adaptable a tipo producto | Nº criterios | Estimación de tiempo | Rango de puntuación | Unidad de puntuación |
|---|--|----------------------|----------------------|---------------------------|--------------|----------------------|---------------------|----------------------|
| AsMer (Bracquené et al., 2018) | Identificación del producto, Diagnóstico de fallos, Desensamblaje y reensamblaje, Reparación y reemplazamiento y Restauración de las condiciones de trabajo). Cada aspecto se evalúa con rúbricas de 4 niveles (0-2-5-10). | Lavadora Aspiradora | • | | 24 | • | 164 pts - 1-100 % | Ptos-% |
| i-Fixit (Flipsen, Bakker & van Bohemen, 2016) | Pre-desensamblaje, desensamblaje y post-desensamblaje. Cada criterio se puntúa en una escala de (0-1-2). | Linterna Tfno. móvil | | | 20 | | 0-10 | Ptos. |
| RSS (Cordella, Alfieri & Sanfelix et al., 2019) | Desmontaje, profundidad, secuencia, herramientas, tiempo de desmontaje, etc.). Las puntuaciones obtenidas son números comprendidos entre 0-1. | Lavadora | • | • | 12 | • | 0 - (6+6xN)* | Ptos. |

| | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|--|--|--|----|--|--------|-------|
| Indice Reparabilidad (2021) | Documentación del fabricante (instrucciones y recomendaciones de uso y mantenimiento, esquemas, etc.), desmontaje del producto, repuestos, precio de las piezas de repuesto, asistencia remota o reinicio del equipo. | Ord. portátil Lavadora Cortacésped Tfno. móvil Televisor | | | 12 | | 0 - 10 | Ptos. |
|-----------------------------|---|--|--|--|----|--|--------|-------|

*N=nº partes prioritarias

Tal y como se muestra en la Figura 1, se observa que los métodos difieren en cuanto al número y tipo de criterios, distinguiendo unas categorías comunes a todos ellos como secuencia/tiempo desmontaje, sujeciones/conexiones, herramientas, nivel de dificultad/habilidad, disponibilidad de manuales/guías/información, garantía comercial, repuestos/servicios, componentes prioritarios, diseño/organización interna de componentes y restablecimiento de fábrica.

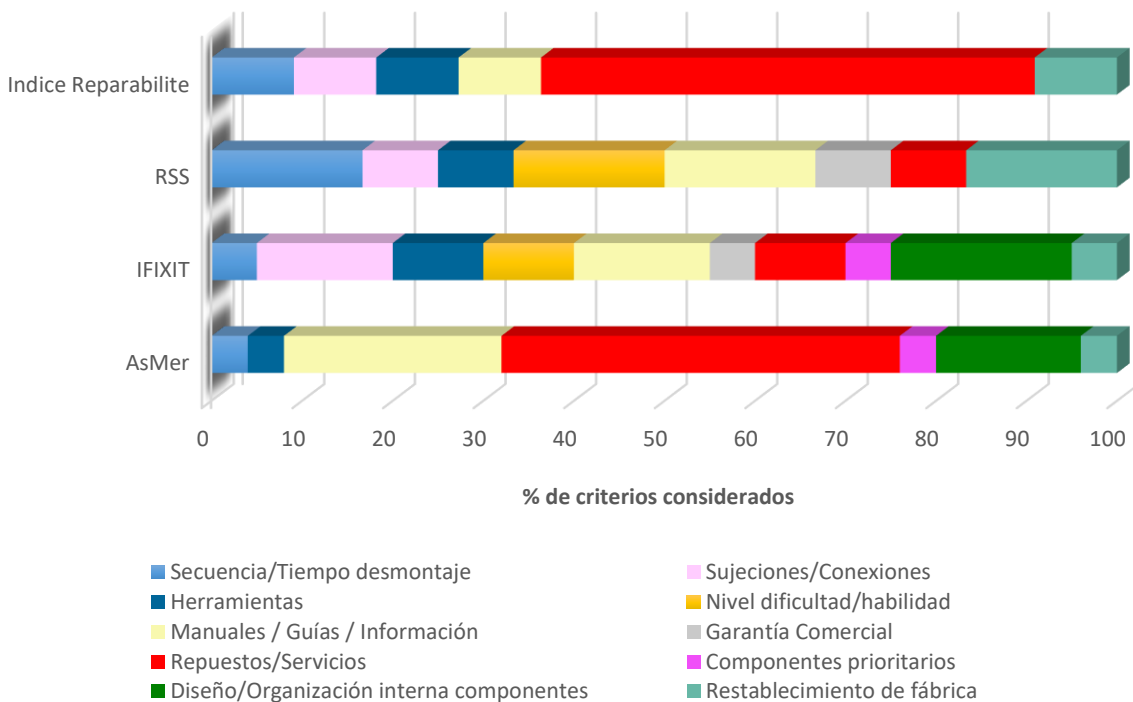


Figura 1. Distribución de los criterios de los métodos de medición del nivel de reparabilidad de productos, clasificados en categorías comunes.

2.3. Selección de método

Tras su análisis, se selecciona el método AsMeR como método de evaluación del caso de estudio, ya que presenta una mayor facilidad de aplicación, dispone de criterios distribuidos por proceso de reparación (identificación de producto, diagnóstico de fallos, desensamblaje y reensamblaje, reparación y reemplazo y restauración de condiciones de trabajo) y por nivel específico (información suministrada, diseño de producto y servicio) tal y como se observa en la Figura 2. Además, utiliza una herramienta cuantitativa, como es el método eDIM (Peeters et al., 2018) para el cálculo de los tiempos de desensamblaje y reensamblaje.

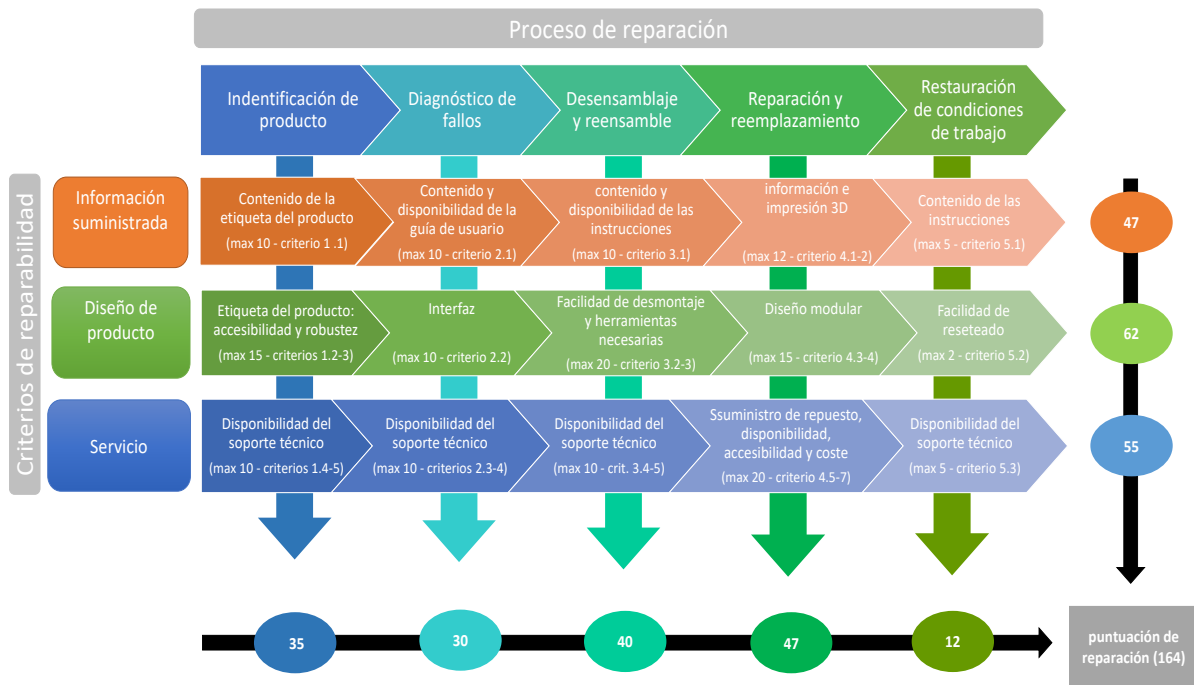


Figura 2. Matriz de evaluación de la facilidad de reparación (AsMeR).

3. Resultados

Para la aplicación del método AsMeR, se seleccionan las dos cafeteras de cápsulas mostradas en la Figura 3. El objetivo principal, además de obtener el índice de reparabilidad de cada una de ellas, es identificar las posibles diferencias relacionadas con su diseño, así como identificar los aspectos de diseño que podrían mejorar su reparabilidad.

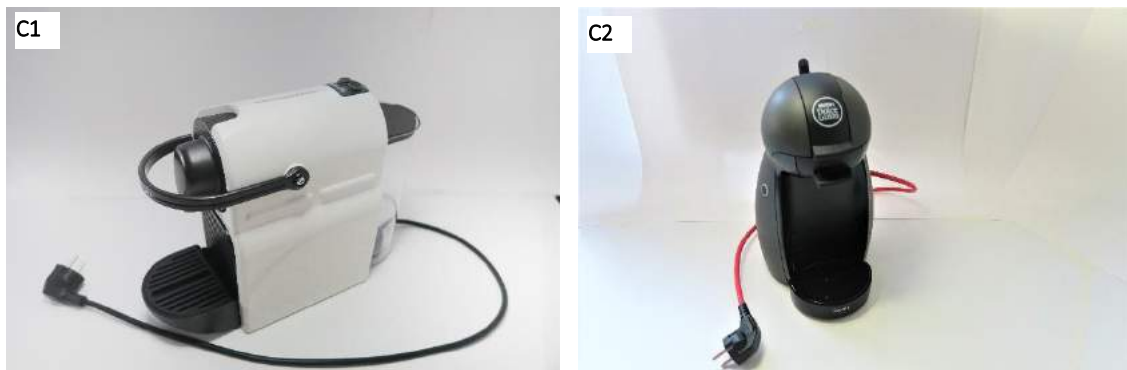


Figura 3. Cafeteras de cápsulas analizadas.

Como paso previo a la aplicación del método AsMeR, se han analizado las secuencias de desensamblaje y reensamblaje necesarias para el cálculo de los tiempos de desensamblaje/reensamblaje mediante el método eDIM, del producto completo y hasta los componentes prioritarios. A partir de la información de Open Repair Alliance (2021), se ha seleccionado el fusible como el componente prioritario, por ser el más crítico para una cafetera de cápsulas. La Figura 4 muestra el resultado del desensamblaje de ambas cafeteras.



Figura 4. Cafeteras de cápsulas desensambladas.

Ambas cafeteras tienen componentes comunes pero no iguales, como son: válvula del depósito, caldera, bomba a presión y mangueras, así como una estructura general similar. Los principales inconvenientes identificados en el desensamblaje han sido, por un lado, la separación de presillas no diseñadas integrando consideraciones de diseño para su fácil apertura y, por otro lado, para la C2, no ha sido posible la separación de la caldera y carcasa sin provocar daños reversibles.

Los resultados se muestran en la Tabla 2, tanto para el método eDIM (tiempo total y parcial para el fusible, como componente prioritario), como para el Índice de Reparabilidad obtenido.

Tabla 2. Comparativa de métodos.

| | eDIM | | | | | | AsMeR |
|----|------------------|--------|-------|--------------------------|--------|--------|-------------------|
| | Tiempo total (s) | | | Tiempo parcial (fusible) | | | Índice reparación |
| | Des. | Ens. | Total | Des. | Ens. | Total | |
| C1 | 422.3 | 423.82 | 846.1 | 258.6 | 265.72 | 524.32 | 45% |
| C2 | 395.92 | 390.52 | 786.4 | 195.28 | 199.36 | 394.64 | 49% |

Los resultados muestran índices de reparabilidad muy similares, debiéndose la diferencia observada entre ellos a la influencia de los tiempos de ensamble y desensamble obtenidos mediante eDIM. En la Figura 5, se detallan estos resultados por paso de proceso de reparación y por criterio de reparabilidad.

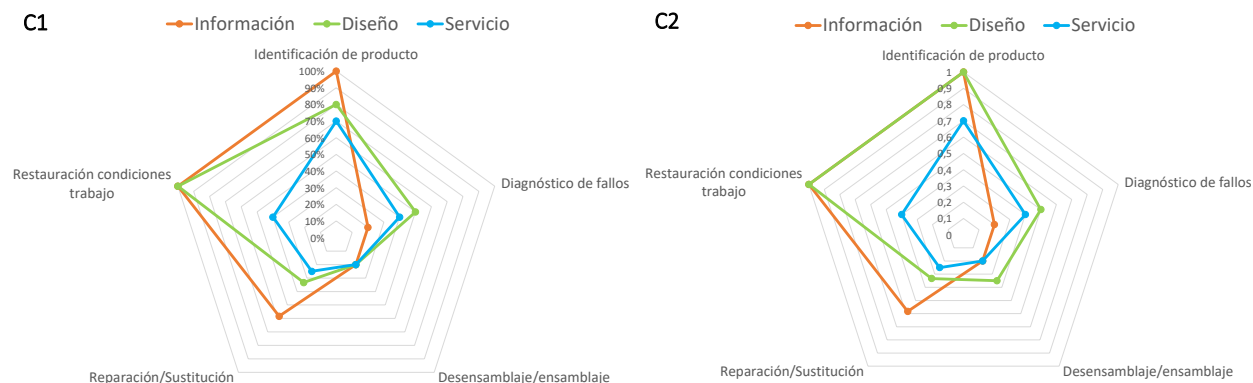


Figura 5. Resultados obtenidos mediante aplicación de método AsMeR.

Al pertenecer las dos cafeteras a la misma marca, los resultados obtenidos en la evaluación del servicio técnico y la garantía, son los mismos, diferenciándose entre ellas, a nivel de diseño de producto.

4. Conclusiones

Esta comunicación presenta la revisión de métodos de reparabilidad de producto y la aplicación del método AsMeR a dos cafeteras de cápsulas. Las diferencias observadas entre los dos índices de reparabilidad obtenidos se deben a que la C1 presenta una doble cubierta exterior, lo cual posibilita al fabricante generar una gama cromática para un mismo modelo, y así personalizar la cafetera (en este caso de estudio, blanca), pero a su vez, incrementa la complejidad del producto. Sin embargo, la C2 no incorpora esta consideración en su diseño y en consecuencia, se obtiene una arquitectura de la carcasa con menos componentes y un menor número de uniones. Como posibles mejoras de diseño desde la perspectiva de la reparabilidad, se identifica la posibilidad de mejorar el diseño de las presillas, además de la estandarización de componentes prioritarios comunes a todas las cafeteras de cápsulas. En cuanto a la aplicación del método AsMeR se obtienen índices muy similares que no superan la media de puntuación máxima. Se observa que la estimación de tiempos de ensamblaje y desensamblaje se encuentra estrechamente relacionado con el índice de reparabilidad obtenido, por lo que es necesario que este tipo de productos se diseñen considerando la rápida accesibilidad a los componentes prioritarios y la utilización de uniones estándar que faciliten dicha accesibilidad, bien para reparar o para sustituir los componentes.

Agradecimientos

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación de la Generalitat Valenciana (proyecto GV/2020/172).

Referencias

Bracquené, E., Brusselaers, J., Dams, Y., Peeters, J., De Schepper, K., Dublou, J. & Dewulf, W., (2018). Repairability criteria for energy related products. Study in the BeNeLux context to evaluate the options to extend the product lifetime. Final Report. KU Leuven/Vito/Benelux.

COM 98 (2020) A new Circular Economy Action Plan for a Cleaner and More Competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

Cordella, M., Alfieri, F. & Sanfelix, J. (2019) Analysis and development of a scoring system for repair and upgrade of products - Final report. Joint Research Centre, Technical reports, European Commission.

Flipsen, B., Bakker, C. & van Bohemen, G. (2016) Developing a Repairability Indicator for Electronic Products. Electronics Goes Green 2016+. Berlín.

Indice Réparabilité (2021) Plateforme d'information sur l'indice de réparabilité. <https://www.indicereparabilite.fr/>

Open Repair Alliance (2021) <https://openrepair.org/>. 2nd Collection of open repair data.

Peeters, J.R., Tecchio, P., Ardente, F., Vanegas, P., Coughlan, D. & Duflou, J.R. (2018) eDIM: further development of the method to assess the ease of disassembly and reassembly of products — Application to notebook computers. Joint Research Centre, Technical Reports, European Commission.



ANÁLISIS DE INDICADORES DE CIRCULARIDAD APLICADOS A LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES

Rondón Toro, Estefani¹; Lobo García de Cortázar, Amaya¹, Gallardo Izquierdo, Antonio²

¹Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Av. De Los Castros, s/n 39005 Santander, España, ert324@alumnos.unican.es, amaya.lobo@unican.es

²Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universidad Jaume I, Av. de Vicent Sos Baynat s/n, 12071 Castelló de la Plana, España, gallardo@emc.uji.es

Resumen

El presente trabajo realiza una revisión bibliográfica sobre cómo se incorpora el concepto de economía circular (EC) en la evaluación de los sistemas de gestión y tratamiento de los residuos sólidos municipales (RSM). A partir de un marco de referencia para medir la circularidad de productos y servicios, se analizan indicadores propuestos en la literatura que evalúan parámetros que participan parcialmente en la circularidad, como el rendimiento o la sostenibilidad de los sistemas de RSM. En este contexto, para establecer un indicador de circularidad, este debería al menos contemplar tres elementos: que permita la comparación a distintos niveles o escalas (regional, nacional, países); que se delimite con claridad lo que se quiere medir (funciones, productos, materiales y/o la energía incorporada en éstos); y que se establezca el alcance de la medición (si solamente sistemas y/o instalaciones, o que se considere todo el análisis del ciclo de vida de estos sistemas, con base en aspectos ambientales, económicos y sociales).

Abstract

This paper carries out a bibliographic review on how the concept of circular economy (CE) is incorporated in the evaluation of the management of municipal solid waste (MSW) and treatment systems. Based on a reference framework to measure the circularity of products and services, indicators proposed in the literature are analyzed that evaluate parameters that partially participate in circularity, such as the performance or sustainability of MSW systems. In this context, to establish a circularity indicator, it should include at least three elements: that allows comparison at different levels or scales (regional, national, countries); that clearly delimited what is to be measured (functions, products, materials and / or the energy incorporated in them); and that the scope of the measurement is established (if only systems and / or facilities, or that the entire life cycle analysis of these systems be considered, based on environmental, economic and social aspects).

Palabras clave/keywords:

Residuos sólidos municipales, economía circular, indicadores, tratamiento, valorización, jerarquía de residuos / Municipal solid waste, circular economy, indicators, treatment, valorization, waste hierarchy.

1. Introducción

La economía circular (EC) propone el cambio hacia una economía que aprovecha los recursos de manera eficiente, orientando a implementar una economía no lineal, basada en el principio de cerrar el ciclo de vida de los productos, y a que estos se mantengan en la economía el mayor tiempo posible, reduciendo al mínimo la generación de residuos (Fundación para la Economía Circular, 2017).

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

La gestión de residuos desempeña un papel fundamental en la EC, siempre y cuando se ponga en práctica el “principio de jerarquía de residuos”, el cual obliga a tratar de evitar el desperdicio y, en los casos en que esto no sea posible, garantizar que los materiales que han sido desechados se recuperen para ser reutilizados, reciclados, o en último término, valorizados energéticamente (Lansink, 2018).

Para avanzar hacia un paradigma como el de la EC es fundamental plantear objetivos concretos y en términos evaluables a través de indicadores de distintos tipos. Los indicadores son herramientas que permiten sistematizar la medida y la evaluación del sistema, y por tanto también plasmar los objetivos de manera clara y objetiva. A pesar de que el concepto de EC se encuentra ya extendido y en aplicación en algunos países, no está muy claro todavía cómo medir la circularidad de algunos productos y servicios (EEA, 2016; Elia et al., 2017; EMF, 2015; Linder et al., 2017; Moraga et al., 2019).

Este trabajo analiza algunos parámetros que permiten medir la eficiencia de sistemas de gestión de residuos sólidos municipales (RSM) con el objetivo de identificar las características fundamentales que debería reunir un indicador de circularidad de estos sistemas.

2. Metodología

Como trabajo preliminar, fueron revisados los estudios de varios autores, donde se seleccionó el marco de referencia propuesto por Moraga et al., (2019) para delimitar el sistema, y con base en lo propuesto por estos autores, establecer cuáles son las características clave que debe tener un indicador que mida la circularidad en los sistemas y/o instalaciones para la gestión y tratamiento de los RSM. Se realizó una búsqueda bibliográfica de algunos de los indicadores ya propuestos en el marco de referencia mencionado, así como de otras referencias adicionales. Analizando cada trabajo, se identificaron variables clave. Con estas variables de base, se realiza una propuesta de cuáles deben ser las principales características que debe cumplir un indicador de circularidad, aplicable a sistemas de gestión y tratamiento de RSM.

2.1 Marco de referencia

Moraga et al. (2019) propusieron un marco de referencia para medir la EC clasificándola en estrategias y escalas de medición. Las estrategias son seis: 1) preservación de funciones; 2) productos; 3) componentes; 4) materiales; 5) energía incorporada y 6) referencia. Se consideran tres alcances de medición, desde el más básico, a nivel de ciclos tecnológicos (alcance 0), añadiendo después el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (alcance 1), y finalmente el más amplio que considera los efectos en los aspectos ambiental, económico y social (alcance 2).

Puesto que los sistemas para la gestión y tratamiento de los RSM vendrían a representar un proceso tecnológico, donde ingresan materiales (en este caso los RSM que han sido desechados por consumidores finales), que podrían ser valorizados (antes de su disposición final) a partir de la recuperación de materiales y/o de energía, y que eventualmente saldrían del sistema como sub-productos/energía, la medida de circularidad de las mismas debería centrarse en las estrategias de EC 4) y 5) y alcance 0.

2.2. Indicadores que miden la sostenibilidad de los sistemas de gestión y tratamiento de RSM

En el campo de los residuos, varios autores han propuesto indicadores para medir la sostenibilidad de los sistemas de gestión de RSM, considerando la recuperación de materiales y subproductos. Como una primera aproximación, se encuentran las tasas de reciclaje (RR), las cuales han sido extensamente usadas para medir la cantidad de materiales recuperados en un sistema. En este contexto, su uso y limitaciones han sido descritos en algunos estudios. Por ejemplo, Haupt et al. (2017), critican que, aunque las RR describen la cantidad de material finalmente recuperado del sistema de gestión de residuos, estas no dan

información sobre el material secundario que realmente se recupera. Así mismo, Pires & Martinho (2019) comentan que la tasa de reciclaje es un indicador segmentado, que requiere otros indicadores relacionados con otras operaciones de residuos. Este aspecto también se ha señalado en el Plan de acción de economía circular (Comisión Europea, 2015), el cual ha considerado abordar cuestiones clave relacionadas con el cálculo de las RR, para garantizar estadísticas comparables y de alta calidad en toda la Unión Europea (UE). Por esta razón, Pires & Martinho (2019) con una visión más global (desde la preparación para la reutilización, reciclaje, valorización y disposición final), proponen un Índice de Jerarquía de Residuos (WHI), como punto de partida para una discusión real sobre cómo las estadísticas de residuos deben ser manejadas para alcanzar una EC.

Kaufman et al. (2010) agregan que, aunque el reciclaje de muchos materiales es ciertamente preferible, la RR no es adecuada como medida de sostenibilidad general del sistema de gestión, porque no tiene en cuenta las diferencias entre el vertido y *Waste-to Energy*, ya que no considera materiales que no son reciclables (por ejemplo, muchos plásticos, madera contaminada, etc.). Así mismo, estos autores agregan que la RR máxima a obtener posiblemente estaría muy por debajo del 100%, por lo que, sin un máximo teórico, se vuelve casi imposible comparar diferentes sistemas entre sí, siendo difícil establecer objetivos para la gestión de residuos. En este sentido, los mismos autores propusieron un indicador llamado *Resource Conservation Efficiency* (RCE), basado en un enfoque de *screening-ACV*, desarrollado para la evaluación de la sustentabilidad ambiental de sistemas de gestión de RSM.

En la misma línea, Rigamonti et al. (2016) propusieron un indicador compuesto, constituido por tres indicadores individuales: dos de ellos evalúan la sostenibilidad ambiental del sistema, cuantificando los niveles de recuperación de materiales y energía, mientras que el tercero cuantifica los costos.

2.3. Características de los indicadores identificados

La Tabla 1 reúne los indicadores revisados en este trabajo. Del análisis de todos ellos, se han identificado las características que se recogen en las columnas. Cabe recalcar que, si bien algunas de las características quedan explícitamente descritas en la bibliografía, otras se deducen directamente de los trabajos consultados. A continuación, se describen cada una de ellas:

- Incorporación del concepto de EC: Este ítem refleja si la palabra ‘economía circular’ se encuentra explícitamente considerada en la descripción del indicador. La EC es un concepto ‘paraguas’ que incorpora diferentes significados (Moraga et al., 2019) y que tiene varios padres (jerarquía de residuos; ecología industrial; proyecto ‘basura cero’, entre otros) (Lansink, 2018), por lo que no se ha pretendido ahondar y/o comparar las referencias consultadas sobre su definición conceptual.
- Escala de implementación: Este ítem hace referencia a la extensión que abarca el indicador para realizar su evaluación, por lo que se han definido tres niveles: micro, meso y macro (Ghisellini et al., 2016; Moraga et al., 2019). La escala micro considera si el indicador evalúa solamente un producto individual, una compañía, y a nivel de consumidor. Para una compañía, el indicador evaluaría, por ejemplo, que esta lleve a cabo estrategias para mejorar la circularidad de su sistema de producción. A nivel del consumidor, evaluaría estrategias que permitan contribuir a los cambios de hábito (del linear a uno circular). La escala meso está referida al ámbito productivo, que involucra el desarrollo y puesta en marcha de parques eco-industriales, distritos y redes de simbiosis industrial, así como otras denominaciones de redes productivas afines. La escala macro se aplica en ciudades, provincias, regiones y países, contribuyendo a la integración y al re-diseño de los sistemas con los cuales interactúa.
- Niveles del Principio de Jerarquía de Residuos: El principio de jerarquía establece la estrategia de gestión de residuos, que determina que la prevención y el tratamiento de los residuos seguirá una jerarquía con el orden de prioridades siguiente: (A) prevención, (B) preparación para la

reutilización, (C) reciclado de materiales (que incluye el compostaje), (D) recuperación de energía, y como último eslabón, la (E) disposición final en rellenos sanitarios. Se define si el indicador considera uno o varios de estos niveles, ya sean que estén o no explícitamente contenidos en la referencia consultada.

- **Materiales:** Se definen como los residuos que ingresan al sistema considerado, ya sean RSM mezclados o separados (materiales reciclables, materia orgánica, u otros tipos).
- **Unidad de medida:** Define la unidad en la cual el indicador muestra sus resultados y aporta información extra sobre si se utiliza algún rango para definir estos resultados.

Tabla 1. Características principales de los indicadores identificados

| Indicador | Incorporación del concepto de EC | Escala de implementación | Niveles del principio de jerarquía | Materiales | Unidad de medida |
|---|----------------------------------|--------------------------|------------------------------------|---|---|
| CR <i>Old crap collection rate [1]</i> | No | Micro | (C) | Metales ferrosos, no ferrosos, preciosos y especiales | Porcentaje (%) |
| RR <i>Recycling process efficiency rate [1]</i> | No | Micro | (C) | | |
| EOL-RR <i>End-of-lyfe recycling rate [1]</i> | No | Micro | (C) | Metales ferrosos, no ferrosos, preciosos y especiales | Porcentaje (%) |
| OSR <i>Old Scrap Ratio [1]</i> | No | Micro | (C)* | | |
| WHI <i>Waste Hierarchy Indicator [2]</i> | Si | Macro | (B), (C), (D) y (E) | Fracciones separadas o mezcladas de RSM | Porcentaje (%) Varía desde -100 a 100% |
| RCE <i>Resource Conservation Efficiency [3]</i> | No | Micro Macro | (C), (D) y (E) | | Porcentaje (%) |
| MRI <i>Material Recovery Indicator [4]</i> | No | Micro Macro | (C) | | Índice Rango 0 a 1 |
| ERI <i>Energy Recovery Indicator [4]</i> | No | Micro Macro | (D) | Rechazos de la clasificación y pre-tratamiento de fracciones de RSM | |

* Considera etapa previa a la gestión: Manufactura del Material.

[1] (Graedel et al., 2011); [2] (Pires et al., 2011); [3] (Kaufman et al., 2010); [4] (Rigamonti et al., 2016)

4. Discusión

Con base en lo presentado en la Tabla 1, solo el Pires & Martinho (2019) (en este caso el WHI) nombran el concepto de EC explícitamente como parte de las características u objetivos del estudio. No obstante, los indicadores presentados por Graedel et al. (2011) (el CR, RR, EOL-RR y OSR), Kaufman et al. (2010) (el RCE) y Rigamonti et al. (2016) (el MRI y ERI) utilizan conceptos como estrategia de sustentabilidad y sustentabilidad ambiental respectivamente, para reflejar que sus indicadores abarcan una dimensión más amplia que la meramente técnica. No obstante, como señalan Schöggel et al. (2020), EC y sustentabilidad están estrechamente relacionadas entre sí.

En cuanto a la escala de implementación, los indicadores estudiados se centran solo en dos de las tres escalas definidas: las escalas micro y macro. El CR, RR, EOL-RR y OSR, centran su evaluación en materiales individuales (en este caso, los metales), y por tanto su escala de evaluación es la micro. Por su parte, el RCE, MRI y ERI estarían considerando dos escalas, la micro y macro, ya que permiten evaluar instalaciones individuales, y agregar la información extraída de varias instalaciones para una evaluación a nivel local, regional y hasta nacional. El WHI, por su parte, se centra solo en el nivel macro, ya que considera cantidades totales de materiales tratados a nivel local y nacional, permitiendo una evaluación holística del sistema de gestión de residuos.

En cuanto a si cada indicador contempla el principio de jerarquía, solo Pires & Martinho (2019) (el WHI) lo mencionan en sus características u objetivos de forma explícita. Estos autores además consideran la mayor cantidad de niveles jerárquicos, desde la preparación para la reutilización, hasta la disposición final. Por otro lado, los indicadores CR, RR, EOL-RR, OSR, WHI, RCE y MRI coinciden al considerar el nivel (C) reciclaje, contemplando la recuperación de materiales como eje para una eficiente valorización. Para el caso del ERI, este centra su evaluación solamente en el tratamiento y la valorización de los rechazos provenientes de las plantas de tratamiento, contribuyendo a la disminución de la disposición final en rellenos sanitarios. Finalmente, el WHI y el RCE abarcan varios niveles jerárquicos en su evaluación, lo que amplía su campo de aplicación.

En lo que respecta a los materiales, los indicadores CR, RR, EOL-RR y OSR, consideran en su evaluación distintos tipos de metales: ferrosos, no ferrosos, preciosos y especiales. Por su parte, el WHI, RCE y MRI, que evalúan sistemas más complejos de gestión, considerando todos los RSM, ya sea a partir de fracciones mezcladas o separadas. Finalmente, el ERI considera solo la fracción de rechazos, puesto que el sistema que evalúa tiene como objetivo la producción de energía a partir de estos rechazos.

Las unidades de medición que usan los indicadores como el CR, RR, EOL-RR, OSR y RCE se expresan en porcentajes, dando información acerca de la cantidad de materiales recuperados con respecto a la cantidad que ingresa al sistema. Los valores del WHI varían entre - 100% y 100%. Un WHI de -100% refleja que la jerarquía de residuos no se está implementando de una manera que pueda promover una EC (con operaciones como la incineración y la disposición final), mientras que un WHI de 100% representa el caso contrario, cuando todos los RSM se envían exclusivamente a operaciones de EC, dándole prioridad a aquellos materiales que tienen como destino el reciclaje (*up-cycling*), compostaje, digestión anaerobia, etc., ingresando de nuevo al sistema como recursos. Por su parte, el MRI y ERI son medidos a partir de un índice de 0 a 1, siendo 1 si todos los residuos que ingresan al sistema se recuperan como material con una eficiencia del 100%.

5. Conclusiones

A partir de una comparativa entre varios indicadores postulados en la bibliografía consultada, y utilizando un marco de referencia de EC como base, los resultados del estudio muestran que, aunque la EC y la gestión de residuos se relacionan entre sí, los elementos que se consideran dentro de este marco, no se

encuentran presentados de forma explícita en los indicadores de RSM revisados. Con base en lo anteriormente mencionado, para que el indicador a establecer esté alineado al concepto de EC, este debería ser fácilmente aplicable y permitir la comparación a distintas escalas (entre instalaciones, situadas a niveles regionales o a nivel de países), delimitando con claridad lo que se quiere medir (funciones, productos, materiales y/o la energía incorporada en éstos), y estableciendo el alcance que tendría esta medición (si abarca solamente ciclos tecnológicos o todo el ciclo de vida).

5. Referencias

- Comisión Europea. (2015). *COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular*. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0011.02/DOC_1&format=PDF
- EEA. (2016). *Circular economy in Europe. Developing the knowledge base*.
- Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2741–2751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196>
- EMF. (2015). *Circularity indicators. An approach to measuring circularity. Methodology*. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/resources/apply/material-circularity-indicator>
- Fundación para la Economía Circular. (2017). *Economía Circular | economiacircular.org*. http://economiacircular.org/wp/?page_id=62
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B. K., Sibley, S. F., & Sonnemann, G. (2011). What Do We Know About Metal Recycling Rates? *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 355–366. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>
- Haupt, M., Vadenbo, C., & Hellweg, S. (2017). Do We Have the Right Performance Indicators for the Circular Economy?: Insight into the Swiss Waste Management System. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 615–627. <https://doi.org/10.1111/jiec.12506>
- Kaufman, S. M., Krishnan, N., & Themelis, N. J. (2010). A Screening Life Cycle Metric to Benchmark the Environmental Sustainability of Waste Management Systems. *Environmental Science & Technology*, 44(15), 5949–5955. <https://doi.org/10.1021/es100505u>
- Lansink, A. (2018). Challenging Changes – Connecting Waste Hierarchy and Circular Economy. *Waste Management & Research*, 36(10), 872–872. <https://doi.org/10.1177/0734242X18795600>
- Linder, M., Sarasini, S., & van Loon, P. (2017). A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 545–558. <https://doi.org/10.1111/jiec.12552>
- Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., de Meester, S., & Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 452–461. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>
- Pires, A., & Martinho, G. (2019). Waste hierarchy index for circular economy in waste management. *Waste Management*, 95, 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014>

- Pires, A., Martinho, G., & Chang, N.-B. (2011). Solid waste management in European countries: a review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1033–1050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>
- Rigamonti, L., Sterpi, I., & Grosso, M. (2016). Integrated municipal waste management systems: An indicator to assess their environmental and economic sustainability. *Ecological Indicators*, 60, 1–7. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.022>
- Schögl, J.-P., Stumpf, L., & Baumgartner, R. J. (2020). The narrative of sustainability and circular economy - A longitudinal review of two decades of research. *Resources, Conservation and Recycling*, 163, 105073. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105073>

Actualización de la Primera Caracterización Nacional de Recicladores (Vertedero de cerro Patacón)

Farnum, Francisco¹; Kelly, Raúl²

¹Universidad de Panamá, Panamá, frank0523@hotmail.com

²Coop. Pro-Ambiente, Universidad Católica Santa María la Antigua, Panamá, Raulkelly@hotmail.com

Resumen

Con la consolidación de los datos de la Primera Caracterización Nacional de Recicladores del 2018 (Cerro Patacón n= 213) y la Actualización del 2020 (Cerro Patacón n=469), el presente trabajo tiene como objetivo aportar información para la caracterización de los recicladores de base que laboran en los vertederos de la república, específicamente en el vertedero de Cerro Patacón, ciudad de Panamá. Esta actualización es parte de un trabajo en progreso, que permitirá establecer una línea base de información para promover la asociatividad, la *capacitación* y el *cooperativismo* productivo; a fin de facilitar la *inclusión* y reconocimiento de los recicladores en los sistemas de gestión nacional. Los resultados del informe del 2020 muestran un incremento del 120% en el número de recicladores entrevistados en comparación al 2018; el 20% de la muestra tiene 11 meses o menos de ejercer el oficio; 50% tiene 40 años de edad o menos, para ambos casos; lo cual representa un incremento de más del 15%. Los incrementos se pueden atribuir a múltiples factores entre los que destacan: el trabajo de campo se realizó en verano (diciembre,2020 - enero,2021); por otro lado, hubo un acuerdo entre el gremio reciclador y la empresa concesionaria del vertedero lo que facilitó el acceso a los recicladores a su labor diaria; la situación de pandemia-cuarentena en Panamá facilitó el acceso a los recicladores pues tenían movilidad limitada. Los resultados podrían aportar información para el diseño de políticas públicas de *gestión inclusiva de residuos sólidos domiciliarios* y el cierre de vertederos.

PALABRAS CLAVE: *Capacitación, Cierre de vertederos, Cooperativismo, Reciclaje inclusivo*

Abstract

With the consolidation of the data from the First National Characterization of Waste Recyclers 2018 (Cerro Patacón n=213) and the 2020 Update (Cerro Patacón n= 469), the present work aims to provide information for the characterization of waste recyclers that work in the landfills of the Republic, specifically in the Cerro Patacón landfill in Panama City. This update is part of a work in progress, which will establish a baseline of information to promote associativity, training and productive cooperativism; in order to facilitate the inclusion of waste pickers in national management systems. The 2020 results show a 122% increase in the number of recyclers interviewed compared to 2018; 20% of the sample has been in the profession for 11 months or less; 50% are 40 years of age or younger for both cases, which represents an increase of more than 15% of the first data. The increases can be attributed to multiple factors, among which the following stand out: the fieldwork was carried out in summer (December,2020-January,2021); on the other hand, there was an agreement between the recycler union and the landfill concession company that facilitated access to recyclers in their daily work environment; the pandemic-quarantine condition in Panama facilitated access to waste pickers as they had limited mobility. The results provide information for the design of public policies for inclusive waste management and closure landfill

KEY WORDS: *Cooperatives, Inclusive recycling, Landfill closure, Training*

1. Introducción

La gestión de los residuos sólidos urbanos es un desafío mundial, que no exceptúa a Panamá. Abordar este problema requiere del análisis de múltiples factores, lo que se facilita con un enfoque orientado en sistemas. Los países menos favorecidos desde el punto de vista de la ciencia, la investigación, la tecnología, y los recursos humanos capacitados; tienen serios problemas para enfrentar con éxito este desafío (Duran, 1997). En las últimas dos décadas el Estado y la empresa privada, han realizado inversiones para mejorar la gestión de los residuos domiciliarios en todas las escalas de la división política del país, se promueven políticas públicas, como el Anteproyecto N° 17, conocido como Ley Marco de Gestión de Residuos, la Ley de Reciclaje Institucional, la Ley que elimina las bolsas plásticas y la Ley 33 Basura Cero, que lleva más de dos años en proceso de reglamentación. La Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario (AAUD) realizó más de 12 estudios y análisis que concluyeron en el Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos 2017 -2027; este plan incluyó el Anteproyecto de Ley 607 y en noviembre de 2019 la AAUD lanzó el Plan de Acción para el Mejoramiento del Servicio en AAUD.

El manejo de los residuos se puede plantear de dos formas: en términos de saneamiento o en términos de recuperación de materiales (Ackerman, 2005) en ambas formas los recicladores de oficio cumplen un valioso rol en el actual Sistema de Gestión de Residuos. Cabe señalar que la Iniciativa Regional para el Reciclaje Inclusivo estima, que entre el 50% y el 90% de los materiales reciclables utilizados en la industria o exportados en América Latina y el Caribe, son recuperados por los recicladores de base. En Panamá los recicladores de base hicieron posible la caracterización de residuos en disposición final realizada por la compañía española INECO en el 2017; además, durante algún tiempo participaron del programa Basura Cero liderado por la Fundación ANCON y el Municipio de Panamá.

La caracterización permite singularizar y describir; como señala Sampieri (2014) que los estudios descriptivos pretenden medir, recoger información independiente o conjunta sobre las variables a la que se refiere. La actualización en este caso permitió cuantificar e identificar 469 recicladores de base en el Vertedero de Cerro Patacón, lo que agrega diversidad a la base de datos de 213 recicladores, establecida en el 2018. Cabe señalar que se logró implementar metodologías (protocolos, normas y reglas), surgidas de la primera experiencia de caracterización.

1.1 Planteamiento del problema

A mediados de septiembre del 2020, patrocinados por Latitud R y GAIA y con el apoyo del Ministerio de Desarrollo Social, el Movimiento Nacional de Recicladores de Panamá (MNRP) y FAS Panamá, se realizó un recorrido por las cabeceras de provincias para entregar bonos a los compañeros recicladores y conversar con líderes recicladores sobre la situación real en su sitio de trabajo. Luego de evaluar el recorrido nacional realizado, el MNRP y FAS Panamá, se observa que el número de recicladores va en aumento; por tanto, los recursos a entregar no eran suficientes. Desde esa perspectiva, ambas instituciones coinciden en la necesidad de actualizar los datos de la caracterización realizada en el 2018. Los líderes del MNRP llevaron esta necesidad de desarrollar la actualización del proyecto de caracterización realizada en el 2018 a la Universidad Nacional. La Universidad accede a desarrollar el proyecto incorporando las lecciones aprendidas del 2018, y también inicia el proceso para convertir el proyecto de caracterización en una investigación continua bajo dirigida por la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado de la Universidad de Panamá.

1.2. Objetivo General

Actualizar la caracterización de los recicladores de base en el vertedero de Cerro Patacón de la república de Panamá.

1.3. Objetivos Específicos

- Identificar y cuantificar los recicladores de base en el vertedero de Cerro Patacón de la república de Panamá.
- Integrar los resultados de la investigación del 2018 a la base de datos general de los recicladores de Cerro Patacón de la república de Panamá.

2. Metodología

El proyecto de actualización del 2020 al igual que la caracterización realizada en el 2018 es de corte etnográfico, descriptivo, transversal realizado en Panamá entre los meses de diciembre del 2020 y marzo del 2021. La población de estudio estuvo conformada por recicladores presentes en el vertedero de Cerro Patacón durante el periodo del estudio.

El estudio se realizó en la ciudad de Panamá que se encuentra localizada al sur del hemisferio norte, ubicada entre las coordenadas: los 8°59'00" N y 79°31'00" O, tiene una superficie de 2,031.2 km². Políticamente, el distrito de Panamá se divide en 26 corregimientos. El vertedero de Cerro Patacón está ubicado en el corregimiento de Ancón, sirve aproximadamente a 1.3 millones de personas, la población más cercana se encuentra a 50m del vertedero y aloja dos cauces de río. (INECO, 2017). Inicio operaciones en 1985, con una extensión de 132 hectáreas, ampliando a 162 hectáreas el 2015.

2.1. Fase 1. Preparación.

Se cumplimentó el formulario de Registro de Investigación de la Universidad de Panamá, el cual se presentó a Mujeres en Empleo Informal: Globalizado y Organizando (WIEGO) y se obtuvo aprobación de ambas instituciones. Se convocó el Comité Local del Proyecto, integrado por Líderes del Movimiento de Recicladores de Panamá (MNRP), FAS Panamá, la Universidad de Panamá y la Universidad Santa María La Antigua para desarrollar el plan de acción. Se realizaron cuatro sesiones de inducción y capacitación dirigidas a los integrantes del Comité Local, como parte de la preparación para el trabajo de campo.

2.2. Fase 2. implementación.

El trabajo de campo se realizó en 3 etapas: la primera en la Junta Comunal del Valle de San Francisco, la segunda en las instalaciones de la galera dentro del área de recepción de camiones del Vertedero (Urbalia) y por último en el sector de calle 50 y alrededores. En la segunda y tercera etapa se incorporó el uso de dispositivos móvil para la recolección de los datos, utilizando la aplicación GOOGLE FORM; cabe señalar que el trabajo fue realizado por los miembros del Equipo Local integrado por líderes recicladores del sector. En esta fase se aplicó el instrumento mediante un muestreo intencional, que consistía en la aplicación de una entrevista estructurada.

2.3. Fase 3. Análisis Y Sistematización

El instrumento fue tabulado con el software estadístico EPINFO versión 7.2.4.0. Lo que permitió cumplir con los requerimientos: revisar los datos para valores atípicos y datos inconsistentes, en esta fase se desarrolló una jornada ambiental, Organizada por el MNRP, la Cooperativa Pro-Ambiente, FAS Panamá y la Universidad de Panamá; además se contó con la participación de representantes de La Red latinoamericana de recicladores (LACRE) Silvio Ruiz y Norha Padilla, del cual se elaboró el borrador de la hoja de ruta del MNRP.

2.4. Fase 4. Presentación De Resultados

Actualmente en proceso, se realiza la presentación de resultados a recicladores, instituciones de gobierno, ONG`s, Empresa Privada, y medios de comunicación. Además, la publicación de un artículo científico y participación en foro.

3. Justificación

3.1. La ley 33, dicta:

Artículo 4: Principios rectores; Punto 5 La inclusión de los recicladores de oficio, en los Planes de gestión de residuos Nacional y Municipales.

Artículo 22: Crea programa nacional para la educación.

Artículo 23: El Estado promoverá la investigación y cooperación técnica, a nivel nacional e internacional, para el fortalecimiento de las capacidades técnicas y de innovación que contribuyan a la reducción y manejo integral de residuos.

3.2. Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos 2017

3.2.1. Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos señala: *“El conflicto social podría presentarse si los planes de gestión afectan la normal operación de los recicladores, ya que este es su único medio de supervivencia”* (INECO, 2017).

3.2.2. Objetivos en materia de residuos:

Fortalecer las capacidades institucionales y municipales, tanto técnicas, económicas, administrativas y de recurso humanos, para planificar adecuadamente e implementar programas tendientes a mejorar el manejo de los residuos.

Fortalecer los mecanismos de coordinación entre agentes públicos, privado y la sociedad civil.

Desarrollar programas de capacitación técnica en la gestión integral de los residuos.

Desarrollar programas y proyectos de investigación relativos a técnicas de tratamiento, reducción, reutilización, reciclaje y disposición final de los residuos.

Fortalecer los programas existentes de capacitación en escuelas y universidades.

Fortalecer las acciones y programas de educación no formal (INECO, 2017).

4. Resultados y Discusión

Se realizaron 496 entrevistas de las cuales 27 no cumplieron con los criterios de calidad y no se contabilizaron. En el presente estudio se duplicó el número de entrevistas realizadas en el 2018 en el

vertedero de Cerro Patacón. Se puede atribuir el aumento de la cantidad de entrevistas realizadas, a dos factores principalmente:

1. El trabajo de campo se realizó en la estación seca.
2. Existencia de un acuerdo especial para recuperar materiales en el frente de tiro en Cerro Patacón.

4.1. Plano Socio económico

El estimado de la población de recicladores trabajando en el vertedero de Cerro Patacón supera las 1000 personas. 469 entrevistas fueron realizadas. 3.8% dijo ser extranjero, 20% tiene menos de 11 meses de ejercer el oficio, lo que representa un incremento de 14.5% en comparación a los datos obtenidos el 2018.

El 89% de los recicladores entrevistados no posee seguridad social lo que representa un aumento del 3% con relación al 2018 y el 30% es beneficiario de algún programa gubernamental; de este porcentaje, 118 personas (88%) reciben el bono de pandemia (Panamá Solidario). En cuanto a la salud el 6.4% aseguró tener una discapacidad o enfermedad crónica, el 93% manifestó estar sano, A la pregunta ¿Cuándo está enfermo qué hace?, 67% dice asistir al Centro de Salud, un aumento del 8% en relación al 2018.

El analfabetismo resultó de 7% y poco más del 5% no posee escolaridad; en ambos casos se refleja una disminución de 3% y 5% respectivamente. A la pregunta ¿En qué áreas o temas desea capacitación?, las respuestas prevalentes resultaron: reciclaje, soldadura, construcción y manejo de equipo pesado.

Con relación a la vivienda el 67% dice ser propietario de su vivienda, una disminución del 10% con relación al 2018; un 20% reconoce estar en un asentamiento informal, un aumento del 5 % en relación al 2018. En cuanto a las características de la vivienda, disminuyó 20% la cobertura del servicio de alcantarillado y 12% la tenencia de sanitario higiénico; sin embargo, el servicio de agua potable aumentó más de un 21%.

Las familias extendidas tienen el primer lugar de prevalencia, (31%) están compuestas de seis o más integrantes, el número de dependientes de los recicladores entrevistados en este estudio es de 1437 individuos; que, sumados a los datos obtenidos en el 2018, hace un total de 2151 dependientes de recicladores.

La jornada laboral del reciclador es de 24 horas dividida en 3 turnos, se movilizan a pie o en transporte público hacia el Vertedero de Cerro Patacón y de este a su a hogar; el recorrido promedio es de 30min. Los entrevistados señalan que la principal motivación para reciclar es la necesidad y el desempleo; por otro lado, señalan que sus principales preocupaciones de seguridad son los accidentes con equipo, pinchazos y cortaduras, al igual que el 2018; por lo que el uso de botas, guantes y gorras son sus principales elementos de protección.

En cuanto a la organización de la jornada laboral, el 70% respondió que lo hace según el tipo de material a recolectar, lo cual mostró un incremento de 38% en comparación al 2018; el 50% manifestó trabajar colectivamente y el 98% manifestó interés en formar parte de una organización formal.

El 62% de los entrevistados dicen tener un ingreso diario menor a los B/. 20.00; más del 80% depende únicamente del reciclaje como medio de sustento y el 98% manifestó tener interés en seguir como reciclador pero en mejores condiciones. .

Otros resultados importantes son:

1. Se actualizó la base de datos de los recicladores de oficio que laboran en el vertedero de Cerro Patacón.
2. Se implementó el uso de dispositivos móviles para la recolección de los datos.
3. Se promovieron actividades de asociatividad entre la población de estudio.

5. Conclusión

La población de recicladores de oficio que laboran en vertedero de Cerro Patacón con menos de un año de ejercer el oficio aumento un 18%; de 1 a 3 años aumentó un 21% al igual que el número de recicladores menores de 40 años en relación a la caracterización realizada en el 2018.

Considerando los resultados del Proyecto, cabe señalar algunas lecciones y recomendaciones que facilitarán al escalabilidad y replicabilidad de esta investigación.

1. Lograr la participación de la Academia y la colaboración clave de WIEGO Y FAS Panamá.
2. Contar con un Equipo Local de Recicladores de Base, organizado y capacitado.
3. Desarrollar aplicaciones específicas para la recolección de estos datos y otros datos asociados a la cantidad y composición del residuo.

“La caracterización se dividió en dos etapas, tomando en cuenta que estamos en pandemia, tomamos medidas de seguridad, verificamos a los compañeros en la base de datos y el que no aparecía le tomábamos los datos, con esto nos dimos cuenta de hay muchos jóvenes, otros que tuvieron que salir de la galera, fue un trabajo realizado en unos meses buenos para poder trabajar y el equipo de trabajo pudo realizar un trabajo efectivo” (Yenny Gonzalez; presidenta del MNRP)

“Necesidad de luchar por una oportunidad de trabajo, más la pandemia, permitió lograr acuerdos con la empresa, que de cierta forma nos ayuda. Esto se logró con el apoyo de WIEGO y FAS Panamá, y la colaboración de la Universidad Nacional” (Juan Gaona; Delegado Internacional Del MNRP / RED LACRE)

6. Referencias

- Ackerman, F. (2005). Material Flow for a Sustainable City. *International Review for Environmental Strategies*, 499-510
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, P. (2014). *Metodología de la investigación* (6a. ed. --.). México D.F.: McGraw-Hill.
- Duran, H. (1997). *Gestión Ambientalmente Adecuada de los Residuos Sólidos*.
- INECO. (2017). *Plan nacional gestión integral de residuos de Panama Tomo II*. Panama.
- INECO. (11 de Septiembre de 2017). *Plan Nacional de gestión integral de Residuos de Panamá Tomo I*. Panama.
- MNRP. (2018). *Análisis y Siteamtización*. Panamá.
- Gonzales, Yenny (2021) Actualización MNRP 2021, Presidente del MNRP
- Gaona, Juan (2021) Actualización MNRP 2021, Delegado internacional del MNRP/RED LACRE



La cooperación intermunicipal en la gestión de residuos en Jalisco, México

Bernache Pérez, Gerardo¹

¹*Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, Unidad Occidente.*

Ave. España 1359, Colonia Moderna, Guadalajara, Jalisco, México.

gerardo.bernache@gmail.com

Resumen

El estado de Jalisco, México se ubica entre las cuatro principales entidades del país y cuenta con 125 municipalidades en su territorio. Se tienen dos tipos de asociaciones intermunicipales. Las primeras son las Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente (JIMAs) que tienen una vocación de planeación, organización, capacitación y asesoría técnica en varios temas ambientales, incluyendo el manejo de residuos. El segundo tipo de asociaciones son organismos operadores del manejo y gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en la región que forman los municipios asociados y llevan el nombre de Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos (SIMARs). Actualmente operan once JIMAs y seis SIMARs en el estado de Jalisco, en total dan cobertura a 113 municipios del estado, el 90%. El impacto de las acciones de estas asociaciones intermunicipales en la gestión de RSU es muy importante en varios frentes que van desde la capacitación de personal, capacitación para elaborar programas municipales de gestión integral de RSU, campañas de educación ambiental, gestión conjunta de recursos para proyectos, en seis casos las juntas operan el transporte, aprovechamiento y disposición final de los RSU de los municipios miembros con sitios de disposición final intermunicipales. Se presentan brevemente los casos más relevantes de JIMAs y SIMARs en Jalisco, así como sus logros en materia de gestión integral de residuos sólidos urbanos.

Palabras clave:

asociacionismo municipal, gestión ambiental, juntas intermunicipales, gestión integral de residuos, sistemas de manejo de residuos.

Abstract

The state of Jalisco, Mexico is one of the four main entities in the country and has 125 municipalities in its territory. There are two types of intermunicipal associations. The first are the Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente (JIMAs), which have a vocation for planning, organization, training and technical advice on various environmental issues, including waste management. The second type of associations are operating organizations for the handling and management of urban solid waste (USW) in the region formed by the associated municipalities and are called Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos (SIMARs). There are currently eleven JIMAs and six SIMARs operating in the state of Jalisco, covering a total of 113 municipalities in the state, or 90%. The impact of the actions of these intermunicipal associations on MSW management is very important on several fronts, ranging from personnel training, training to develop municipal programs for integrated MSW management, environmental education campaigns, joint management of resources for projects, and in six cases the boards operate the transportation, use and final disposal of MSW from member municipalities with intermunicipal final disposal sites. The most relevant

cases of JIMAs and SIMARs in Jalisco are briefly presented, as well as their achievements in terms of integrated MSW management.

Key words:

environmental management, intermunicipal boards, integrated waste management, municipal associations, waste management systems.

1. Introducción

Las asociaciones intermunicipales para la gestión ambiental han sido una propuesta que ha surgido y se ha desarrollado en el estado de Jalisco (Bernache et al., 2018). En el 2007 se conformó la primera asociación que tomó el nombre de Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del Río Ayuquila (JIRA).

Esta junta fue la respuesta de dos grupos de profesionales que atestiguaron como en un momento de lluvias torrenciales causadas por un huracán que golpeó la costa de Jalisco causaron una crecida sin precedentes del Río Ayuquila que se arrasó caminos y campos de cultivo, pero también destruyó tres vertederos municipales que se ubicaban cerca del cauce del río en diferentes puntos de la región (Graf et al., 2006).

De ahí que la Dirección de la Reserva de la Biosfera de Manantlán, en colaboración con científicos de áreas biológicas y ambientales del Instituto Manantlán de la Universidad de Guadalajara propusieron, en 2006, la creación de un organismo con capacidades profesionales para asesorar, coordinar y capacitar a funcionarios municipales con una visión regional asociada a la cuenca baja del Río Ayuquila. Esta primera Junta incorporó a 10 municipios con una personalidad jurídica de Organismo Público Descentralizado del gobierno del estado de Jalisco. Actualmente se tienen 11 JIMAs que cubren 113 municipios, el 90% del territorio estatal.

Derivado de la gestión de las JIMAs, han surgido los Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos (SIMARs) que se constituyen como organismos operadores de los servicios de recolección, transporte, aprovechamiento y disposición final de los RSU. También impulsan programas de educación ambiental y de participación ciudadana. Actualmente operan cinco SIMARs en el estado, mismos que dan servicio a 30 municipios, el 24% del estado de Jalisco.

El objetivo de este texto es presentar una breve historia de los organismos intermunicipales que han surgido en el estado para brindar apoyo a los ayuntamientos en materia de cuidado ambiental y aquellos que de forma particular se dedican a la operación intermunicipal articulada de sistemas de manejo de RSU. Se revisará su impacto en la mejora de la gestión de residuos, el aprovechamiento de los mismos y en el fortalecimiento de la cultura ambiental de la población.

2. Metodología

La metodología es cualitativa que integra una investigación de campo y revisión documental. El periodo de la investigación fue del primer semestre de 2019 al primer semestre de 2021. Las actividades iniciaron con contactos con funcionarios y otros actores sociales en siete municipios, cuatro JIMAs y dos SIMARs.

El trabajo de campo consistió en: entrevistas con funcionarios municipales y de las asociaciones intermunicipales; participación en ocho reuniones de JIMAs y SIMAR; así como visitas técnicas en seis municipios de cuatro regiones del estado. En todos estos casos se tomaron notas de campo y se redactaron informes breves de las visitas técnicas. También se recurrió a la revisión de fuentes impresas y en páginas de internet de la autoridad ambiental estatal (SEMADET) y de las propias asociaciones intermunicipales.

3. Resultados

3.1. Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente

Los resultados del estudio indican que los municipios que participan en las JIMAs están mejor posicionados para el manejo sustentable de sus recursos y el medio ambiente en su jurisdicción territorial. No es una relación directa de ingresar a una junta intermunicipal y producir cambios de forma inmediata. Sin duda, hay muchos factores que intervienen en la gestión ambiental sustentable que van desde los recursos humanos disponibles, el presupuesto y la problemática ambiental que se enfrenta en cada caso. El hecho es que han sido una instancia de fortalecimiento de capacidades en materia de medio ambiente, manejo forestal, gestión hídrica, manejo de RSU, normatividad ambiental, planeación estratégica y programas de educación ambiental para la población.

Las autoridades ven a las JIMAs como una instancia para orientar la gestión, preparar y capacitar cuadros de funcionarios municipales, organizar campañas y programas a nivel regional, así como gestión de recursos financieros para sus acciones conjuntas. Se hace trabajo en torno a temas relevantes como ordenamiento ecológico territorial, restauración de ecosistemas, ordenamiento del crecimiento urbano, protección de áreas naturales y zonas de bosques, mejora de servicios públicos municipales relacionados con agua y RSU, comunicación y cultura ambiental, entre otros.

Uno de los principales aportes de las JIMAs es un apoyo técnico que tiene una visión de mediano y largo plazo, con una lógica de regional definida por las principales cuencas hídricas, así como la continuidad en la gestión ambiental más allá de los periodos trianuales de los gobiernos municipales. Sus equipos de profesionales tienen un perfil profesional adecuado para sus funciones. Tradicionalmente, en la mayoría de los ayuntamientos en Jalisco, las Dirección de Aseo Público y la Dirección de Medio Ambiente y Ecología son asignadas a personal que tiene poca experiencia y no conoce el ámbito de acción, ni los problemas más apremiantes en materia ambiental y prevención de la contaminación.

De ahí que el surgimiento de las asociaciones intermunicipales para la gestión del medio ambiente (JIMAs) sea un paso importante para impulsar mejoras. En el año 2007 se creó la Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del Río Ayuquila (JIRA), un hecho que marcó definitivamente la visión y los estilos de gestión ambiental en Jalisco.

Un ejemplo éxito de Junta Intermunicipal es el de la JIRA, la primera asociación intermunicipal en establecerse en 2007 (JIRA 2021). Sus dos principales líneas de acción son la gestión hídrica y el manejo de RSU en su territorio que abarca 10 municipios. Además, entre los programas, proyectos y acciones más destacados en los últimos tres años se encuentran los siguientes:

- 1) *Agua de buena calidad y en suficiencia para todos* que incluye: monitoreo y calidad del agua; saneamiento de aguas y sistemas de tratamiento; uso adecuado del agua; y atención a contingencias.
- 2) *Conservación de la biodiversidad y sistemas productivos*, con proyectos de: sistemas de información; manejo del fuego; manejo y uso sustentable de los recursos naturales; acciones para atender el cambio climático; y conectividad
- 3) *Educación para la sustentabilidad* que incorpora programas de educación ambiental y vinculación interinstitucional.
- 4) *Gestión y administración* (transversalidad), que contempla: el fortalecimiento institucional; la participación social; la transparencia; procuración de fondos; asesoría técnica; capacitación y sistemas de información.

La JIRA es una de las juntas intermunicipales con más experiencia y con una estructura organizacional más consolidada, lo cual le permite una gestión más robusta y un alcance amplio de sus programas y proyectos.

De alguna manera, junto con AIPROMADES se constituyen en los dos ejemplos a seguir por las asociaciones más jóvenes que están en proceso de desarrollo.

De acuerdo con la información que presenta la SEMADET (2021), actualmente se cuenta con 11 juntas intermunicipales que fueron creadas en el periodo de 2007 al 2021, pasaron de beneficiar a una población menor de 150 mil habitantes (2007) a una población de 7.5 millones de habitantes (2021), un 90% de la población total del estado de Jalisco (IIEGJ, 2020).

Tabla 1. Las asociaciones intermunicipales de medio ambiente en Jalisco (2021)

| Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente | | | | | |
|--|-----------------|--|------------------------|--------------------------|------------------|
| | ACRÓNIMO | Nombre | Año de creación | Número municipios | Población |
| 1 | JIRA | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del Río Ayuquila | 2007 | 10 | 144,472 |
| 2 | AIPROMADES | Asociación Intermunicipal para la Protección del Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable del Lago de Chapala | 2009 | 16 | 512,491 |
| 3 | JIRCO | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca del Río Coahuayana | 2009 | 12 | 285,774 |
| 4 | JISOC | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente de Sierra Occidental y Costa | 2012 | 8 | 332,798 |
| 5 | JICOSUR | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente de la Costa Sur | 2013 | 6 | 147,918 |
| 6 | JIAS | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Altos Sur | 2014 | 12 | 384,144 |
| 7 | JIMAV | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Región Valles | 2017 | 14 | 370,687 |
| 8 | JINOR | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Región Norte | 2017 | 10 | 78,835 |
| 9 | JIMAL | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Región Lagunas | 2019 | 8 | No disponible |
| 10 | JIDELAA | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Ayuquila Alto | 2020 | 9 | No disponible |
| 11 | JIAN | Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Altos Norte | 2020 | 8 | No disponible |

3.2 Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos

Los SIMARs son organismos operadores que tienen la responsabilidad de apoyar a los municipios en la recolección, muchas veces gestionando recursos financieros para parque vehicular, equipamiento e infraestructura (Galván y Santín, 2012; Simar Sureste, 2021; SEMADET, 2021). Sin embargo, la recolección de los RSU está a cargo de los propios ayuntamientos, que después entregan su carga en una estación de transferencia.

Los SIMARs operan de forma directa las estaciones de transferencia, el transporte y a la disposición final de los RSU que genera la población en los municipios asociados. Además de desarrollar programas de separación y aprovechamiento de los materiales inorgánicos (plásticos, papel y cartón, vidrio, metales, etc.), así como campañas de comunicación y educación ambiental para promover la participación ciudadana.

De acuerdo con datos de la SEMADET (2021), Jalisco tiene actualmente cinco SIMARs que dan servicio de gestión de residuos a 30 municipios (24%) con un beneficio a unos 800 mil habitantes (el 9,6%) del estado, como lo muestra la Tabla 2.

Tabla 2. Sistemas Intermunicipales de Manejo de Residuos (SIMARs)

| | <i>SIMAR</i> | <i>Municipios que atiende</i> | <i>Año de creación</i> |
|---|---------------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| 1 | Ayuquila Llanos | 5 | 2008 |
| 2 | Ayuquila Valles | 4 | 2008 |
| 3 | Sur Sureste | 7 | 2009 |
| 4 | Sureste | 10 | 2009 |
| 5 | Lagunas | 4 | 2013 |

El caso de SIMAR Sureste es uno de los más exitosos y que tiene una trayectoria que sirve como modelo (SIMAR Sureste, 2021). Una vez creado en 2009, una de las primeras acciones del SIMAR Sureste fue la clausura y remediación de una decena de sitios de disposición no controlados y abrir un relleno sanitario en el municipio de Mazamitla. Otra serie de acciones fueron encaminadas a la gestión de nuevos camiones recolectores y la construcción de una planta de transferencia para facilitar el traslado de los RSU de los puntos de generación en los municipios hacia el relleno sanitario intermunicipal.

En un segundo momento el SIMAR Sureste elaboró el Diagnóstico básico de residuos en su región, además presento un Programas Intermunicipales de Prevención y Gestión Integral de Residuos, al tiempo que impulsó y asesoró a los 10 municipios socios a elaborar sus propios Programas municipales.

Respecto a la valorización de residuos, en los municipios que cubre el SIMAR Sureste se empieza con programas de separación en la fuente que logran una separar un 20% del total de RSU, cuyos materiales se canalizan para la comercialización y el reciclaje.

Además, el programa de Comunicación Social que tiene campañas de educación y cultura ambiental, con especial atención en niños y escuelas de educación básica. A partir de esta comunicación fluida se motiva y se orienta la participación ciudadana en los programas de gestión integral de los RSU.

La experiencia del SIMAR Sureste es un ejemplo a seguir en otras regiones del estado y de México, su equipo de trabajo ha capacitado a funcionarios municipales en otros municipios y zonas donde se quiere empezar con un modelo de colaboración para enfrentar con éxito el manejo sustentable de residuos. A nivel nacional tiene el reconocimiento de la Revista Alcaldes de México. A nivel internacional ha sido merecedor de reconocimientos como las Escobas de Plata, Escoba de Oro y Escoba de Platino, sus profesionales participan en la Asociación Internacional de Manejo de Residuos (ISWA por sus siglas en inglés) y tiene lazos de colaboración cercanos con la asociación intermunicipal con sede en Lourdes, Francia.

El papel de los SIMARs en el campo del manejo y gestión de los RSU es de vital importancia, porque participa de forma directa en la operación diaria de recolección, traslado, separación, valorización y disposición final de residuos. Su mayor aporte, sin duda, es la eliminación de los vertederos clandestinos y la apertura de rellenos sanitarios intermunicipales que van de la mano con acciones de valorización de los RSU.

4. Discusión

La iniciativa de colaboración entre gobiernos locales ha dado resultados muy valiosos. En el caso de las JIMAS que desarrollan programas y proyectos ambientales regionales, proveen de asesoría técnica, desarrollan una planeación estratégica, realizan diagnósticos, y aplican mecanismos de evaluación periódica. Su aporte está orientado a la mejora de: gestión del agua; cuidado de bosques; manejo de residuos; acciones ante el cambio climático; comunicación ambiental y promoción de la participación social.

Las JIMAS son un organismo operador independiente, articulado con el gobierno estatal, que funciona para fortalecer la gestión ambiental intermunicipal en temas y problemas que se articulan en una región definida no por fronteras institucionales, sino por cuencas y ecosistemas en un territorio compartido.

Desde el nivel más comprensivo de funcionamiento de las JIMAS, surge un sistema que funciona en un nivel más práctico: los sistemas intermunicipales enfocados en lograr, mediante buenas prácticas y una operación técnica profesional, la gestión integral de residuos en un espacio regional. Los SIMARs dan respuestas prácticas y apoyos dirigidos a mejorar la operación de los sistemas de recolección de RSU, al incremento en los montos de valorización de residuos, y la disposición final en rellenos sanitarios seguros. Tanto a nivel de apoyo técnico, pero también en la búsqueda de financiamiento, los SIMARs han beneficiado a 30 municipios de los 125 del estado de Jalisco.

Sin duda los grandes logros de los SIMAR son la clausura de sitios no autorizados para la disposición final (vertederos clandestinos y vertederos a cielo abierto), desde el 2007 se han clausurado y regenerado los espacios de 45 vertederos clandestinos en 30 municipios del estado. Lo anterior va de la mano con la apertura de nuevos rellenos sanitarios intermunicipales que operan con buenas prácticas, que resultan más accesible en términos financieros, y que ofrecen un mejor desempeño en términos de protección ambiental.

4. Conclusiones

El asociacionismo intermunicipal es un mecanismo de colaboración que puede tomar diversas formas y líneas de acción. En este caso, del estado de Jalisco, se han presentado iniciativas para la creación de dos tipos de organización: las JIMAS con su vocación más amplia en la gestión ambiental en una región ligada a una cuenca hídrica; y los SIMARs con un enfoque especializado en la gestión integral de los RSU. La visión, las acciones y el desempeño ambiental de un ayuntamiento está relacionado con su participación activa en una JIMA. De la misma manera, la mejora en la gestión integral de los RSU también está relacionada con una participación en un SIMAR. Las asociaciones intermunicipales no garantizan un cambio en el desempeño ambiental en un municipio, pero si proveen los recursos y asesoría para que los ayuntamientos que tienen un compromiso con sus recursos y medio ambiente puedan fortalecer sus capacidades para enfrentar los retos de una gestión sustentable de los RSU.

5. Referencias

Bernache, G., R. Cruz, J. del Valle, y O. Aguilar (2018). *Retos y avances en la gestión de residuos sólidos urbanos en municipios de Jalisco*. Boletín CIDIGLO. CIESAS Divulgación.

Galván, F, y L. Santín (Coordinadores) (2012). *Asociacionismo intermunicipal Estrategias para el manejo sustentable del territorio y de los servicios públicos en México*. Arlequín Editorial

IIEGJ (2020). Población Jalisco 2020. *Strategos. Revista Digital del Instituto de Información Estadística y Geografía*. 10 enero 2020. <https://iieg.gob.mx/strategos/portfolio/poblacion-en-jalisco-a-2020/>

Graf, S., E. Santana, L. Martínez, S. García y J. Llamas (2006). *Iniciativa Intermunicipal para la Gestión de la Cuenca del Río Ayuquila*. Instituto Nacional de Ecología. http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_01/07_serjio_graf.pdf. 12 febrero 2010.

JIRA (2021). *Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión de la Cuenca Baja del Río Ayuquila*. <http://jira.org.mx/>

SEMADET (Secretaria de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial) (2021). *Junta Intermunicipal de Medio Ambiente*.

<https://www.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=c826f3e63cf84bdca724e4c26d4f5779>

SIMAR Sureste (2012). Sistema Intermunicipal de Manejo de Residuos Sureste. <http://simarsureste.org/>



ENFERMEDADES EN PLANTAS Y HUMANOS, RIESGOS PRESENTES EN EL COMPOSTAJE

Muñoz Pérez, Itzel Melissa ¹; Vallester Espino, Erick Napoleón ²

¹Estudiante de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Campus Victor Levi Sasso, Panamá, itzel.munoz @utp.ac.pa

²Grupo de investigación Nitrato, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Campus Victor Levi Sasso, Panamá, erick.vallester @utp.ac.pa

Resumen

El hombre por aumentar la calidad de vida transforma su entorno, estas acciones de transformación necesitan ser bien manejadas para evitar la contaminación.

El compostaje como herramienta de gestión de residuos resulta la opción de reducción de grandes volúmenes de residuos de tipo orgánico que son generados y transportados hacia sitios de disposición final o rellenos sanitarios.

Dentro del proceso de compostaje, se pueden liberar bioaerosoles y otras sustancias contaminantes al ambiente, además su producto el compost puede desarrollar enfermedades en plantas por la generación de nemátodos cuando se desarrolla en condiciones no adecuadas.

Por lo que en este trabajo investigativo se expone la problemática ambiental identificada por varios autores sobre las enfermedades en humanos que produce la exposición de actividades como el compostaje y recomendamos la adopción de ciertas medidas de carácter normativo de seguridad industrial y ambiental para las actividades de manejo de residuos sólidos.

Abstract

By increasing the quality of life, man transforms his environment, these transformation actions need to be well managed to avoid contamination.

Composting as a waste management tool is the option to reduce large volumes of organic waste that are generated and transported to final disposal sites or landfills.

Within the composting process, bioaerosols and other polluting substances can be released into the environment, in addition, its product, compost, can develop diseases in plants due to the generation of nematodes when it grows under inappropriate conditions.

Therefore, in this investigative work, the environmental problems identified by various authors about human diseases caused by exposure to activities such as composting are exposed, and we recommend the adoption of certain regulatory measures of industrial and environmental safety for management activities. solid waste

Palabras clave/keywords: Compostaje/Composting, Residuos Sólidos/Solid Waste, Calidad de aire/Air Quality, Bioaerosoles/Bioaerosols.

1. Introducción

Como toda actividad de producción comercial o industrial, es necesario contar con elementos normativos que establezca acciones pertinentes para abordar riesgos. En otras palabras, es necesario tener un carácter preventivo que aporte al sistema una gestión de calidad, recordando el enfoque de prevención y reconociendo los procesos que involucra el producto y la satisfacción del cliente.

Las normas inciden desde el punto de vista de la planificación (considerando de manera sistemática y planificada, las posibles consecuencias del cambio, la disponibilidad de recursos, asignación de responsabilidades, entre otras) como también respecta al control de los cambios cuando se ha producido de forma no planificada.

El hombre por aumentar la calidad de vida transforma su entorno, estas acciones de transformación necesitan ser bien manejadas para evitar la contaminación. A continuación, haremos una revisión de las normativas para el desarrollo y disposición de abonos orgánicos, permitiendo que pequeñas y medianas empresas demuestren la capacidad de crear productos que satisfacen los requisitos del cliente y los reglamentos aplicables, para evitar enfermedades en plantas y humanos generados por elementos presentes en estos.

2. Metodología

Esta investigación es básica de tipo cuantitativa debido a que se genera la relación causa-efecto. El tiempo de ocurrencia es de tipo prospectivo ya que se basa en otras investigaciones. El periodo y secuencia de esta investigación es de tipo transversal pues se ha generado del interés por conocer las normativas por países y su aplicación a la actividad de generación de abonos orgánicos con el objetivo de prevenir enfermedades en plantas y humanos.

2.1 Riesgos Químicos y Biológicos del Compostaje

El compostaje es un proceso biológico, aeróbico y termófilo, por lo que los trabajadores de plantas de compostaje para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos pueden estar expuestos tanto a agentes químicos como a agentes biológicos que se producen en el proceso [1, 14,16,17].

El compostaje como herramienta de gestión de residuos resulta la opción de reducción de grandes volúmenes de residuos de tipo orgánico que son generados y transportados hacia sitios de disposición final o rellenos sanitarios [2,7,16].

Dentro del proceso de creación de abono orgánico conocido como compostaje, se pueden liberar bioaerosoles y otras sustancias contaminantes al ambiente y al suelo, cuando se desarrolla en condiciones no adecuadas [4,9,12].

En las fases iniciales del proceso de compostaje debido a la propia descomposición de los residuos generados por los microorganismos que degradan el material se pueden emitir al ambiente compuestos orgánicos volátiles (COV). Durante la fermentación de los residuos, se puede desprender amoníaco. En condiciones anaerobias, se pueden generar compuestos sulfurados, destacando entre ellos el ácido sulfhídrico [9,12].

Los riesgos biológicos son generados en sus principales actividades como el transporte y descarga de residuos, su trituración, el volteo de las pilas de compostaje y el cribado porque son actividades que implican la agitación o movimiento del material liberando los microorganismos al aire y por último la disposición del compost [3,9,16].

Estudios como el de Kenagy & Murdoch [8] ponen de manifiesto el riesgo de contraer la “enfermedad del legionario” que es una neumonía grave adquirida por inhalación y que es causada por la *Legionella pneumophila*.

En plantas el compostaje ayuda a evitar enfermedades como el “damping off” [10] o pudrición del tallo, porque mejoran la calidad del suelo, siempre y cuando el compost sea de calidad madura y se encuentre libre de patógenos.

2.2 Normativas para Actividades de producción de Abonos orgánicos.

Las normativas en el desarrollo y producción de abonos orgánicos, permite que pequeñas y medianas empresas demuestren la capacidad de crear productos que satisfacen los requisitos del cliente y los reglamentos aplicables, para evitar enfermedades en plantas y humanos generados por elementos presentes en estos [14,15,16].

Con la implementación de normas de calidad a las actividades de desarrollo y producción de abonos orgánicos se logra:

- Mejorar la imagen del producto ofrecido.
- Favorecer su desarrollo y afianzar su posición en el mercado.
- Ganar cuota de mercado y acceder a mercados exteriores gracias a la confianza que genera entre clientes.

A continuación, revisaremos las normativas de calidad de aire y de calidad de compost, debido a que los riesgos biológicos que se desarrollan a lo largo de la actividad tienen mayor incidencia en el aire y la disposición del compost [16].

2.2.1 Normas de Calidad de aire para elaborar compost

En Panamá, y el resto de los países iberoamericanos y del mundo donde la actividad de compostaje u otra actividad de tratamiento de residuos requiere la evaluación de riesgos biológicos se ve seriamente obstaculizada por la falta de métodos validos de evaluación de exposición cuantitativa, por ello no existe materia legal relacionada a las partículas biológicas o bioaerosoles procedentes de la actividad del compostaje [3,11].

En la norma técnica española NTP 409, señala las razones por las que, hoy por hoy, no es posible contar con criterios legales para actividades o exposiciones a bioaerosoles.

En los acápitos de criterios numéricos de valoración de la norma se reconoce que:

- a) No existe valor límite de exposición general para la concentración de bioaerosoles, pues depende de la respuesta de los seres humanos a la exposición a los bioaerosoles.
- b) Actualmente la información relativa a las concentraciones de los bioaerosoles contienen solo datos cualitativos de exposición.
- c) Los protocolos de muestreo ambiental para los agentes infecciosos son limitados y adecuados solo como tentativa científica donde los métodos tradicionales de salud pública de datos dosis-respuesta, descubrimiento del agente activo y tratamiento médico siguen siendo las defensas primarias frente a los bioaerosoles infecciosos.
- d) Los hechos todavía no respaldan el establecimiento de valores límite de exposición para las sustancias analizables como endotoxinas, micotoxinas, alérgenos y compuestos orgánicos volátiles.

2.2.2 Normativas de Calidad Fitosanitarias para elaborar compost

Para la mayoría de los países Iberoamericanos el compostaje doméstico y comunitario son actividades que forman parte de la Gestión y Manejo de Residuos Sólidos, pero es necesaria la prevención dentro de toda gestión hasta en aspectos fitosanitarios, es por ello que deben tomar en cuenta las instalaciones de compostaje de manera general con el fin de que cumplan con los requerimientos de ubicación, características de las instalaciones, el control del proceso y los controles de calidad del compost resultante [5,6,7,9,12].

Existen hasta el momento 7 países que poseen normas, legislaciones o Decretos para la producción, calidad y uso del compost, aquí se mencionan:

- La norma chilena nch2880.c2003 tiene por objeto establecer la clasificación y requisitos de calidad del compost producido a partir del residuo orgánico y de otros materiales orgánicos generados por la actividad humana. aplicándose de igual manera a los compost producidos en plantas de compostaje establecidas, es decir las que serán y forman parte de un mercado de abono orgánico.

- La norma mexicana nmx-aa-180-scfi-2018 que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales.
- La ley Argentina 25916 marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost modifica y complementa otras 5 normas.
- La resolución N° 00375 del 27 de febrero de 2004, por la cual se distan disposiciones sobre registro y control de bioinsumos y extractos vegetales de uso agrícola en Colombia.
- La norma venezolana sobre fertilizantes, enmiendas y acondicionadores de suelos.
- La norma técnica obligatoria 11 010 - 03 de Nicaragua de agricultura ecológica.
- Decreto 63/2019, de 9 de abril, por el que se establece el régimen jurídico y las condiciones técnicas de las instalaciones y actividades de compostaje comunitario.

Conclusiones

- La relación de normas jurídicas para garantizar la salud poblacional durante el desarrollo de abonos orgánicos parece no existir, al menos, en una relación directa. No obstante, se identificó, textos legales que incorporan referencias sobre las condiciones de las instalaciones, protección de la salud y seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados a los agentes químicos y biológicos durante jornadas de trabajo en instalaciones y actividades de compostaje comunitario, como el Decreto 63, del 9 de abril de 2019 de Vasco, país autónomo de España.
- En la norma técnica española NTP 409, señala las razones por las que, hoy por hoy, no es posible contar con criterios legales para actividades o exposiciones a bioaerosoles.
- El no cumplimiento de las normativas puede traer consecuencias en la pérdida de calidad de los abonos orgánicos como el compost y por ende un deterioro en la salud de las plantas con enfermedades que se originan desde sus raíces y causar enfermedades de neumonía como la enfermedad del legionario.

Bibliografía

- [1] Arango, S. S. (2012). Biomarcadores para la evaluación de riesgo en la salud humana. Revista Facultad Nacional de Salud Pública, 30(1), 75-82.
- [2] Bergamini, K. (2018). ¿A qué hora se llevan la basura? Percepciones ciudadanas frente a las políticas públicas relacionadas a la Gestión de Residuos Sólidos Domiciliarios de la Ciudad de Panamá (Doctoral dissertation, Pontificia Universidad Católica de Chile).
- [3] Biológicas, C. (2005). NTP 409: Contaminantes biológicos: criterios de valoración.

- [4] Europea, L. A., Alimentaria, S., & Opinion, S. (2015). Toxinas de fusarium, 1–2.
- [5] Gaceta Oficial. (2004). Constitución Política de la República de Panamá (Gaceta Ofi). Panamá, Panamá.
- [6] Gaceta Oficial. (2010). Que crea la Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario y adopta disposiciones para la eficacia de su gestión. Ciudad de Panamá, Panamá.
- [7] Jiménez Martínez, Nancy Merary. (2017). El residuo: producto urbano, asunto de intervención pública y objeto de la gestión integral. *Cultura y representaciones sociales*, 11(22), 158-192. Recuperado en 04 de septiembre de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-81102017000100158&lng=es&tlng=es.
- [8] Kenagy, E., Priest, PC, Cameron, CM, Smith, D., Scott, P., Cho, V Murdoch, DR (2017). Factores de riesgo para la enfermedad del legionario por *Legionella longbeachae*, Nueva Zelanda. *Enfermedades infecciosas emergentes*, 23(7), 1148-1154. <https://doi.org/10.3201/eid2307.161429>.
- [8] Lampurlanés, X. S., Espadalé, R.M.A., & Carrera, E.G. (2001). NTP 597: Plantas de compostaje para el tratamiento de residuos: riesgos higiénicos.
- [9] Plumer, M. C., Hervé, D., & Insunza X. (2020). Informe Final Estudio: Contaminación del Aire y Primera Infancia en América Latina.
- [10] Márquez Yánez, S. A. (2020). Manejo integrado de Damping off, en el cultivo de Ají Jalapeño *Capsicum annum* (Bachelor's thesis, BABAHOYO: UTB, 2020).
- [11] Mexicana, N. (2018). Dirección General de Normas Treatment of the Organic Fraction of Solid Urban Waste and Special Handling, as well as the commercial information and.
- [12] Morales Serrano, José Antonio (2012). Estudio de factibilidad técnico-económica para instalar una planta de compostaje como modelo de transformación de excretas porcinas en abono orgánico. Chiriquí, Panamá U.T.P.
- [13] Ninco, C., & Sánchez, J. (2017). Propuesta para la producción de Abono Orgánico mediante el Compostaje de los Residuos Sólidos del Municipio el Rosal, Cundinamarca.

- [14] Ochoa Miranda, M. (2018). Gestión integral de residuos: análisis normativo y herramientas para su implementación. Editorial Universidad del Rosario.
- [15] Rodríguez-Orozco, A. R., Texca Tatevari, M., & Moreno-Chimal, K. (2010). Sensibilización a alérgenos fúngicos como causa de enfermedad alérgica respiratoria. Extractos alergénicos de hongos para diagnóstico y tratamiento. Inmunoterapia. ARCHIVOS DE ALERGIA E INMUNOLOGÍA CLÍNICA, 41(4), 137-142.
- [16] Sánchez Monedero, M. A., & Roig, A., & Cayuela, M. L., & Stentiford, E. I. (2006). Emisión de bioaerosoles asociada a la gestión de residuos orgánicos. Ingeniería, 10(1),39-47. [fecha de Consulta 13 de Agosto de 2020]. ISSN: 1665-529X. Disponible en:
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=467/46710104>
- [17] Tobar, J. (2018). Estudio de Factibilidad Técnico Financiero para la propuesta de una planta de compostaje automatizada para la Ciudad de Santa Tecla



18 AÑOS DEL PROGRAMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DE LA UAM-AZCAPOTZALCO, SEPARACIÓN: RECAPITULACIÓN DE AVANCES

Jimenez Escamilla, Itzel Rubi¹; Espinosa Valdemar, Rosa María²; Vázquez Morillas, Alethia³; Turpin Marion Sylvie, Jeanne⁴; Velasco Pérez, Maribel⁵; Barbosa Noegerat, Luis Antonio⁶

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P.:02200 Azcapotzalco, México, irje@azc.uam.mx

Resumen

Separación es el programa de manejo integral de los residuos sólidos de la UAM-Azcapotzalco, el cual entró en vigor el 31 de octubre de 2003, teniendo como objetivos:

- Cumplir con la normatividad vigente en materia de residuos sólidos en la Ciudad de México.
- Concientizar a la comunidad universitaria respecto a la importancia de la correcta gestión de residuos sólidos.
- Involucrar a la comunidad en la separación de los residuos de la Unidad.

Gracias a las estrategias aplicadas se ha logrado la acopiar 169245,00 kg de residuos valorizables durante los 18 años del programa, recuperando 11435,86 kg de PET, 17275,48 kg de envases multicapa, 699,50 kg de aluminio, 289,63 kg de PEAD, 16526,40 kg de vidrio, 1853,00 kg de periódico, 76526,49 kg de archivo muerto, 36194,66 kg de cartón, 5916,00 tóners y cartuchos (piezas), 7088,00 kg de electrónicos, 1520,00 litros aceite de cocina, 543,80 kg de pilas, y 1356,00 kg de metales ferrosos.

Dentro de los avances más significativos se encuentra el desarrollo de un índice para evaluar la eficiencia de separación, que ayudó a identificar las problemáticas en la operación y difusión del programa. Además, se ha avanzado en la realización de campañas de difusión, cursos de capacitación para el personal administrativo y académico de la unidad, cambios en la infraestructura para mejorar la separación de los residuos en las áreas comunes y administrativas de la unidad, así como la sensibilización a los alumnos a través de 270 pláticas en el 2018.

Abstract

Separación is the solid waste management program of UAM-Azcapotzalco, created on October 31, 2003, with the following objectives:

- To fulfill the current regulations in terms of solid waste in Mexico City.
- To make the university community aware of the importance of the correct management of solid waste.
- To involve the university community in the separation of the campus' waste.

Thanks to the strategies applied, 169245,00 kg of recoverable waste have been collected during the 18 years of the program. They include 11435,86 kg of PET, 17275,48 kg of multilayer containers, 699,50 kg of aluminum, 289,63 kg of HDPE, 16526,40 kg of glass, 1853,00 kg of newspaper, 76526,49 kg of

discarded archives, 36194,66 kg of cardboard, 5916,00 pieces of toners and cartridges, 7088,00 kg of electronics, 1520,00 liters of cooking oil, 543,80 kg of batteries, and 1356,00 kg of ferrous metals.

The most significant advances include the development of an index to evaluate separation efficiency, which helped to identify problems in the program operation and diffusion. In addition, progress has been made in the implementation of diffusion campaigns, training courses for the administrative and academic staff, changes in infrastructure in order to improve waste separation in common and administrative areas of the campus, as well as raising awareness among students through 270 talks in 2018.

Palabras clave/keywords:

Residuos valorizables¹, índice de eficiencia², recuperación de residuos³/ Recoverable waste¹, efficiency index², waste recovery³.

1. Introducción

El Programa de Manejo Integral de Residuos Sólidos de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco “Separación por un mejor UAMambiente”, fue fundado el 31 de octubre del 2003, teniendo como objetivos:

- Cumplir con la normatividad vigente en materia de residuos sólidos en la Ciudad de México.
- Concientizar a la comunidad universitaria respecto a la importancia de la correcta gestión de residuos sólidos.
- Involucrar a la comunidad en la separación de los residuos de la Unidad.

El programa fue diseñado en tres etapas (UAM-A, 2021):

- Primera etapa. Separación de residuos sólidos urbanos en dos fracciones: Recuperables (envases de vidrio, PET, envases multicapas y latas de aluminio) colocándolos en botes blancos y No recuperables (bolsas de plástico, colillas de cigarrillos, desechables, restos de comida y todos los demás residuos que no fueran recuperables) en botes rojos. Se llevó a cabo en las áreas comunes de la unidad como son plantas bajas, cafetería, áreas abiertas, pasillos, accesos y plazas. En esta etapa se incluyó la separación, recolección, almacenamiento y disposición de los residuos, así como la concientización de la comunidad universitaria.
- Segunda etapa. Se incluyeron los botes en los pisos superiores, adicionalmente se incluyó la recuperación de papel y cartón de las oficinas académicas y administrativas de la unidad.
- Tercera etapa. Aplicación en laboratorios, fotocopiado, almacenamiento y áreas donde se generarán residuos de manejo especial. Se planteó la incorporación del tratamiento para los desechos orgánicos y residuos de poda, mediante el equipamiento y el funcionamiento de una planta de composteo en la unidad, así como el manejo integral de los diferentes residuos de la unidad. Esta etapa se encuentra en proceso.

Los objetivos de esta investigación es evaluar la efectividad del programa a través de la separación de los residuos sólidos urbanos ubicados en los contenedores blancos, rojos y metálicos de la UAM-A, donde se evaluará la separación correcta e incorrecta de los residuos mediante la observación directa en los contenedores.

2. Metodología

Inicialmente se realizó la cuantificación de los residuos recuperados mediante el registro de los materiales entregados a los acopiadores que los reciben para su posterior reciclaje.

2.1. Toma de muestras para cuantificar y clasificar los residuos

El análisis de eficiencia de la separación se llevó a cabo en el 2018 durante tres periodos: el primero de marzo a abril, el segundo de junio a agosto y el tercero de noviembre a diciembre. En la primera fase del cálculo de eficiencia se realizó el pesaje de los residuos incluyendo las bolsas de los 80 pares de botes blancos (residuos recuperables) y rojos (residuos no recuperables) elegidos al azar, ubicados en las áreas comunes como son cafetería, plazas, áreas verdes, pasillos del primero, segundo y tercer piso de los edificios. En la segunda fase se realizó el pesaje de los residuos de 138 las bolsas recolectadas por el personal de intendencia, el cual reúne los residuos de las diferentes áreas comunes llevando bolsas blancas (residuos recuperables), negras (residuos no recuperables) y amarillas (residuos sanitarios) al centro de acopio de la unidad. Para la tercera fase se realizó el pesaje de los residuos ubicados en 44 botes metálicos, estos se ubican en las áreas administrativas, y tienen tres divisiones para depositar residuos recuperables, no recuperables, papel y cartón, tal como se muestran en la figura 1.



Figura 1. A) Botes blancos y rojos ubicados en espacios abiertos; B) Bolsas entregadas directamente al centro de acopio; C) Botes instalados en áreas administrativas

El procedimiento seguido se muestra en la Figura 4.



Figura 2. Procedimiento seguido para el muestreo y cuantificación

2.2. Cálculo de eficiencia de separación

Para la determinación de la eficiencia de separación, se utilizaron los pesos de los residuos sin líquidos, así como la sumatoria de los residuos separados correctamente e incorrectamente en cada periodo. Para considerar los valores de los residuos separados correctamente, los materiales deberían estar depositados en los contenedores correspondientes; como son los residuos recuperables en los botes y bolsas blancos, y los residuos no recuperables en los botes rojos y bolsas negras, en el caso de los residuos separados incorrectamente los residuos recuperables se encontraban en los botes rojo y bolsas negras, y los residuos no recuperables en botes y bolsas blancos. Todos los datos obtenidos fueron sumados por cada periodo, tal como se muestra en la ecuación 2 (Mandujano, 2017).

$$Eficiencia\ de\ separaci3n = \frac{\sum RSCP}{\sum RSCP + \sum RSIP} * 100 \quad (1)$$

Donde:

- $\sum RSCP$ = Suma de residuos separados correctamente por periodo
- $\sum RSIP$ = Suma de residuos separados incorrectamente por periodo

3. Resultados

A lo largo de estos 18 años del programa se desarrollaron las primeras dos etapas y se ha logrado acopiar 11435,86 kg de PET, 17275,48 kg de envases multicapa, 699,50 kg de aluminio, 289,63 kg de PEAD, 16526,40 kg de vidrio, 1853,00 kg de periódico, 76526,49 kg de archivo muerto, 36194,66 kg de cart3n, 7088,00 kg de electr3nicos, 543,80 kg de pilas, 1356,00 kg de metales ferrosos, 1520,00 litros de aceite de cocina, 5916,00 piezas de t3ner y cartuchos, obteniendo un total de 169245,00 kg de residuos valorizables enviados a reciclaje. La tercera etapa se encuentra en proceso. En la figura 3 se muestra el acopio de los residuos valorizables de los 15 a1os.

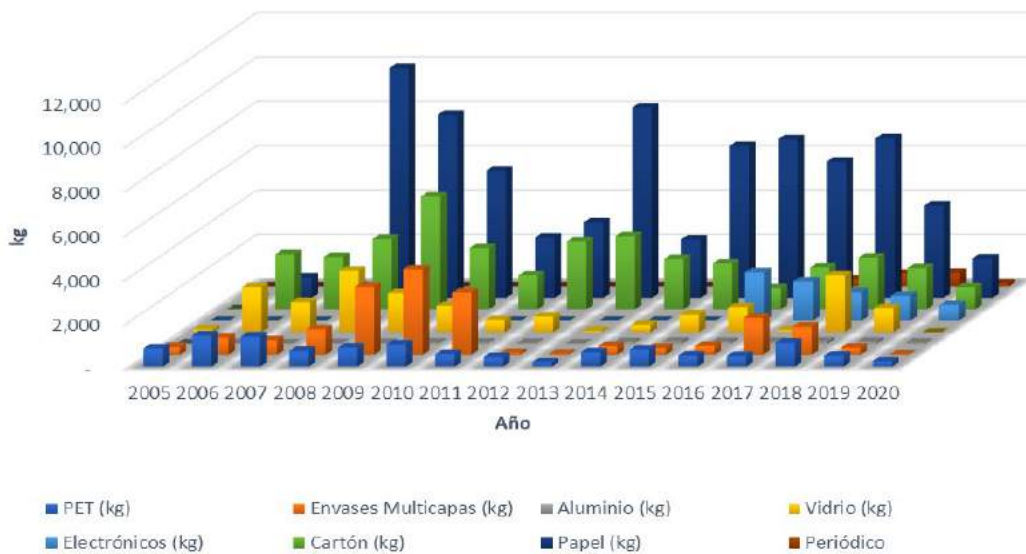


Figura 3. Residuos valorizables acopiados 2005-2020

A trav3s del desarrollo del programa se han establecido m3todos de mejora para obtener una mayor recuperaci3n de residuos, as3 como concientizar a la comunidad universitaria. Uno de ellos es el uso de indicadores para determinar el porcentaje de eficiencia en la separaci3n de residuos, que permite identificar algunas 3reas de oportunidad, tales como cambios en la ubicaci3n de los botes o generaci3n de campa1as de concientizaci3n. Mediante el an3lisis de resultados se pudo observar que el porcentaje de

separación correcto promedio en botes era del 64%, mientras que la separación en bolsas promedio era del 63%, tal como se muestra en las tablas 1 y 2.

Tabla 1. Eficiencia de separación en botes colocados en espacios abiertos

| Periodo | Marzo-abril | | Julio-Agosto | | Noviembre-Diciembre | |
|-------------------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|
| Suma | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) |
| Recuperables | 3.04 | 2.58 | 17.68 | 14.15 | 9.52 | 3.01 |
| No recuperables | 0.83 | 6.54 | 3.6 | 30.22 | 1.97 | 11.35 |
| Eficiencia de separación (%) | 70% | | 68% | | 56% | |

Tabla 2 .Eficiencia de separación de bolsas entregadas en el centro de acopio

| Periodo | Marzo-Abril | | Julio-Agosto | | Noviembre-Diciembre | |
|-------------------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|
| Suma | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) |
| Recuperables | 18.2 | 10.23 | 40.87 | 10.828 | 23.99 | 7.72 |
| No recuperables | 37.11 | 99.66 | 31.51 | 85 | 30.01 | 98.46 |
| Eficiencia de separación (%) | 67% | | 57% | | 66% | |

En la tabla 3 se observan los resultados del muestro de los botes metálicos ubicados en las áreas académicas y administrativas.

Tabla 3. Eficiencia de separación de botes metálicos

| Etiquetas | Σ Separación incorrecta (kg) | Σ Separación correcta (kg) |
|-------------------------------------|------------------------------|----------------------------|
| Recuperables | 6.445 | 6.277 |
| Todos los demás | 3.545 | 24.121 |
| Papel y cartón | 28.236 | 66.26 |
| Eficiencia de separación (%) | 72% | |

A través de las campañas de difusión se lograron impartir 270 pláticas informativas acerca de la separación de los residuos, con el fin de generar conciencia a la comunidad universitaria mediante clasificación de los residuos y el impacto ambiental que se tiene al reciclar los materiales valorizables. Así mismo, se cumplieron con algunos objetivos del programa al concientizar e involucrar a la comunidad universitaria en la gestión integral de los residuos.

4. Conclusión

Durante los tres periodos se obtuvo un porcentaje del 56% al 70% de separación correcta en los contenedores que se ubicaban en las áreas comunes como son; plazas, pasillos y cafeterías, mientras que el porcentaje de separación de los botes metálicos ubicados en las áreas administrativas fue del 72%. En ocasiones las deficiencias en la separación dependen de los trabajadores que realizan el traslado de los

residuos al centro de acopio, ya que para ahorrar bolsas juntan el contenido de los botes en una sola bolsa, sin importar si los residuos son valorizables o no. Así mismo, influye la falta de conciencia de la comunidad universitaria al no realizar la separación correcta de los residuos.

Durante el muestro de los botes metálicos se pudo observar que muchos de estos no eran ocupados adecuadamente, ya que se encontraban aislados o sin uso, la mayoría del personal administrativo contaba con un bote de basura pequeño bajo sus escritorios que les evitaba levantarse a tirar los residuos al bote metálico, algunos de los encargados solicitaban realizar el retiro de estos botes metálicos porque ya no les eran útiles y les quitaban espacio.

El uso de indicadores como es el porcentaje de separación de residuos nos ayuda a identificar áreas de oportunidad, como es el desarrollo de campañas de concientización para los alumnos y trabajadores o en el caso de los botes metálicos realizar la reubicación de los contenedores e implementar medidas estratégicas para que estos sean utilizados con mayor frecuencia. Debemos tener en cuenta que las pequeñas acciones pueden disminuir el impacto ambiental que generamos día con día, el reciclaje de materiales valorizables ayuda a reducir el uso de recursos naturales no renovables.

5. Referencias

- Mandujano, J. L. (2017). Indicador para evaluar la efectividad del Programa de "Separacion por un mejor UAMbiente" en la Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco de México: Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco.
- UAM-A. (8 de junio de 2021). Separación. Obtenido de <https://www3.azc.uam.mx/separacion/separacion.htm>



ANÁLISIS DE LAS CONDICIONANTES URBANAS PARA LA VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN BARRIOS DE ALTA VULNERABILIDAD SOCIAL EN CHILE

Ramírez-Fuentes, Cristóbal¹; Franchi-Arzola, Iván²

¹ Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile, c.ramrezfuentes@uandresbello.edu

² Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile, ivan.franchi@unab.cl

Resumen

En Chile se generan 8 millones de toneladas de residuos sólidos municipales cada año, de los cuales sólo 1,7% son valorizados. La principal barrera urbana para conseguir cifras más elevadas es la ausencia de infraestructura para la valorización, siendo determinante en barrios socialmente vulnerables. El objetivo de este trabajo es analizar las condicionantes territoriales para la valorización de residuos, bajo un enfoque de metabolismo urbano, en cuatro barrios chilenos de alta vulnerabilidad social y diferentes sistemas geográficos. El análisis considera indicadores de capacidad de cierre del ciclo de materia orgánica, proximidad a puntos verdes y proximidad a puntos limpios; y se ejecuta en los barrios San Carlos-Ferronor en Iquique, Santa Julia en Santiago, Ribera del Cautín en Temuco y Víctor Domingo Silva en Coyhaique. El cierre de ciclo de al menos el 50% de los residuos orgánicos generados en el barrio sólo es posible en los barrios Santa Julia y Víctor Domingo Silva. Ninguno de los cuatro barrios permite el acceso de más del 80% de la población a un punto verde a menos de 250 m, no obstante, el barrio Ribera de Cautín presenta una mejor condición dando acceso al 55,4% de su población. En el caso de acceso a menos de 600 m a un punto limpio, sólo se consigue en el barrio Santa Julia. Es precisamente este barrio el que presenta, en términos globales, mejores condicionantes urbanas para la valorización, lo que se encuentra determinado por su relación funcional con la zona metropolitana del Gran Santiago.

Abstract

In Chile, 8 million tons of municipal solid waste are generated each year, of which only 1.7% are recovered. The main urban barrier to achieving higher figures is the absence of infrastructure for recovery, being a determining factor in socially vulnerable neighborhoods. The objective of this work is to analyze the territorial conditions for the recovery of waste, under an urban metabolism approach, in four Chilean neighborhoods of high social vulnerability and different geographic systems. The analysis considers indicators of the capacity to close the organic matter cycle, proximity to recycling point and proximity to recycling center; and it is carried out in the neighborhoods of San Carlos-Ferronor in Iquique, Santa Julia in Santiago, Ribera del Cautín in Temuco, and Víctor Domingo Silva in Coyhaique. The closing of the cycle of at least 50% of the organic waste generated in the neighborhood is only possible in the Santa Julia and Víctor Domingo Silva neighborhoods. None of the four neighborhoods allows access for more than 80% of the population to a recycling point less than 250 m away, however, the Ribera de Cautín neighborhood presents a better condition, giving access to 55.4% of its population. In the case of access within 600 m to a recycling center, it is only available in the Santa Julia neighborhood. It is precisely this neighborhood that presents, in global terms, the best urban conditioning factors for valorization, which is determined by its functional relationship with the Grand Santiago metropolitan area.

Palabras clave: *Metabolismo urbano, barrios vulnerables, residuos orgánicos, ecología urbana*

1. Introducción

A pesar de que Chile ha gozado de un veloz y sostenido desarrollo económico las últimas dos décadas, esto no tiene un correlato en la gestión de residuos sólidos a nivel municipal, limitando gran parte de los esfuerzos en sólo asegurar la disposición final de estos. El positivo desarrollo económico ha estado marcado por diversos pasivos ambientales que han producido una drástica degradación del medio ambiente e innumerables costos sociales (Rojas et al., 2018). Una parte considerable del deterioro del medioambiente natural y de los perjuicios sociales que frecuenta Chile, están asociados al sector de residuos sólidos, el cual presenta complejidades relacionadas tanto con las múltiples dimensiones asociadas a su gestión, ya sean ambientales, institucionales, económicas y sociales, entre otras; como con los problemas que genera el manejo de residuos, el crecimiento y concentración poblacional y el patrón de consumo característico de nuestra sociedad (Franchi-Arzola, 2017).

En Chile existe una baja valorización de los residuos sólidos municipales, lo cual pone en duda si será posible cumplir con las metas que el país pretende alcanzar dentro de las próximas décadas, en materia de valorización residual y desarrollo sostenible. De las más de 8,17 millones de toneladas de residuos sólidos municipales generados en el año 2018, la valorización alcanzó en promedio 1,72% por municipio (Valenzuela-Levi, 2019).

Dentro de las alternativas de reciclaje que manejan los municipios en Chile, la valorización residual a nivel local y en un espacio físico fijo aún se postula como la opción más implementada y con mayor alcance social. Ante esto, las limitantes de desarrollo urbano que sufren territorios vulnerables suponen una importante barrera en términos de la existencia de infraestructura público-privada para poder hacer partícipe a la población de la valorización de los residuos que generan.

El objetivo de la presente investigación corresponde a un análisis de las condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos municipales en cuatro barrios deteriorados y vulnerables social y urbanamente en Chile. Estos barrios pertenecen a distintos sistemas territoriales a lo largo del país y corresponden al barrio San Carlos-Ferronor, de la ciudad de Iquique (zona norte); barrio Santa Julia, de la ciudad de Santiago (zona centro); barrio Ribera del Cautín, de la ciudad de Temuco (zona sur) y barrio Víctor Domingo Silva, de la ciudad de Coyhaique (zona austral).

1.1. Área de estudio

El área de estudio de esta investigación corresponde a barrios que fueron intervenidos bajo el Programa de Recuperación de Barrios “Quiero mi barrio”, el cual tiene como fin entregar recursos monetarios a barrios que se encuentren en una condición de vulnerabilidad social y/o con un grado de deterioro urbano, para que materialicen proyectos sociales y puedan recuperar espacios públicos, el equipamiento y el fortalecimiento del tejido social.

En específico, fue escogidos los barrios San Carlos-Ferronor de la ciudad de Iquique, Región de Tarapacá (zona norte del país); Santa Julia de la ciudad de Santiago, Región Metropolitana (zona centro del país); Ribera del Cautín de la ciudad de Temuco, Región de La Araucanía (zona sur del país) y Víctor Domingo Silva de la ciudad de Coyhaique, Región de Aysén (zona austral del país).

En la Figura 1 se puede apreciar la distribución geográfica de las regiones de los barrios, donde (en orden de norte a sur y destacadas en amarillo) se puede visualizar las regiones de Tarapacá (I), Metropolitana (RM), La Araucanía (IX) y de Aysén (XI). Al mismo tiempo, también se observan antecedentes generales de

los barrios del estudio, como la ubicación sectorial, superficie y cantidad de habitantes.



Figura 1. Localización geográfica y antecedentes generales de los barrios bajo estudio.

2. Metodología

El desarrollo de la presente metodología está estructurado bajo un enfoque de metabolismo urbano en la ecología urbana, donde por medio de indicadores se determinan las condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos municipales.

2.1. Indicadores para la evaluación de condicionantes urbanas

La recopilación de indicadores que permitieran analizar las condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos municipales se realizó para los residuos sólidos reciclables y compostables (diferente de los residuos de cartón y el papel). Luego de la recopilación de indicadores, se procedió a la selección de estos, la cual se llevó a cabo bajo tres requerimientos establecidos debido al actual escenario de restricción de desplazamiento provocado por la pandemia por COVID-19.

Los requerimientos en cuestión estuvieron referidos a que la información usada en el indicador tenía que estar disponible sin tener la necesidad de recopilar datos en terreno, también fue necesario que el indicador seleccionado pudiera desarrollarse con herramientas que se encuentren en un lugar de trabajo fijo y, además, el indicador tenía que medir o dar cuenta de una realidad existente en el barrio, además de poder relacionarse con las condicionantes del metabolismo urbano.

Para poder aplicar los indicadores seleccionados, se construyó una estructura base con elementos que permitiesen describir de manera general el indicador y su función. Estos elementos constan de un *objetivo* para indicar la finalidad del indicador; una *fórmula de cálculo* que representa la forma de medir el indicador; la *mallla de referencia* del indicador, la cual señala la unidad espacial donde se mide el indicador; un *criterio*, que corresponde a las bases o consideraciones técnicas del indicador; la *condición* del indicador, que establece el estado ideal del indicador y finalmente, un *factor de evaluación*, que se traduce como el valor mínimo que se tiene que cumplir en la condición del indicador, considerando la *mallla de referencia*.

2.2. Evaluación de las condicionantes urbanas

Los indicadores seleccionados se midieron y calcularon de acuerdo con la *mallla de referencia* y la *fórmula de cálculo* particular, teniendo en cuenta el *criterio* establecido. También fue necesario el uso de datos de fuentes bibliográficas, plataformas virtuales y/o literatura gris, para complementar la aplicación de los indicadores. Las herramientas para llevar a cabo los indicadores constaron principalmente de los softwares ArcGIS, Google Earth Pro y Google Street View. De forma sistemática se realizó la recopilación de los resultados parciales provenientes de la aplicación de los indicadores seleccionados, para luego evaluarlos con la *condición* y el *factor de evaluación* particular de cada indicador.

3. Resultados

3.1. Indicadores recopilados y seleccionados

De una gama de indicadores recopilados que abordaran la gestión y valorización residual, provenientes de distintas fuentes bibliográficas, solo tres cumplieron con los requerimientos establecidos.

3.2. Indicador de proximidad a puntos verdes

- a) *Objetivo*: identificar el acceso de viviendas en el barrio a un punto verde.
- b) *Fórmula de cálculo*: $(\text{viviendas con acceso a punto verde} / \text{viviendas totales}) \times 100$.
- c) *Malla de referencia*: todo el barrio.
- d) *Criterio*: el punto verde debe recibir al menos una de las siguientes fracciones valorizables de residuos sólidos en alguna de sus tipologías: papel, cartón, vidrio, plástico o metal. El punto verde debe ser de acceso público y estar emplazado en un espacio físico fijo. Puede estar gestionado tanto por entes públicos como privados.
- e) *Condición*: la distancia desde la puerta de las viviendas a un punto verde debe ser menor o igual a 250 metros lineales.
- f) *Factor de evaluación*: al menos un 80% de las viviendas debe contar con cobertura de un punto verde a una distancia de al menos 250 metros lineales.

Los resultados arrojaron que los barrios San Carlos-Ferronor, Santa Julia y Víctor Domingo Silva no tienen puntos verdes que cumplan con el criterio del indicador y, por ende, no pueden aportar cobertura a las viviendas de los barrios dentro o fuera de los límites de este. Por otra parte, el barrio Ribera del Cautín figura con dos puntos verdes, uno dentro y otro fuera de los límites barriales.

La evaluación de la condición del indicador solo se realizó para el barrio Ribera del Cautín por ser este el único que presentó dos puntos verdes que aporten cobertura a las viviendas del barrio. Sin embargo, la

cobertura solo fue del 55,4% de las viviendas, por lo que el factor de evaluación se cumplió en un 69,3% respecto al valor deseado de al menos un 80% de las viviendas con cobertura a un punto verde a una distancia igual o menor a 250 metros lineales.

3.3. Indicador de proximidad a puntos limpios

- a) *Objetivo*: identificar la cobertura que ofrecen los puntos limpios para los barrios a una distancia ideal de 600 metros lineales.
- b) *Fórmula de cálculo*: distancia desde el punto central del barrio al punto limpio mas cercano (m)/distancia de 600 metros (m).
- c) *Malla de referencia*: todo el barrio.
- d) *Criterio*: el punto limpio debe recibir al menos las siguientes fracciones valorizables de residuos sólidos en alguna de sus tipologías: papel, cartón, vidrio, plástico y metal. El punto limpio debe ser de acceso público y estar emplazado en un espacio físico fijo. Puede estar gestionado tanto por entes públicos como privados.
- e) *Condición*: la relación entre la distancia desde el punto central del barrio al punto limpio mas cercano y la distancia de 600 metros lineales debe resultar menor o igual a 1.
- f) *Factor de evaluación*: índice global (dado por la condición).

Los resultados parciales arrojaron que la distancia entre el punto limpio más cercano y el punto central del barrio San Carlos-Ferronor corresponde a una distancia de 930 metros lineales, en el barrio Santa Julia la distancia fue de 132 metros lineales, en el barrio Ribera del Cautín la distancia fue de 3.112 metros lineales y finalmente, en el barrio Víctor Domingo Silva la distancia fue 6.451 metros lineales.

La evaluación de la condición del indicador mostró que solo un barrio cumplía con la distancia deseada de al menos 600 metros lineales entre el punto limpio más cercano y el punto central del barrio, correspondiendo al barrio Santa Julia, a una distancia de 0,22 veces a la deseada. En tanto el barrio San Carlos-Ferronor, la distancia fue de 1,55 veces, en el barrio Ribera del Cautín la distancia fue de 5,17 veces y finalmente, en el barrio Víctor Domingo Silva la distancia correspondió a 10,67 veces la distancia deseada.

3.4. Indicador de cierre del ciclo de la materia orgánica

- a) *Objetivo*: identificar y dimensionar espacios públicos reservados para la instalación de composteras comunitarias y para aplicar el compost generado.
- b) *Fórmula de cálculo*: superficie disponible para la instalación de composteras comunitarias en los barrios (m²)/superficie requerida por las composteras comunitarias que permitan tratar el 50% de la materia orgánica compostable generada en los barrios (m²).
- c) *Malla de referencia*: todo el barrio.
- d) *Criterio*: se considera una superficie de 1,69 m² para un compostador comunitario del tipo “varilla” de 2000 L. Los espacios reservados para la instalación de composteras comunitarias deben tener áreas verdes para permitir cerrar el ciclo de materia orgánica compostable *in situ*. La superficie destinada para instalar composteras comunitarias en plazas publicas no debe superar el 5%, mientras que en otros espacios debe ser de un máximo de 10%.

- e) *Condición*: la relación entre la superficie disponible para la instalación de composteras comunitarias que permitan tratar el 50% de los residuos orgánicos compostables generados en los barrios y la superficie requerida por estas debe resultar ≥ 1 .
- f) *Factor de evaluación*: índice global (dado por la condición).

Se pudo determinar que se necesitan 161 composteras comunitarias para tratar el 50% de los residuos orgánicos compostables generados en el barrio San Carlos-Ferronor, contemplando una superficie de 272,1 m² para todas las composteras; para el barrio Santa Julia, las composteras necesarias serían 338 y ocuparían una superficie de 571,2 m²; en el caso del barrio Ribera del Cautín son 387 las composteras que se necesitarían, demandando una superficie de 654 m² y por último, en el barrio Víctor Domingo Silva son 253,5 m² de superficie que requiere la instalación de 150 composteras comunitarias cuales podrían tratar el 50% de los residuos orgánicos compostable generada en el barrio.

La dimensión de superficie de espacio público que se puede destinar a la instalación de composteras comunitarias en los barrios y basado en el criterio del indicador, resulto en 138,65 m² de superficie publica disponible en el barrio San Carlos-Ferronor; 726,95 m² para el barrio Santa Julia; 534,9 m² para el barrio Ribera del Cautín y 510,4 m² para el barrio Víctor Domingo Silva.

La evaluación de la condición del indicador demostró que solo dos barrios podrían tratar el 50% de los residuos orgánicos compostables generados en sus viviendas a través de composteras comunitarias instaladas en los espacios públicos dentro de los barrios, siendo estos los barrios Santa Julia y Víctor Domingo Silva, teniendo 1,27 y 1,59 veces la superficie de espacio público demandado por las composteras comunitarias respectivamente. Tanto el barrio San Carlos-Ferronor como el barrio Ribera del Cautín no obtuvieron un resultado favorable al no poseer el espacio público demandado por las composteras comunitarias, con 0,51 y 0,82 veces respectivamente.

4. Discusión

En términos generales, un solo barrio del estudio figura con las mejores condicionantes urbanas para la valorización residual a nivel local, siendo este el barrio Santa Julia, puesto que se posiciona dentro del margen esperado en la condición de los indicadores de proximidad a puntos limpios y cierre del ciclo de la materia orgánica.

Visto desde un punto de vista geográfico, el barrio Santa Julia se sitúa en la ciudad de Santiago (capital de Chile), donde se desenvuelve en gran medida la vida política, cultural, económica y social del país. Dicho esto, la configuración urbana de este barrio, inserto en un área metropolitana con más de siete millones de habitantes, presentó mayores atributos urbanos asociados a la valorización residual que el resto de los barrios de la investigación, debido a la presencia de un punto limpio (gestionado por una organización vecinal) y la existencia de mayor superficie de espacio público en menor proporción de territorio en comparación a sus pares de la zona sur y austral del país.

Basándonos particularmente en el resultado de la evaluación de los indicadores de proximidad a puntos verdes y proximidad a puntos limpios, es preocupante constatar que gran parte de los barrios del estudio no tienen la infraestructura y/o los servicios, ya sea de carácter público o privado, necesarios para comenzar a valorizar los residuos a nivel local, o la tienen pero a una distancia considerablemente lejana respecto a su centro de gravedad, lo que demuestra la incapacidad de los municipios de los barrios para proponer medidas internas, o interactuar con el sector privado, ya sean organizaciones sin fines de lucro, la industria o el sector empresarial, para buscar soluciones pertinentes al territorio con el fin de mejorar la situación de la gestión de residual que se vive en sus barrios.

Cabe destacar que en Chile no existe un sistema que sea integrado para cada municipio respecto a la recolección de reciclaje, sino que cada cual tiene sus propias políticas en el tema. Esto resulta en una gran disparidad entre los municipios, ya que los que tienen mayores recursos económicos son los que manejan mayores propuestas que facilitan la acción de reciclaje para las personas (Schon, 2016). Además, la inexistencia de un sistema integrado que aborde el reciclaje municipal provoca que los municipios adopten estrategias de reciclaje de residuos de forma voluntaria, sin que ningún marco normativo se los imponga, permitiendo que la gobernanza municipal se desligue completamente del reciclaje ante el llamado de otras necesidades sociales de su territorio.

5. Conclusiones

Esta investigación logró comprobar que existen diferencias y similitudes en las condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos a nivel barrial, respecto a la localización geográfica en la que se sitúa un barrio en Chile. El barrio Santa Julia, situado en la ciudad de Santiago (capital de Chile), es el que tiene mejores condicionantes urbanas para la valorización de residuos sólidos mediante el reciclaje y compostaje dentro del mismo barrio.

Dentro del marco de la investigación se pudo constatar que hubo una importante incidencia del sistema institucional, en términos de gobernanza y administración municipal, respecto al comportamiento de los indicadores y su capacidad de transformación. Como reflexión final, seguir analizando las condicionantes urbanas para evaluar el estado actual de los barrios vulnerables socialmente frente a la valorización de residuos sólidos de forma local puede ser una forma de poder develar los puntos débiles en los entornos urbanos, así como las oportunidades para incorporar mejoras y avanzar hacia un entorno urbano sustentable en términos de flujos metabólicos residuales.

6. Referencias

- Franchi-Arzola, I. (2017). Planificación y gestión de residuos sólidos municipales en territorios ultraperiféricos: evidencia y experiencia en la Patagonia Chilena. En Rivera-Vargas, P., Sánchez, E., Morales-Olivares, R., Sáez-Rosenkranz, I., Yévenes, C. y Butendieck, S. (coords). *Conocimiento para la equidad social: pensando Chile globalmente*. Universidad de Santiago de Chile. (pp. 451-457).
- Rojas, A., Yabar, H., Mizunoya, T. & Higano, Y. (2018). The Potential of Introducing Informal Recyclers and Organic Waste Recovery to a Current Waste Management System: The Case Study of Santiago de Chile. *Resources*, 7 (1), 18.
- Schon, M. (2016). Factores que afectan el funcionamiento de incentivos monetarios en comportamiento de reciclaje: experimentos de campo. [tesis de pregrado]. Universidad de Chile.
- Valenzuela-Levi, N. (2019). Factors influencing municipal recycling in the Global South: The case of Chile. *Resources, Conservation and Recycling*, 150 (1), 104441.



CARACTERIZACIÓN DE LODOS ORGÁNICOS CARBONIZADOS DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA EL MEJORAMIENTO DE SUELOS

Ramírez Salado, Joisleen¹; Sánchez Hidalgo, Graciela¹; James Rivas, Arthur¹; Deago De Leon, Euclides², Villarreal, José Ezequiel³

¹Iniciativa de Integración de Tecnologías para el Desarrollo de Soluciones Ingenieriles (I2TEDSI), Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá, joisleen.ramirez@utp.ac.pa, graciela.sanchez@utp.ac.pa, arthur.james@utp.ac.pa

²Centro de Investigaciones Hidráulica e Hidrotécnicas, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá, euclides.deago@utp.ac.pa

³Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá (IDIAP), villarrealjose47@gmail.com

Resumen

Los lodos orgánicos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), son biomasa que actualmente no es integralmente utilizada y contribuye a la contaminación del ambiente. La carbonización de lodos orgánicos se presenta como una alternativa para la gestión de este residuo orgánico. El biocarbón es el producto de la carbonización de biomasa mediante procesos térmicos o termoquímicos. Este producto, es un material rico en carbono y nutrientes que podría mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo y aportar porosidad que mejoraría la retención de agua y nutrientes. En Panamá, 27% de los suelos se encuentran degradados producto de diferentes prácticas de aplicación de fertilizantes y pesticidas. El objetivo de este proyecto fue investigar la producción de biocarbón utilizando biosólidos de una planta de tratamiento de aguas residuales. La biomasa se carbonizó en un gasificador de flujo ascendente (TLUD). Además, se analizó la influencia del flujo de aire de 8, 12, 16 y 20 L/min sobre la temperatura, productividad, pH, macro y micronutrientes. Además, se evidenció la necesidad de agregar materia volátil a los lodos orgánicos para el funcionamiento apropiado del reactor. Se utilizó la mezcla de 75% lodos orgánicos y 25% cascarilla de arroz que produjo un biocarbón con potencial de mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo, mostrando una productividad de 35.48% y un contenido de 25.63 mg/L de CaO para el biocarbón de 20 L/min. Mientras que, la muestra de biocarbón de 8 L/min presentó un contenido de P₂O₅ de 8.20 mg/L.

Abstract

Organic sludge from wastewater treatment plants (WWTP) is biomass that is currently not fully used and contributes to environmental pollution. The carbonization of organic sludge is presented as an alternative for the management of this organic waste. Biochar is the product of biomass carbonization through thermal or thermochemical processes. This product is a material rich in carbon and nutrients that could improve the physicochemical properties of the soil and provide porosity that would improve water and nutrient retention. In Panama, 27% of the soils are degraded as a result of different fertilizer and pesticide application practices. The objective of this project was to investigate biochar production using biosolids from a wastewater treatment plant. The biomass was charred in an updraft gasifier (TLUD). In addition, the influence of the air flow of 8, 12, 16 and 20 L/min on temperature, productivity, pH, macro and micronutrients was analyzed. In addition, the need to add volatile matter to the organic sludge was evidenced for the proper operation of the reactor. The mixture of 75% organic sludge and 25% rice husk was used, which produced a biochar with the potential to improve the physicochemical properties of the

soil, showing a productivity of 35.48% and a content of 25.63 mg/L of CaO for the biochar of 20 L/min. While, the 8 L / min biochar sample presented a P₂O₅ content of 8.20 mg / L.

Palabras clave: *biocarbón, lodos orgánicos, cascarilla de arroz, suelos, TLUD.* **keywords:** *biochar, sewage sludge, rice husk, soils, TLUD.*

1. Introducción

Los lodos orgánicos son el residuo sólido procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Están compuestos de macronutrientes, como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K); micronutrientes, como manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobre (Cu) (González Flores et al., 2009), (Hossain et al., 2011). Debido a la elevada concentración de nutrientes como fósforo, potasio y calcio, los lodos residuales han sido estudiados y propuestos para ser aplicados a los suelos y a las plantas como posibles mejoradores de las propiedades físico-químicas de estos (Hossain et al., 2011). Sin embargo, los lodos orgánicos contienen microorganismos patógenos, metales pesados biodisponibles que podrían generar lixiviados en el suelo, lo que aumenta su acumulación y la presencia de agentes patógenos (Amonette & Joseph, 2009). Por lo que es necesario aplicar tratamientos que disminuyan estas condiciones antes de ser agregados a los suelos (Gascó et al., 2012). Existen pretratamientos que disminuyen los microorganismos patógenos y metales pesados, uno de estos es el agregado de óxido de calcio (CaO) al biocarbón. Además, es posible realizar tratamientos termoquímicos como pirólisis y gasificación, en los que se utiliza altas temperaturas que podrían disminuir los metales pesados que aún queden presente en los lodos orgánicos estabilizados y sin estabilizar (Rio, 2005).

Los lodos orgánicos son sometidos a un proceso de estabilización. En este proceso se añade CaO para aumentar el pH, de esta manera se disminuyen los agentes patógenos y metales pesados de los lodos. Esto debido a la alta alcalinidad que proporciona el agente estabilizador a los lodos orgánicos. En un estudio realizado por Rio, 2005 se comprobó que durante el proceso de pirólisis a altas temperaturas el volumen de los poros y el área superficial del biocarbón aumentó (Rio, 2005). Mientras que, en el proceso de gasificación por medio de un gasificador de flujo ascendente tipo top-lit (TLUD), se obtuvieron altos rendimientos (70%) en la conversión de lodos orgánicos sin estabilizar a biocarbón. Además de un alto contenido de carbono (45,5%) y nitrógeno (7,43%), en comparación con el proceso de carbonización utilizando un horno tipo mufla (Gonzaga Silva et al., 2017).

El biocarbón es un material rico en carbono, producto de la carbonización de biomasa por medio de tratamientos térmicos y termoquímicos para la utilización de residuos y desechos orgánicos (Hossain et al., 2011). En distintos estudios se ha propuesto como enmienda de suelos, ya que aumenta la productividad de los cultivos, mejora la fertilidad y calidad del suelo e incrementa los nutrientes de este (Amonette & Joseph, 2009), (Lee et al., 2019). No obstante, la composición química de cada biocarbón es diferente, debido al tipo de biomasa y el tratamiento térmico o termoquímico que se utilice (Hossain et al., 2011). Por lo que, el biocarbón a base de lodos orgánicos podría ser una opción viable para el mejoramiento de los suelos, ya que esta biomasa contiene nutrientes esenciales para los suelos (Gonzaga Silva et al., 2017). Además, debido a las altas temperaturas alcanzadas por los procesos de conversión se eliminarían algunos elementos patógenos para ser utilizados en los suelos.

Por otra parte, el biocarbón a base de lodos orgánicos de las PTAR, se podría presentar como una alternativa sostenible para la adecuada gestión de estos residuos. Además, por la constante contaminación de los vertederos a cielo abierto y por la degradación de los suelos. Estudios han demostrado que el biocarbón de lodos orgánicos sin estabilizar producido a través del proceso de gasificación, podría mejorar las propiedades físico-químicas del suelo. Debido a que, mejora la retención de nutrientes como K, Mg, Ca, Zn (Gonzaga et al., 2020). Además, presenta la capacidad de mejorar la retención de líquidos en el suelo (Gascó

et al., 2012) debido a la porosidad característica del biocarbón, lo que sería de beneficio en áreas donde se presenta la condición de sequía o las lluvias son limitadas durante el año (Ruiz & Gomero, 2019). En Panamá 27% de los suelos presenta condiciones de degradación. Las áreas con mayores afectaciones son Cerro Punta, Comarca Ngöbe Buglé, Sabana Central Veragüense y el Arco Seco. Siendo esta última en donde se presenta menos precipitaciones al año, (1000 – 1300 mm/ año). Además, reporta suelos secos, alta saturación de aluminio y mínimas concentraciones de Ca, Mg y K (J. E. Villarreal et al., 2017), (J. Villarreal & Santo, n.d.).

El objetivo de este trabajo es caracterizar lodos orgánicos carbonizados procedentes de una PTAR. Estos lodos se sometieron a carbonización utilizando un proceso de gasificación de biomasa tipo TLUD. Como parte de este estudio, se correlacionan los parámetros operacionales con las propiedades fisicoquímicas de los lodos carbonizados, así como los lodos sin carbonizar.

2. Metodología

2.1 Materia prima

Para la realización de este proyecto se utilizaron lodos orgánicos procedentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de Panamá. Esta planta está ubicada en el corregimiento de Juan Díaz. Estos lodos orgánicos fueron estabilizados con óxido de calcio (CaO) o cal ligera con una dosificación de 0,30 lb de cal/lb de lodo orgánico seco (Martínez et al., n.d.). Los lodos orgánicos al ser estabilizados cumplen con la norma DGNTI-COPANIT 472000 de Panamá. Al cumplir con esta normativa estos residuos podrían ser utilizados como abono o producto agrícola. Para la realización de este trabajo los lodos orgánicos se recolectaron en sitio de la PTAR y posteriormente fueron secados durante 15 días a la intemperie. Luego, se secaron en un horno a una temperatura de 250 °C por 2 horas y se tamizaron a tamaño de partícula entre 1,18 y 4 mm. Por otro lado, se agregó cascarilla de arroz al lodo orgánico para facilitar las reacciones exotérmicas, ya que el lodo orgánico estabilizado presenta baja presencia de material volátil. En Panamá se generan, aproximadamente, 1 534 610 Ton/año de este residuo agroindustrial. La cascarilla de arroz utilizada se obtuvo del Molino Doferra, S.A., ubicado en el corregimiento 24 de diciembre de la Ciudad de Panamá. Este residuo se agregó al lodo orgánico estabilizado en un 25% en peso.

2.2 Ensayo de carbonización

La mezcla de 75% lodos orgánicos y 25% cascarilla de arroz fue carbonizada en un gasificador de flujo ascendente tipo top-lit (TLUD). Las dimensiones del reactor utilizado fueron 10,16 cm de diámetro y 20,32 cm de altura. Además, contó con dos termopares distribuidos a lo largo del gasificador, con una distancia entre termopares de 10,16 cm. Para suministrar el agente gasificante (aire), se utilizó un compresor de 1,5 HP – 150 psi de presión de operación máxima y de 6 galones de reserva (BRIGGS & STRATTON, Wisconsin, EE. UU.) a una presión de 25 psi. Además, se utilizó un medidor de flujo de área montado en aluminio (RITEFLOW® FLOWMETERS de BEL-ART, Wayne, NJ, EE. UU.), escala 150 mm, tamaño N°4 a una presión de 200 psi para controlar los flujos de aire. Para captar los cambios de temperaturas se utilizaron 2 termopares tipo K (diámetro 1/8 pulg) y un sistema de adquisición de datos (Onset, modelo UX120). Además, se empleó el software HOB0® (3.7.19, Bourne, MA, EE. UU) para obtener los cambios de temperaturas durante el proceso de carbonización. En este trabajo se evaluó la influencia de diferentes flujos de aire sobre la mezcla de lodos orgánicos y cascarilla de arroz. Estos flujos variaron entre 8 L/min, 12 L/min, 16 L/min y 20 L/min.

2.2 Técnicas de análisis

La metodología de análisis de las muestras fue similar a la presentada por Bethancourt et al., 2019 (Bethancourt et al., 2019). Estas técnicas de análisis se utilizaron para evaluar carbono orgánico (C.O), nitrógeno (N), óxido de fósforo (P₂O₅), óxido de potasio (K₂O), óxido de calcio (CaO), óxido de magnesio

(MgO), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn). Estos fueron determinados por un espectrofotómetro de absorción atómica de fuente continua, marca Analytik Jena (AA300, Alemania). La materia orgánica de las muestras se estudió por medio de la metodología de digestión húmeda de Walkley-Black. Los análisis fueron determinados en el Laboratorio de Fertilidad de Suelo del Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá (IDIAP). Además, se realizó análisis próximo, de pH, conductividad eléctrica (CE), TDS, Cl⁻, SO₄.

3. Resultados

En la tabla 1 se muestra la temperatura de reacción, productividad del biocarbón, análisis próximo, pH, CE, TDS, Cl⁻ y SO₄ de las muestras de biocarbón de 75% lodos orgánicos y 25% cascarilla de arroz. Utilizando variaciones de flujo de 8 L/min (B8), 12 L/min (B12), 16 L/min (B16) y 20 L/min (B20).

Tabla 1. Análisis aplicado al biocarbón (análisis de cenizas, pH, conductividad eléctrica (CE), TDS, Cl⁻ y SO₄)

| Muestra | Temperatura | Productividad | Velocidad de combustión | pH | CE | TDS | Cl ⁻ | Conc. SO ₄ | Cenizas |
|---------|-------------|---------------|-------------------------|-------|-------|----------|-----------------|-----------------------|---------|
| | °C | % | cm/ min | | mS/cm | ppm | % | % | % |
| B8 | 1116 | 33,92 | 0,204 | 12,38 | 6831 | 3,38E-06 | 0,075 | 0,312 | 95,39 |
| B12 | 1155 | 33,39 | 0,269 | 12,37 | 6256 | 3,03E-06 | 0,071 | 0,341 | 93,68 |
| B16 | 1229 | 24,52 | 0,255 | 12,41 | 7105 | 3,45E-06 | 0,043 | 0,175 | 95,24 |
| B20 | 1081 | 35,48 | 0,316 | 12,25 | 5746 | 2,38E-06 | 0,06 | 0,195 | 94,75 |

Como se muestra (Tabla 1), el flujo de aire está relacionado con la temperatura de reacción, debido a que el flujo del agente gasificante provoca la combustión en la superficie de la biomasa carbonizada que está presente sobre la llama de combustión, lo que causa un aumento de la temperatura en esta (James, 2015). Las temperaturas resultantes aumentaron de acuerdo con el incremento del flujo de aire con valores de 1116 °C, 1155 °C, 1229 °C para los flujos de 8, 12, 16 L/min, respectivamente. Resultados similares obtuvo James, 2015 en su estudio. Sin embargo, el biocarbón con un flujo de 20 L/min presentó la temperatura más baja de reacción (1081 °C). A su vez, la temperatura interviene directamente con la productividad del biocarbón (Bethancourt et al., 2019), conforme la temperatura de reacción aumente, la productividad disminuye (James, 2015). Siendo la muestra B20 la que presenta la productividad más alta (35,48 %), ya que obtuvo la temperatura más baja (1081 °C). Mientras que, la muestra B8 presentó una productividad de 33,92 %, B12 de 33,39% y B16 de 24,52 %, ya que obtuvo la temperatura más alta de reacción.

El flujo de aire influye sobre el pH, ya que interviene con la temperatura de reacción. Siendo la muestra B16 la que presentó el pH más alto (12.41), un comportamiento similar obtuvo (James et al., 2020). Sin embargo, no existe diferencia significativa entre las muestras de biocarbón (dato de la prueba de varianza de Tukey). Estudios realizados por el IDIAP demuestran la importancia del pH sobre el suelo, ya que un pH ácido provoca una mayor disponibilidad de Al, Fe, Mn, Cu, Zn, mientras que disminuye la presencia de K, Ca, Mg, M.O, y P (J. Villarreal et al., 2013). Por otra parte, las cenizas son importantes para los suelos, ya que puede aumentar el pH y mejorar la fertilidad de estos (Abenza, 2012). Se infiere que el agregado de CaO en el lodo orgánico estabilizado influye en el contenido de cenizas, ya que el punto de fusión de este compuesto es elevado. La muestra B8 presentó el mayor contenido con 95,39%, seguido por B16 con 95,24%. Mientras que B20 y B12 mostraron 94,75% y 93,68%, respectivamente.

La conductividad eléctrica (CE) indica la presencia de sales solubles que se encuentra en el biocarbón. La salinidad inicial de los lodos orgánicos tiende a aumentar debido a la mineralización de la materia orgánica durante los tratamientos térmicos y termoquímicos para la conversión a biocarbón (Abenza, 2012). Debido a esto, la muestra B16 presentó la mayor conductividad (7105 mS/cm). Mientras que la muestra B20 alcanzó

la menor temperatura de reacción, por ende, la menor conductividad eléctrica (5746 mS/cm). Esta condición es similar a la reportada por Bagreev en su estudio (Bagreev et al., 2001).

En la tabla 2 se presenta el análisis químico realizado a las muestras de biocarbón. La materia orgánica (M.O.) es un material que beneficia a los suelos, ya que aumenta su fertilidad. En los suelos de Panamá es un material poco disponible, mayormente en las regiones dedicadas a la siembra de cultivos (J. Villarreal et al., 2013). Por otro lado, tiende a disminuir con la temperatura (mayores de 550 °C), ya que ocurre la volatilización de los sólidos que componen la materia prima (Jiménez et al., 2006). Debido a esto, la muestra B16 no presenta contenido de M.O. ya que, alcanzó la mayor temperatura de reacción. Mientras que, B12 mostró 0,38% de materia orgánica, B8 con 0,01% y la muestra B20 con 0,03%. Nutrientes como P y K son importantes para el crecimiento de cultivos y mejoran la retención de agua en el suelo (Andrades & Martínez, 2014). El fósforo contenido en P₂O₅ es mayor en la muestra B8 (8,2%), seguido por B16 con 7,92%. Mientras que, B12 presentó 7,41% y la muestra que mostró menor contenido de este nutriente fue B20 con 6,94%. Por otra parte, K₂O tiende a aumentar con el incremento de la temperatura siendo la muestra B20 la que presentó menor proporción (0,39%), mientras que la muestra B16 con 0,45%. La muestra B12 posee 0,44% de K₂O y B8 con 0,42%.

Tabla 2. Análisis químico aplicado a las muestras de biocarbón.

| Muestra | C.O. | M.O. | N | P2O5 | K2O | CaO | MgO | Mn | Fe | Zn | Cu |
|---------|-------|------|------|------|------|-------|------|-------|---------|--------|-----|
| | % | | | | | | mg/l | | | | |
| B8 | 0,007 | 0,01 | 0,13 | 8,2 | 0,42 | 16,28 | 4,14 | 304,7 | 26786,7 | 4812,7 | 421 |
| B12 | 0,22 | 0,38 | 0,19 | 7,41 | 0,44 | 19,18 | 5,23 | 292,3 | 42480 | 3858 | 439 |
| B16 | 0 | 0 | 0,19 | 7,92 | 0,45 | 16,77 | 6,02 | 306,3 | 26900 | 3676 | 431 |
| B20 | 0,013 | 0,03 | 0,21 | 6,94 | 0,39 | 25,63 | 6,27 | 213,3 | 16106,7 | 2095,3 | 256 |

El óxido de calcio (CaO), presentó una disminución en la muestra B8 (16,28 mg/l), mientras que B20 posee un contenido superior con 25,63 mg/l, siendo esta la muestra que presenta mayor contenido de CaO. Se infiere que la presencia de este nutriente se debe al agregado de cal que posee el lodo estabilizado. Por otra parte, MgO mostró un incremento a medida que el flujo de aire aumenta, siendo la muestra B8 la que presentó menor contenido de este nutriente con 4,14 mg/l, seguido por B12 con 5,23 mg/l. Mientras que, B16 posee 6,02 mg/l y B20 6,27 mg/l. Esta última, mostró el mayor contenido en su composición. El Mg y Ca se utilizan comúnmente como correctivos de pH, ya que en compuestos óxidos, tienden a reaccionar más rápido con la humedad del suelo (Molina, 1999). Además, las muestras analizadas presentan estos componentes lo que podría ser beneficioso para el aumento del pH en los suelos.

4. Conclusiones

El alto contenido de cenizas que presenta el biocarbón de 75% lodos orgánicos y 25% cascarilla de arroz, presenta un contenido de nutrientes, como Ca, Mg, K₂O, los cuales mejoran las propiedades fisicoquímicas del suelo. Además, presenta un nivel de conductividad eléctrica apropiado, lo cual muestra un contenido de sales en el biocarbón. Esto demostró que para la carbonización de esta mezcla en un gasificador de flujo ascendente tipo top-lit (TLUD), el flujo de 20 L/min es apropiado.

Agradecimientos

Agradecemos al Laboratorio de Fertilidad de Suelo del Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá (IDIAP). Agradecemos al Sistema Nacional de Investigación (SNI) y a la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) de la República de Panamá por su contribución económica en la realización de este proyecto. Agradecemos al Laboratorio de Análisis Industriales y Ciencias Ambientales (LABAICA) y al Laboratorio de Biosólidos por su apoyo en esta investigación.

Referencias

- Abenza, D. P. (2012). *Evaluación de efectos de varios tipos de biochar en suelo y planta*.
- Amonette, J. E. & Joseph, S. (2009). Biochar for Environmental Management. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. <https://doi.org/10.4324/9781849770552>
- Andrades, M. & Martínez, E. (2014). Fertilidad del suelo y parámetros que la definen. *Universidad de la Rioja* (3rd ed.).
- Bagreev, A., Badosz, T. J. & Locke, D. C. (2001). Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. *Carbon*, 39(13), 1971–1979.
- Bethancourt, G., James, A., Villarreal, J. E. & Marin-Calvo, N. (2019). Biomass carbonization - production and characterization of biochar from rice husks. *Proceedings - 2019 7th International Engineering, Sciences and Technology Conference, IESTEC 2019*, 40–45. <https://doi.org/10.1109/IESTEC46403.2019.00016>
- Gascó, G., Gutiérrez, B. & Méndez, A. (2012). *Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil*. 511–517.
- Gonzaga, M. I. S., Matias, M. I. de A. S., Andrade, K. R., Jesus, A. N. de, Cunha, G. da C., Andrade, R. S. de & Santos, J. C. de J. (2020). Aged biochar changed copper availability and distribution among soil fractions and influenced corn seed germination in a copper-contaminated soil. *Chemosphere*, 240.
- Gonzaga Silva, M. I., Mackowiak, C. L., Brian, N., Flávio, E., Shirley, J. P. & Vieira, D. (2017). Soil & Tillage Research Pyrolysis methods impact biosolids-derived biochar composition , maize growth and nutrition. *Soil & Tillage Research*, 165, 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.009>
- González Flores, E., Tornero Campante, M. A., Ángeles Cruz, Y. & Bonilla Y Fernández, N. (2009). Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 25(1), 15–22.
- Hossain, M. K., Strezov Vladimir, V., Chan, K. Y., Ziolkowski, A. & Nelson, P. F. (2011). Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>
- James, A. (2015). *Simultaneous Biochar and Syngas Production in a Top-Lit Updraft Biomass Gasifier*. North Carolina State University.
- James, A., Yuan, W., Wang, D., Wang, D. & Kumar, A. (2020). Applied sciences the effect of gasification conditions on the surface properties of biochar produced in a Top-Lit Updraft Gasifier. *Applied Sciences*, 11.
- Jiménez, L., Baquero, M. & Díaz, J. (2006). Carbonizados de origen vegetal (cov) para la generación de antroposoles. Obtención y caracterización fisicoquímica. *Revista Colombia de Química*, 39(2), 177–190.
- Lee, J., Sarmah, A. K. & Kwon, E. E. (2019). Production and Formation of Biochar. *Biochar from Biomass and Waste*, 3–18. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811729-3.00001-7>
- Martínez, G., Bocco, M. J., Velásquez, M., Perroni, M. A., Soares Bretas, F., García, L., Cartin, I., Jiménez, P., Cambiasso, E., Dugand, J. C., Arosemena, A., Grau, J., Carías, M. & Olivera, M. F. (n.d.). *Programa de Saneamiento de la Ciudad y la Bahía de Panamá II PN-L1109*.
- Molina, J. E. y J. (1999). *Acidez y encalado de suelos* (Primera ed).
- Rio, S. (2005). *Structure Characterization and Adsorption Properties of Pyrolyzed Sewage Sludge*. 39(11), 4249–4257.
- Ruiz, K. & Gomero, L. (2019). El Biocarbón y su uso en la recuperación de Suelos Áridos. *Universidad Científica Del Sur*, 16.
- Villarreal, J. E., Ramos, I., Villalaz, J. & Santo, A. (2017). *Clasificación taxonómica y caracterización físico-química de los suelos de la región de Azuero-Panamá*. 1–7.
- Villarreal, J., Name, B. & García, R. (2013). Zonificación de suelos de Panamá en base a niveles de nutrientes. *Ciencia Agropecuaria*, 21, 71–89.
- Villarreal, J. & Santo, V. (n.d.). *Caracterización físico-química de los suelos de la Región de Azuero-Panamá*.

INFORMACIÓN SÓLIDA PARA POLÍTICAS DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EFICACES: IDENTIFICACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS A MÚLTIPLES NIVELES ESPACIALES DE ORGANIZACIÓN

Jorge M. Torrente-Velásquez ^{a*}, Maddalena Ripa ^a, Rosaria Chifari ^b, Sandra Bukkens ^a, Mario Giampietro ^{a,c}

^a Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, España,

^b Fundació ENT, Barcelona, España,

^c Institució Catalana de Recerca i Estudis Avançats (ICREA), Barcelona, España

Resumen

Varios estudios han señalado factores que influyen en la generación de RSM a múltiples niveles de organización espacial -e.g. individual, doméstico, comunitario, sectorial, distrital, provincial, etc.-, pero siempre uno a la vez, nunca simultáneamente. El ingreso económico es quizás la variable mas utilizada, por lo tanto, es capaz de ocultar los efectos de otros factores de influencia de igual o mayor relevancia. Este estudio muestra que cuando el comportamiento de la generación de RSM se analiza de manera integral a través de múltiples niveles espaciales, organizados jerárquicamente como unidades funcionales de generación de RSM dentro de un área de estudio específica, es posible identificar otros factores más allá del ingreso económico, cuya consideración permitiría crear una base de conocimientos sólida para hacer políticas de gestión de RSM mas eficaces en áreas urbanas de rápido crecimiento de los países en desarrollo y evitar lagunas legales. El corregimiento de Betania en la Ciudad de Panamá fue elegido caso de estudio, donde se encontró que el ingreso por vivienda explica el 86% de la generación de RSM de sus miembros y la presencia de población indígena en la comunidad explica el 21% de la generación de RSM de los hogares. Se concluye que la generación de RSM mantiene factores que influyen su estimación a cada nivel espacial de organización donde existan unidades funcionales generadoras de RSM.

Abstract

Several studies have pointed out factors that influence the generation of MSW at multiple levels of spatial organization -e.g., individual, domestic, community, sector, district, provincial, etc.- but always one at a time, never simultaneously. Economic income is perhaps the most used variable; therefore, it can hide the effects of other influencing factors of equal or greater relevance. This study shows that when the behavior of MSW generation is comprehensively analyzed through multiple spatial levels, hierarchically organized as functional units of MSW generation within a specific study area, it is possible to identify other factors beyond income. This consideration would create a solid knowledge base to make MSW management policies more effective in fast-growing urban areas of developing countries and avoid legal loopholes. The town of Betania in Panama City was chosen as a case study, where it was found that household income explains 86% of MSW generation at the individual level and the presence of indigenous population in the community explains 21% of MSW generation at the household level. It is concluded that the generation of MSW maintains factors that influence its estimation at each spatial level of organization where functional units that generate MSW exist.

Palabras clave: Generación de residuos sólidos urbanos; Análisis multiescala; Factores de influencia; Políticas de residuos en países en desarrollo; Distrito de Panamá.

keywords: Generation of MSW; Multiscale analysis; Influencing factors; Waste policies in developing countries; District of Panama.

1. Introducción

La heterogeneidad espacial marcada en las características socioeconómicas de los habitantes urbanos de los países en vías de desarrollo presenta desafíos a los sistemas de gestión de residuos sólidos. La disparidad en el nivel de ingresos y gastos da como resultado diferentes comportamientos de la generación de RSM, por lo tanto, impone requisitos espacialmente diferenciados en los Sistemas de Gestión de RSM a implementar. La gobernanza adecuada juega un papel importante en el sistema de gestión de RSM (Leal Filho et al., 2016) y requiere una integración cuidadosa de componentes físicos/tecnológicos (el "hardware") con mecanismos efectivos de monitoreo y control (el "software") (Seadon, 2010). En los países en desarrollo, varias agencias públicas están involucradas en la gestión de residuos. Sus funciones a menudo se superponen porque no están claras; no existe una agencia única designada para coordinar o asumir la responsabilidad de la gestión de los RSM (Manaf et al., 2009). Esto ha llevado a una débil implementación y cumplimiento de las leyes y regulaciones de la gestión de RSM (Meidiana and Gamse, 2010) y dificulta la planificación eficaz de la gestión de residuos (Mmereki, 2018). Comprender la información sobre los factores que influyen en la generación de RSM es importante por dos razones. En primer lugar, generar políticas orientadas a cambiar los hábitos de consumo de recursos de materiales y el comportamiento de generación de RSM de los habitantes urbanos (Liu and Wu, 2010). En segundo lugar, planificar, desarrollar y organizar adecuadamente los procesos y las infraestructuras asociadas a una gestión eficiente de los RSM (Cargo, 1978). Los factores de influencia (FI) de la generación de RSM se utilizan ampliamente para correlacionar la generación de RSM y para tratar de anticipar estados futuros del sistema de gestión de RSM (Bandara et al., 2007). Sin embargo, los resultados obtenidos están mayoritariamente sesgados debido a la adopción de un solo nivel jerárquico de análisis de la organización socioeconómica (individuo o per capita) de entre todos los niveles existentes (individuo, hogar, comunidad, pueblo, distrito, provincia, país, etc.) (Hoorweg and Bhada, 2012). Una gobernanza adecuada requiere el análisis de un conjunto integrado de criterios de desempeño. El estudio de los FI sólo puede cumplir su propósito cuando se lleva a cabo simultáneamente en diferentes niveles espaciales. La naturaleza compleja de los sistemas socioecológicos, organizados en diferentes niveles jerárquicos, implica la expresión de características y comportamientos que solo pueden observarse en los diferentes niveles jerárquicos (Ahl and Allen, 1999). Dependiendo de la elección preanalítica del nivel, la generación de RSM se puede medir por persona (pero será diferente para diferentes tipos de personas), por hogar (pero será diferente para diferentes tipos de hogares), por comunidad (pero será diferente para diferentes tipos de comunidades), etc.

2. Metodología

El análisis multinivel de los procesos de generación y gestión de RSM, que tienen lugar en un sistema socioecológico definido, requiere la definición de "unidades funcionales" (Garb and Friedlander, 2014). Esto es, identificar agentes relevantes en diferentes niveles jerárquicos de organización dentro del sistema de gestión de residuos sólidos. Se pueden distinguir dos grandes tipos de agentes en un sistema de gestión de RSM: (i) "unidades funcionales de generación de RSM" que expresan comportamientos de generación de residuos en el espacio y el tiempo en diferentes niveles jerárquicos (generando el rendimiento de residuos a procesar); y (ii) "unidades funcionales de gestión de RSM" (determinadas por una combinación de trabajadores y tecnología) tales como recolección, transporte, valorización y

tratamiento (reciclaje, incineración, digestión anaeróbica, compostaje, etc.) y disposición final (procesamiento del rendimiento) de residuos en el espacio y el tiempo). Las unidades funcionales de generación de RSM se pueden definir en diferentes niveles de organización, desde “individuos” hasta “países”. Obviamente, cuanto mayor sea el tamaño de la unidad considerada, mayor será la heterogeneidad de los comportamientos de generación de residuos que contendrá. Los individuos son la unidad funcional identificable más pequeña de la generación de RSM dado que, en sentido biofísico, los recursos del sistema económico son consumidos por las personas (Burger et al., 2017). Medir la generación diaria de RSM a nivel individual sería la forma más rigurosa de obtener la cantidad real de residuos generados por los habitantes de la ciudad, pero es poco práctico y no proporciona información relevante para las unidades funcionales de gestión de RSM. Otras definiciones de unidades funcionales de generación de RSM son más útiles para estudiar características predecibles (comportamiento esperado) de la generación de RSM (Redko et al., 2004). Uno importante es el hogar, que representa el espacio limitado de los individuos, su nivel de organización de anidación y la unidad funcional inmediata de su generación de RSM (Kampis, 1987). Es posible estudiar e identificar FI específicos para las tipologías de hogar asociadas a las tipologías de los individuos que viven en él y utilizarlos como variables independientes en modelos que estimen comportamientos de generación de RSM del hogar. A su vez, las entidades fronterizas más grandes (comunidades) determinan la unidad funcional de los hogares que contiene. La relación entre las entidades que componen las unidades funcionales de generación de RSM puede repetirse en múltiples niveles de organización: hogares, comunidad, comunidades, pueblos, ciudades, distritos, etc. Se presenta el caso de estudio de Betania, Ciudad de Panamá. Con una población estimada de 59.765 habitantes (INEC, 2010a), Betania representa aproximadamente el 1% de la población total del país. Se utilizó data secundaria de RSM por hogar y día (MUPA, 2018a) para representar la generación de RSM de comunidades de nivel de ingresos alto, medio-alto, medio-bajo y bajo. Se utilizaron modelos de regresión lineal para correlacionar la unidad funcional de generación de RSM de los individuos con el FI de la unidad funcional de los hogares, y la unidad funcional de hogares de Generación de RSM con el FI de la unidad funcional comunitaria. Las FI consideradas en este estudio (**Tabla 1**) se tomaron de la base de datos disponible del último Censo Nacional (2010) y del Instituto de Estadística de Panamá (INEC, 2010b). La metodología de doble agrupación (Matuszewski, 2002) se utilizó para el descubrimiento de la causalidad de la generación de RSM entre comunidades, mediante la evaluación de sus similitudes en diferentes niveles de organización. El análisis Hierarchical Agglomerative Cluster (HAC) (Kassambara, 2015) se utilizó dos veces para agrupar comunidades por sus valores de generación de RSM, primero en la unidad funcional del individuo, luego en la del hogar.

Tabla 1. Variables independientes disponibles como FI de la generación de RSM a nivel de hogar y comunidad a partir de datos oficiales del Instituto Nacional de Censos y Estadísticas de Panamá (INEC, 2010b).

| Type | Independent variables |
|-------------------|---|
| Education | - Población con menos de 3er grado de primaria aprobado - Población analfabeta - Grado mas alto promedio aprobado |
| Demographic | - Habitantes promedio por vivienda - Mediana de la edad |
| Health | - Población discapacitada - Población sin seguro social |
| Ethnic | - Población indígena - Población activa (de 15 a 64 años) |
| Economic Activity | - Población empleada en actividades de agricultura - Población desempleada - Población no económicamente activa |
| Financial | - Ingreso medio mensual de las comunidades |

3. Resultados y discusión

El tamaño del efecto que ejerce la variable “Ingreso mensual medio del hogar” sobre la generación de RSM de la unidad funcional individual es $| 0.93 |$, lo que significa que explica el 86% de la generación de RSM de la unidad funcional individual. La variable “Población indígena comunitaria”, con mayor tamaño del efecto $| 0.46 |$, es la que mejor explica la generación de RSM de unidades funcionales del hogar sobre el resto de las variables independientes, con 21% de respuesta de variable dependiente. Los valores de CCC para los clusters formados a partir de la generación de RSM de la unidad funcional de los individuos son 0.80, y 0.78 para la generación de RSM de la unidad funcional de hogares; ambos superan el mínimo aceptable de 0,75. Las comunidades presentadas en cada dendrograma se dividieron en 5 grupos (marco rojo) para enfatizar la membresía de la comunidad según la similitud de sus intervalos de generación de RSM en cada nivel. La **Figura 2 – izquierda** muestra comunidades de nivel de ingresos alto (La Alameda) y medio-alto (Condado del Rey) en el mismo conglomerado (conglomerado 4), y comunidades de nivel de ingresos bajo (La Gloria) y medio-bajo (Villa Soberanía) en el mismo conglomerado (grupo 3). La **Figura 2 – derecha** muestra la comunidad de nivel de ingresos alto (La Alameda) en el conglomerado 4, la comunidad de nivel de ingresos medio-alto (Condado del Rey) en el conglomerado 5, las comunidades de nivel de ingresos bajo (La Gloria) y medio-bajo (Villa Soberanía) en el mismo grupo (grupo 3). Si bien se utilizó la metodología de doble agrupación para el descubrimiento de la causalidad de la generación de RSM, el pequeño tamaño de muestra utilizado para las regresiones lineales puede alterar la confiabilidad de la interpretación de los resultados, especialmente cuando hay más de una variable independiente presente. La representación integrada de la generación de RSM en múltiples niveles de organización se muestra en la **Figura 3**. Esta figura presenta una imagen de perfil tridimensional integrada de la generación de RSM de las 33 comunidades que componen la ciudad de Betania, para evaluar simultáneamente el panorama de generación de RSM a nivel de individuos, hogares y comunidades. La correlación de la generación de RSM se obtuvo directamente de forma simultánea para las unidades funcionales de generación de RSM de individuos y hogares en función de los IF “Ingreso medio mensual del hogar” y “Población indígena comunitaria”, respectivamente. A nivel de individuos, los ingresos del hogar, como una entidad en su conjunto, afectan la generación promedio de RSM de sus miembros más allá de sus ingresos individuales; cuanto mayor es el ingreso familiar, mayor es la generación de RSM de sus miembros. El ingreso del hogar es un determinante más fuerte de los hábitos de consumo de recursos que los ingresos individuales de los habitantes y, en consecuencia, muestra mejor la causalidad de su comportamiento de generación de RSM (De Feo et al., 2017). Sin embargo, a nivel de hogares, la población indígena de las comunidades tuvo un tamaño de efecto mayor sobre la generación de hogares de RSM que otros FI. Esto se puede interpretar directamente como que, a mayor cantidad de habitantes indígenas en las comunidades, mayor es la generación de RSM de los hogares de las comunidades debido al mayor consumo de residuos orgánicos derivados de los restos de comida. Comprender hasta qué punto los factores influyentes afectan simultáneamente la generación de RSM permite realizar representaciones volumétricas en lugar de lineales en varios niveles espaciales a la vez. La imagen de perfil tridimensional integrada de la generación de RSM ofrece una comprensión gráfica de la medida en que el eje X, que representa la generación de RSM por individuo y día ($\text{kg/comunidad} \cdot \text{día}$), es principalmente la única dimensión que se tiene en cuenta cuando las políticas se crean e implementan en varios niveles. Los ejes Y y Z, que representan la generación de RSM por hogar ($\text{kg/comunidad} \cdot \text{día}$) y comunidad ($\text{kg/comunidad} \cdot \text{día}$), son normalmente imperceptibles para los responsables de la formulación de políticas.

4. Conclusión

Los estudios existentes han estudiado los factores que influyen en el comportamiento de generación de RSM en diferentes niveles espaciales de organización, pero siempre uno a la vez y no simultáneamente. La renta es un factor de fuerte influencia, que afecta la generación de RSM desde el nivel individual hasta el país, capaz de ocultar los efectos de los demás. Sin embargo, este estudio muestra que cuando se analiza el comportamiento de generación de RSM a través de múltiples niveles jerárquicos de organización, es posible identificar factores de influencia distintos al ingreso como variables explicativas. De esta manera, al aumentar el número de factores que influyen en la generación de RSM se hace posible mejorar la información utilizada para seleccionar políticas y planes adecuados en los sistemas de gestión de RSM de los países en desarrollo de una manera holística. Cuando las políticas no se desarrollan a partir de un análisis adecuado de la complejidad de la relación entre las unidades de generación de RSM y las unidades de gestión de RSM a través de los niveles jerárquicos de la organización, la superposición de políticas puede provocar lagunas legales. En esta situación, al considerar los factores que influyen en la unidad funcional en cada nivel jerárquico de la organización, podemos generar una mejor evaluación de la efectividad de los RSM.

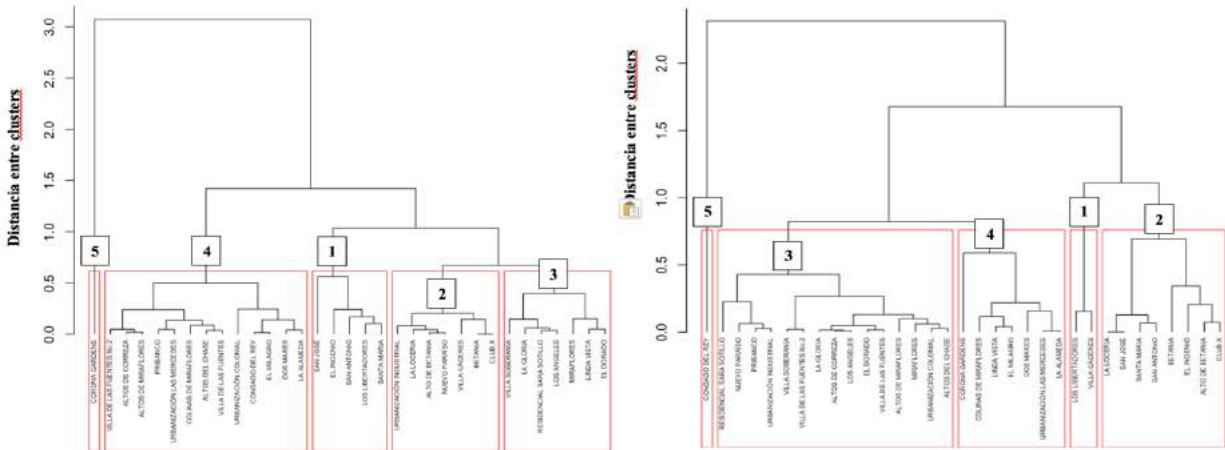


Figura 2. Dendrograma de comunidades obtenido con las similitudes de su generación de RSM a nivel de individuos (izquierda) y viviendas (derecha).

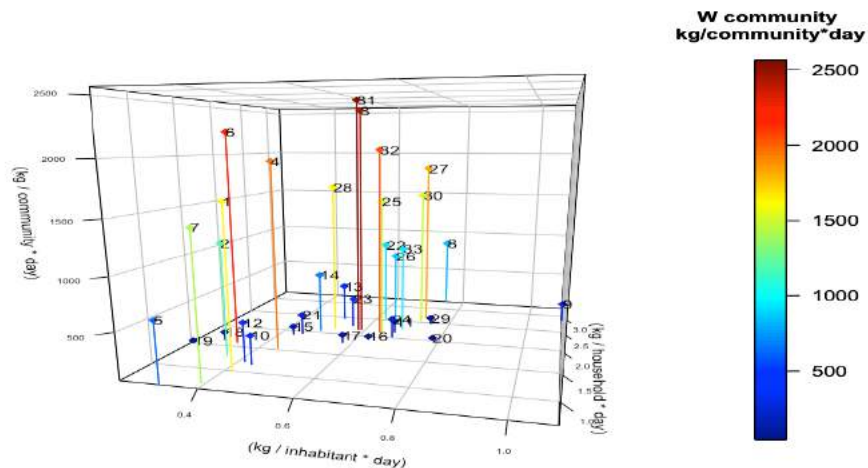


Figura 3. Imagen del perfil tridimensional integrado de la generación de RSM de la localidad de Betania, compuesta por los valores de generación de RSM en kg por día de sus subniveles de organización-ej. habitante, hogar y comunidad-.

5. Referencias

- Ahl, V., Allen, T.F.H., 1999. *Hierarchy theory: A Vision, Vocabulary, and Epistemology*, Complexity. Columbia University Press. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0526\(199907/08\)4:6<29::AID-CPLX6>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0526(199907/08)4:6<29::AID-CPLX6>3.0.CO;2-B)
- Bandara, N.J.G.J.G.J., Hettiaratchi, J.P.A., Wirasinghe, S.C., Pilapiiya, S., 2007. Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: A case study. *Environ. Monit. Assess.* 135, 31–39. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9705-3>
- Burger, J.R., Weinberger, V.P., Marquet, P.A., 2017. Extra-metabolic energy use and the rise in human hyper-density. *Sci. Rep.* 7, 43869. <https://doi.org/10.1038/srep43869>
- Cargo, D.B., 1978. *Solid Wastes: Factors Influencing Generation Rates: Issue 174*. University of Chicago, Dept. of Geography.
- De Feo, G., Polito, A.R., Ferrara, C., Zambalietti, I., 2017. Evaluating opinions, behaviours and motivations of the users of a MSW separate collection centre in the town of Baronissi, Southern Italy. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.045>
- Garb, Y., Friedlander, L., 2014. From transfer to translation: Using systemic understandings of technology to understand drip irrigation uptake. *Agric. Syst.* 128, 13–24. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.04.003>
- Hoornweg, D., Bhada, P., 2012. What a Waste. A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Dev. Ser. Knowl. Pap.* 281, 44 p. <https://doi.org/10.1111/febs.13058>
- INEC, 2010a. Volumen I: Lugares Poblados de la República:2010 [WWW Document]. URL https://www.contraloria.gob.pa/inec/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=59&ID_PUBLICACION=355&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=13 (accessed 2.21.19).
- INEC, 2010b. Población en el Distrito de Panamá, por sexo, según corregimiento y grupos de edad: Censo 2010 [WWW Document]. URL https://www.contraloria.gob.pa/inec/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=59&ID_PUBLICACION=362&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=13 (accessed 1.8.18).
- Kampis, G., 1987. Some problems of system descriptions I: Function. *Int. J. Gen. Syst.* <https://doi.org/10.1080/03081078708934964>
- Kassambara, A., 2015. *Practical Guide To Cluster Analysis in R* (preview) 1–38.
- Leal Filho, W., Brandli, L., Moora, H., Kruopiene, J., Stenmarck, Å., 2016. Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.065>
- Liu, C., Wu, X.-W., 2010. Factors influencing municipal solid waste generation in China: A multiple statistical analysis study. *Waste Manag. Res.* 29, 371–378. <https://doi.org/10.1177/0734242X10380114>
- Manaf, L.A., Samah, M.A.A., Zukki, N.I.M., 2009. Municipal solid waste management in Malaysia: Practices and challenges. *Waste Manag.* 29, 2902–2906. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.015>
- Matuszewski, A., 2002. Double clustering: A data mining methodology for discovery of causality, in: *Intelligent Information Systems 2002*. Physica-Verlag HD, Heidelberg, pp. 227–236. https://doi.org/10.1007/978-3-7908-1777-5_24
- Meidiana, C., Gamse, T., 2010. Development of Waste Management Practices in Indonesia. *Eur. J. Sci. Res.* 40, 199–210. <https://doi.org/http://www.eurojournals.com/ejsr.htm>
- Mmereki, D., 2018. Current status of waste management in Botswana: A mini-review. *Waste Manag. Res.* <https://doi.org/10.1177/0734242X18772097>
- Redko, V., Prokhorov, D., Burtsev, M., 2004. *Theory of Functional Systems, Adaptive Critics and Neural Networks*.
- Seadon, J.K., 2010. Sustainable waste management systems. *J. Clean. Prod.* 18, 1639–1651. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.07.009>

NOMENCLATURA DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA NEGOCIAR LA RESPONSABILIDAD EXTENDIDA DEL PRODUCTOR EN TRATADOS DE LIBRE COMERCIO ENTRE PAÍSES DE DISTINTO DESARROLLO ECONÓMICO. CASO DE ESTUDIO: PANAMÁ

Jorge M. Torrente-Velásquez ^{a*}, Maddalena Ripa ^a, Rosaria Chifari ^b, Sandra Bukkens ^a, Mario Giampietro ^{a,c}

^a Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, España,

^b Fundació ENT, Barcelona, España,

^c Institució Catalana de Recerca i Estudis Avançats (ICREA), Barcelona, España

Resumen

Las economías en desarrollo dependen de productos de consumo masivo, importados de países industrializados por Tratados de Libre Comercio (TLC), que luego de consumidos terminan como RSU en vertederos porque generalmente su gestión local no está bien desarrollada. Este estudio propone una metodología para extender la responsabilidad a los países exportadores de estos productos, que adapta los conceptos de “subproducto” y “coproducto” a los RSU para establecer una relación funcional peso/volumen entre productos importados y los RSU generados. Con esto, una nomenclatura se formaliza para conceptualizar un sistema de información de Responsabilidad Extendida del Productor (REP) a nivel global, entre países exportadores e importadores. Este sistema de REP i) determina los atributos de reciclabilidad/reutilización/tratabilidad de los productos importados en función de sus partes constitutivas, así como el valor del material según el valor neto en el mercado global de residuos y el destino final una vez consumido, ii) define condiciones específicas sobre el valor de los materiales de los productos y la configuración estructural de sus partes constitutivas para su inclusión en cláusulas de TLC, y iii) verifica el cumplimiento de estas condiciones propuestas. La metodología propuesta fue validada con un caso de estudio en Panamá. Se encontró que 24% de los materiales valiosos, derivados de productos de consumo masivo importados a Panamá a través de TLCs podrían exportarse de regreso al país de origen, 18% podría reutilizarse localmente y 58% valorizarse localmente. Solo el 16% tendría que depositarse en vertederos.

Abstract

Developing economies depend on mass consumption products imported from industrialized countries by Free Trade Agreements (FTA), which after being consumed end up as MSW in landfills because generally their local management is not well developed. This study proposes a methodology to extend responsibility to exporting countries of these products, which adapts the concepts of "by-product" and "co-product" to MSW to establish a functional weight / volume relationship between imported products and the MSW generated. With this, a nomenclature is formalized to conceptualize an Extended Producer Responsibility (REP) information system at a global level, between exporting and importing countries. This REP system i) determines the attributes of recyclability / reuse / treatability of imported products based on their constituent parts, as well as the value of the material according to the net value in the global waste market and the final destination once consumed, ii) defines specific conditions on the value of the products' materials and the structural configuration of their constituent parts for inclusion in FTA clauses, and iii) verifies compliance with these conditions. The proposed methodology was validated with a case study in Panama. It was found that 24% of the valuable materials derived from mass consumption

products imported to Panama through FTAs could be exported back to the country of origin, 18% could be reused locally and 58% could be valued locally. Only 16% would have to go to landfills.

Palabras clave: responsabilidad extendida del productor a nivel global, tratados de libre comercio, importación de productos de consumo masivo en economías en desarrollo, desvío de residuos de vertederos, sistema de apoyo a la toma de decisiones. **Keywords:** extended producer responsibility at a global level, free trade agreements, mass consumption products import in developing economies, diversion of waste from landfills, decision support system.

1. Introducción

El comercio mundial de desechos de hoy abarca más que su exportación directa, también incluye procesos menos evidentes bajo el nombre de "liberalización *comercial*": una forma de contaminación indirecta de los países en desarrollo a través de la importación de bienes de consumo masivo desde las economías industrializadas. Estos bienes eventualmente se convertirán en residuos después de ser consumidos y eliminados directamente sin tratamiento en vertederos a través de los incipientes sistemas locales de gestión de Residuos Sólidos Municipales (RSM) de estos países (Baldwin, 1993). Los TLC firmados entre economías industrializadas y no industrializadas generalmente no incluyen cláusulas sobre la Responsabilidad Extendida del Productor (REP) para los flujos de residuos locales asociados a los bienes importados (ECLAC, 2017). Una vez consumidos los bienes importados, se convierten en "*bienes consumidos*" y los materiales que componen sus partes constitutivas se mezclan indiscriminadamente en los RSM. La exportación de residuos requiere la asignación de valor a los materiales de los residuos según cotización en el mercado mundial de residuos, donde la comerciabilidad de los materiales se define de acuerdo a la viabilidad técnica y económica de su reciclaje (Kollikkathara et al., 2009). En la etapa de posconsumo, la composición de los bienes importados cambia según las variables específicas del país cuando se convierten en RSM (Kofoworola y Gheewala, 2009). La composición de los materiales de los bienes consumidos, una vez convertidos en RSM, se puede estimar en cantidades absolutas utilizando sistemas tradicionales de caracterización que clasifican los residuos por composición de grupos de materiales (DEQ, 2004; IPCC, 2000). Pero estos sistemas no son útiles para comprender las opciones de gestión de los materiales que constituyen los bienes consumidos, inclusive antes de su consumo. El reconocimiento del nexo entre la cantidad, la composición (material) y las proporciones de las partes constitutivas de los bienes importados, antes y después de terminar mezclados en el flujo local de RSM (Savino et al., 2018), es un paso necesario para que las economías en desarrollo determinen el potencial de reciclabilidad de los materiales de los RSM derivados de bienes importados a través de TLC, y los etiqueten como materiales valorados o no valorados de acuerdo con el valor neto de residuos en el mercado global. Existe entonces la necesidad de formalizar un nuevo léxico para un sistema funcional de clasificación de residuos que permita conceptualizar las definiciones de un sistema de información similar a la REP, pero a nivel mundial, reconociendo así la compleja relación entre los países exportadores industrializados y los países importadores que están en desarrollo. Este artículo tiene como objetivo abrir un debate sobre cómo extender la responsabilidad a las economías industrializadas por la eliminación indirecta de residuos sólidos en los países en desarrollo a través de la importación de bienes de consumo masivo.

2. Metodología

2.1. Léxico para un sistema de clasificación de bienes consumidos

Las partes constitutivas de los bienes de consumo masivo suelen ser el embalaje primario y el producto a consumir en sí, el cual también puede ser un bien adquirido sin embalaje primario (Hansen et al., 2012; Robertson and Hamza, 2016). La fabricación de productos implica la generación de "*coproductos del*

fabricante” y *“subproductos del fabricante”*. Ambos son productos secundarios vinculados a la fabricación de bienes; mientras que los *“coproductos del fabricante”* están planificados por el fabricante, los *“subproductos del fabricante”* no. Los *“coproductos del fabricante”* normalmente son comercializables sin ningún tratamiento adicional, mientras que los *“subproductos del fabricante”* suelen servir como aditivos o reemplazo de materia prima en la fabricación de otros productos (Ali et al., 2009; Sandin et al., 2015). Al adaptar estos conceptos a los bienes importados, en la **Figura 1** se propone un nuevo léxico para definir (i) los bienes consumidos en función de su destino final -i.e. reciclar, reutilizar, valorizar, eliminar-, y (ii) sus partes constitutivas -i.e. el paquete, el producto empacado y el producto sin empacar- en función de su valor neto como residuo en el mercado global.

2.1.1. Reutilización: subproducto y coproducto del consumidor.

Como se muestra en la Figura 2, antes de ingresar al sistema de gestión de RSM, las partes de los bienes consumidos pueden convertirse en "subproducto del consumidor" o "coproducto del consumidor" mediante la reutilización. Una vez adquiridos, los productos se utilizan hasta que pierden valor para el consumidor que los adquirió. El concepto de "subproducto del consumidor" es análogo al de "subproducto del fabricante" y se refieren a los productos que perdieron su valor para el primer consumidor de manera no planificada y se vuelven útiles para otros consumidores (productos de segunda mano). De manera similar, el concepto de "coproducto del consumidor" es análogo al de "coproducto del fabricante": los envases primarios de los bienes importados pueden encontrar un nuevo uso para el consumidor que adquirió el bien envasado de manera planificada y previsible, decidiendo así no deshacerse de él.

2.1.2. Implementación de Instalaciones de Recuperación de Material "sucio"

Para abrir la posibilidad de devolver materiales valiosos a las economías industrializadas, se considera un proceso de segregación/empacado/exportación de los materiales mezclados en los RSM mediante Instalaciones de Recuperación de Materiales sucios (*“Dirty MRF”*, por sus siglas en inglés). Se espera que estas *“Dirty MRF”* segreguen los materiales no valorados, incluida la mayor parte de la fracción orgánica, de los materiales valorados, para ser empacados y exportados a las economías industrializadas (Modak et al., 2015).

2.1.3. Tratabilidad: coproducto del sistema y conceptos de "residuo"

Según (Ali and Courtenay, 2014), una media del 92% de los RSM introducidos en sistemas *“Dirty MRF”* podría reciclarse, valorizarse el 6% y depositarse en vertederos el 2% restante. Los materiales no valorados de los RSM, con potencial para ser valorados se definen como *“coproductos del sistema”* (**Figura 1**), porque de cierta manera están siendo *“reutilizados”* después de un tratamiento adecuado. Los materiales no valorados que no pueden recuperarse entonces se definen como *“residuos”*. La manipulación de materiales no valorados como *“coproductos del sistema”* o *“residuos”* es responsabilidad del sistema local de gestión de residuos. Si este sistema está poco desarrollado, los *“coproductos del sistema”* terminarán como *“residuos”* en los vertederos y producirá presión ambiental, siguiendo así el caso habitual (Schubert, 2014).

2.1.4. Reciclabilidad: conceptos de subproductos del sistema, co-residuos del fabricante y sub-residuos del fabricante.

Los materiales valiosos derivados de los RSM, generados a partir de bienes de consumo, se consideran *“subproductos del sistema”* (**Figura 1**). Una vez que los *“subproductos del sistema”* se exportan de regreso al país de origen, se pueden utilizar directamente en la industria de fabricación receptora como *“coproductos del fabricante”*, o bien, se podrían someter a un segundo pretratamiento por parte de una *“Dirty MRF”* para fines específicos. Se introducen los conceptos *“co-residuos del fabricante”* y *“sub-residuos del fabricante”* para definir el material valorado devuelto al fabricante de origen. La suma de *“co-*

residuos del fabricante” y *“sub-residuos del fabricante”* constituye *“subproductos del sistema”*. Cuantificar los *“subproductos del sistema”* permitiría al país importador informar a los fabricantes de las economías industrializadas sobre la proporción de los bienes importados que se les devolverán mediante reciclaje. La medida en que los bienes consumidos se conviertan en *“subproductos del sistema”* podría determinar el nivel de comerciabilidad de los bienes antes de ser incluidos en los TLC. Los materiales valuados reciclados a través de este proceso permitirán aliviar la presión ambiental en el vertedero.

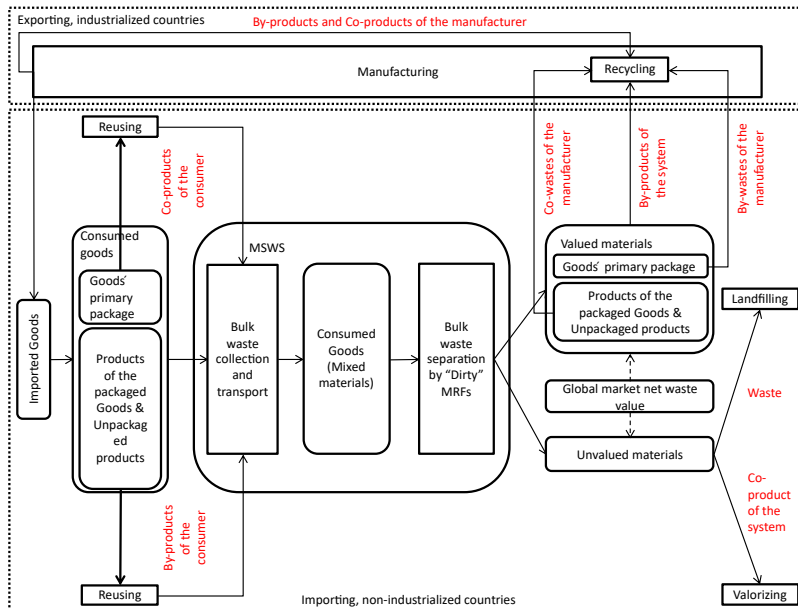


Figura 1. Un léxico de residuos ampliado para bienes importados.

3. Estudio de caso

3.1. Flujos de RSM al relleno sanitario del distrito de Panamá

Alrededor del 40% (p/p) y 49% (v/v) de los RSM que recibió el relleno sanitario de Cerro Patacón en el 2016 son residuos de embalajes primarios de bienes de consumo masivo, 28% (p/p) y 32% (v/v) son residuos de productos comprados en embalaje primero, y 33% (p/p) y 19% (v/v) residuos de productos comprados sin embalaje (AAUD, 2016). Para determinar estas cantidades, se utilizó la fracción de embalaje primario de los bienes importados, identificados en caracterizaciones de RSM recientemente realizadas. La información sobre la situación de entrada de mercancías importadas/salida de RSM aún no permite la implementación de un mecanismo de REP a nivel global para contabilizar los RSM generados localmente a partir de las mercancías importadas. La implementación de instalaciones “Dirty MRF” en el país importador es un requisito previo para que el sistema funcione. Al ingresar al proceso de recuperación en sistemas “Dirty MRF”, alrededor del 45% (p/p) o 55% (v/v) de los RSM son materiales valorados en el mercado. Sin embargo, el proceso “Dirty MRF” permitiría recuperar 65% de lo que ingresa, alrededor de 23% (p/p) embalaje primario, 5.9% productos que se adquieren con embalaje primario, 0.2% productos que se adquieren sin embalaje primario (CalRecovery, 2006). Del material no valorado, se supone que alrededor del 75% se podría valorizar, quedando un 25% para su eliminación en vertederos (Ali and Courtenay, 2014).

4. Discusión y conclusiones

Utilizando el enfoque metodológico propuesto, se asignaron para el caso de Panamá los flujos de materiales de los bienes importados a los RSM según el léxico definido en términos de peso y volumen (**Figura 2**). Aproximadamente el 24% (p/p) - 34,5% (v/v) de los bienes importados podrían exportarse como “*subproductos del sistema*” a las economías industrializadas a través de los TLC con Panamá; 5,3% (p/p) - 9,8% (v/v) como “*sub-residuo del fabricante*”, y 18,7% (p/p) / 24,7% (v/v) como “*co-residuo del fabricante*”. Por lo tanto, la cantidad de RSM eliminados en rellenos sanitarios podría reducirse significativamente en Panamá mediante la inclusión de la REP en las cláusulas del TLC. El retorno de residuos representaría una forma efectiva para que la entidad exportadora de bienes ahorre en los costos logísticos que surgen de la implementación de la metodología propuesta, ya que los barcos que transportan bienes al país importador podrían cargar y llevar los residuos a la fuente de origen (Kellenberg, 2010). Alrededor del 82% (p/p) - 97,2% (v/v) de los bienes importados en Panamá ingresan a los flujos de RSM; alrededor del 10,7% (p/p) / 2,1% (v/v) se reutiliza supuestamente como “*subproductos del consumidor*” y el 7,3% (p/p) - 0,7% (v/v) como “*coproductos del consumidor*”. Los mecanismos locales apropiados para monitorear la cantidad y calidad de los bienes consumidos reutilizados (como “*subproductos del consumidor*” y “*coproductos del consumidor*”) podrían mejorar la efectividad de las campañas de concientización y aumentar la tasa de reutilización para reducir la entrada a los flujos de RSM. Alrededor del 58% (p/p) - 62,5% (v/v) podría valorizarse como “*coproductos del sistema*”, por lo que solo se tendría que eliminar el 16% (p/p) - 16% (v/v) como “*residuo*” en el relleno sanitario (Cerro Patacón). Es evidente que la implementación de sistemas locales “Dirty MRF” es clave para desviar >50% de los RSM de los rellenos sanitarios a través del enfoque propuesto. Esta tecnología podría recomendarse como una cláusula de los TLC que se firmen con economías industrializadas exportadoras, asumiendo la responsabilidad (parcial) del diseño, implementación y financiamiento de estas instalaciones.

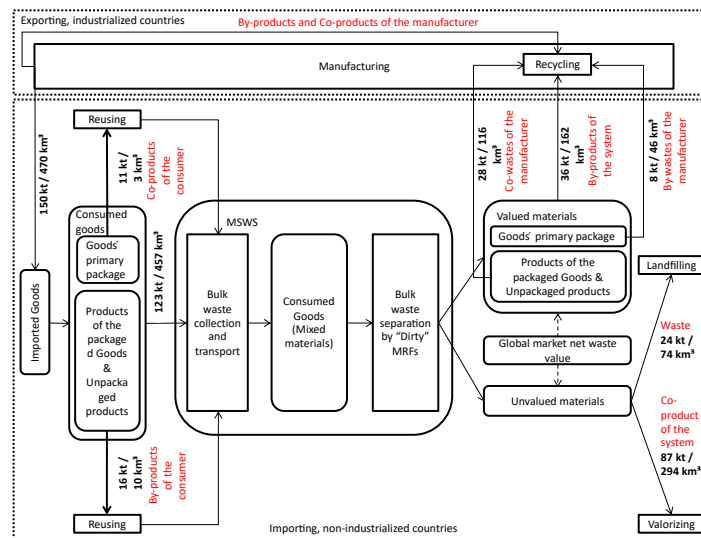


Figura 2. Flujos de materiales asignados de bienes importados a los RSU según el léxico definido en términos de peso y volumen.

La contaminación local en los países en desarrollo derivada del consumo de bienes importados podría mitigarse mediante definiciones adecuadas de los flujos de materiales que entran y salen del país importador y cláusulas de TLC, incluidas las políticas de EPR, negociadas entre el país exportador e importador, donde la responsabilidad de los RSU derivados de bienes importados se extiende más allá de las fronteras locales, hasta el país de origen. Los TLC que fomentan la generación de desechos en las economías no industrializadas mediante importaciones indiscriminadas y en rápida expansión de bienes de consumo representan una licencia contaminante indirecta y no pueden ser ignorados por las economías industrializadas al comprometerse con tales acuerdos. Las economías industrializadas deben

asumir la responsabilidad al exportar bienes de consumo a economías no industrializadas con sistemas de gestión de residuos poco desarrollados, mientras que las economías no industrializadas deben exigir la aplicación de políticas de REP adecuadas antes de firmar un TLC.

5. Referencias

- AAUD, 2016. PLAN NACIONAL DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS 2017-2027 Análisis y Diagnóstico de la Situación Actual (TOMO I) [WWW Document]. URL [http://aaud.gob.pa/plangestion//Docs/ANEXOS/20170731_E_1.3.3.3.5_Propuesta Nuevo Modelo de Gestion_v3.pdf](http://aaud.gob.pa/plangestion//Docs/ANEXOS/20170731_E_1.3.3.3.5_Propuesta_Nuevo_Modelo_de_Gestion_v3.pdf) (accessed 9.1.19).
- Ali, M., Courtenay, P., 2014. Evaluating the progress of the UK's Material Recycling Facilities: A mini review. *Waste Manag. Res.* <https://doi.org/10.1177/0734242X14554645>
- Ali, M.A., Lee, C.H., Kim, S.Y., Kim, P.J., 2009. Effect of industrial by-products containing electron acceptors on mitigating methane emission during rice cultivation. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.05.018>
- Baldwin, R., 1993. A Domino Theory of Regionalism. *Natl. Bur. Econ. Res. Work. Pap. Ser.* 4465, 1–39. <https://doi.org/10.3386/w4465>
- DEQ, 2004. 2002 Oregon Solid Waste Characterization and Composition.
- ECLAC, 2017. International Trade Outlook for Latin America and the Caribbean.
- Hansen, A.Å., Svanes, E., Hanssen, O.J., Void, M., Rotabakk, B.T., 2012. 8 - Advances in bulk packaging for the transport of fresh fish, in: *Advances in Meat, Poultry and Seafood Packaging*. Woodhead Publishing, pp. 248–260. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1533/9780857095718.2.248>
- IPCC, 2000. IPCC Classification of MSW Composition.
- Kellenberg, D., 2010. Consumer waste, backhauling, and pollution havens. *J. Appl. Econ.* 13, 283–304. [https://doi.org/10.1016/S1514-0326\(10\)60013-X](https://doi.org/10.1016/S1514-0326(10)60013-X)
- Kollikkathara, N., Feng, H., Stern, E., 2009. A purview of waste management evolution: Special emphasis on USA. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.032>
- Llorach-Massana, P., Farreny, R., Oliver-Solà, J., 2015. Are Cradle to Cradle certified products environmentally preferable? Analysis from an LCA approach. *J. Clean. Prod.* 93, 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.032>
- Robertson, T.R., Hamza, M., 2016. Paper Products: Food Packages. *Ref. Modul. Mater. Sci. Mater. Eng.* <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.09809-X>
- Sandin, G., Røyne, F., Berlin, J., Peters, G.M., Svanström, M., 2015. Allocation in LCAs of biorefinery products: Implications for results and decision-making. *J. Clean. Prod.* 93, 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.013>
- Savino, A., Solórzano, G., Quispe, C., Correal, M.C., 2018. Waste Management Outlook for Latin America and the Caribbean.
- Schubert, E.M., 2014. The Carbon Footprint of Waste Management Systems – Analysis and Comparison of Different Approaches.
- Uva, M.D., Bloom, J., 1992. Exporting Pollution: the international waste trade, *Journal of Management Information Systems*. Taylor & Francis Group . <https://doi.org/10.1080/00139157.1989.9928938>



Gestión de Desechos COVID 19 en Honduras. Una muestra en 8 hospitales públicos.

Medina Mora, José Emilio

Facultad de Ingeniería, Universidad Tecnológica Centroamericana, Zona Jacaleapa frente a residencial Honduras, Honduras, jose.medina@unitec.edu.hn

Resumen

La legislación hondureña establece los procedimientos y los responsables para aseverar la gestión ambiental de los desechos peligrosos generados en establecimientos de salud. El objetivo de la investigación es presentar un panorama general nacional hondureño relacionado con la gestión de los desechos COVID-19. Desde inicios del año 2020, los sistemas de salud en el mundo fueron puestos a prueba debido a la emergencia de salud mundial provocada por el SARS-CoV-2. El aumento en la generación de desechos peligrosos llevó a que las autoridades municipales tomaran decisiones erróneas relacionadas a la gestión de estos, utilizando la quema a cielo abierto como la técnica de disposición final, aumentando la generación de dioxinas y furanos para mencionar uno de los efectos negativos de la técnica seleccionada. Se presentan los compromisos adquiridos por los hospitales hondureños a partir de la publicación del Reglamento para el Manejo de los Desechos Peligrosos Generados en los Establecimientos de Salud desde el año 2009. Se concluyó sobre las debilidades encontradas en los sistemas internos de los hospitales para de esta manera proponer una serie de recomendaciones encaminadas a mejorar la gestión de los desechos hospitalarios tomando los principios de la economía circular.

Abstract

Honduran legislation establishes the procedures and those responsible for ensuring the environmental management of hazardous waste generated in health facilities. The objective of the research is to present a Honduran national overview related to COVID-19 waste management. Since the beginning of 2020, health systems in the world have been put to the test due to the global health emergency caused by SARS-CoV-2. The increase in the generation of hazardous waste led the municipal authorities to make wrong decisions related to their management, using open burning as the final disposal technique, increasing the generation of dioxins and furans to mention one of the effects negatives of the selected technique. The commitments acquired by Honduran hospitals are presented from the publication of the Regulation for the Management of Hazardous Waste Generated in Health Establishments since 2009. It was concluded on the weaknesses found in the internal systems of hospitals for this In this way, propose a series of recommendations aimed at improving the management of hospital waste.

Palabras clave/keywords:

COVID 19, Gestión, Hospitalarios, Peligrosos

1. Introducción

Desde que el COVID-19 fue declarado emergencia de salud pública de interés internacional por la Organización Mundial de la Salud (OMS) el 30 de enero de 2020, se han reportado más de tres millones de casos confirmados de COVID-19 en 215 países con más de 3.835.167 confirmadas. al 17 de junio de 2021 (Hopkins, 2021). Es un coronavirus beta originado en mamíferos (particularmente murciélagos) y declarado como patógeno HG3 (Grupo peligroso 3) como el Virus de Inmunodeficiencia Humana (VIH) y la Tuberculosis (TB) (Finegan et al., 2020; Saadat et al., 2020).

Aunque la mayoría de los países, han cerrado sus fronteras a los viajes no esenciales, los casos confirmados y las muertes siguen aumentando probablemente debido a la transmisión comunitaria y al aumento de la capacidad de realizar pruebas (Nzediegwu & Chang, 2020).

Millones de EPP contaminados (p. Ej., Mascarillas y guantes) terminan como desechos que, si se manejan de manera inadecuada, pueden representar amenazas para el medio ambiente y la salud. Según Kampf, Todtb, Pfaenderb y Steinmann (Kampf et al., 2020) el coronavirus puede sobrevivir en superficies de materiales (por ejemplo, metales, vidrio y plásticos) por hasta 9 días; esta es una amenaza seria para los países en vías de desarrollo que ejecutan estrategias de gestión de desechos deficientes.

En el caso de Honduras, parte de los desechos sólidos se vierten al aire libre y en vertederos mal administrados donde los recicladores sin usar el EPP adecuado buscarían materiales reciclables; Adicionalmente estos vertederos también sirven como un "banco de alimentos" para el ganado, como perros y vacas. Tales actos pueden exponer a los seres humanos y al ganado a enfermedades (incluido COVID19), lo que agrava su propagación.

En el año 2013, la Secretaria de Salud presentó el documento "Directrices y Lineamientos para el Reordenamiento de la Gestión Hospitalaria, Segunda Fase; amparado en el Acuerdo No. 7 del 28 de febrero del 2008 denominado Reglamento para el Manejo de los Desechos Generados en los Establecimientos de Salud, se establece al Comité de Bioseguridad, Emergencias y Desastres dentro de cada establecimiento de salud, como una instancia de apoyo permanente a la gestión hospitalaria, que tiene la responsabilidad de la conducción estratégica y operativa de la bioseguridad, emergencias y desastres del hospital (SESAL, 2008, 2012).

Dicho reglamento tiene el objetivo de operativizar los artículos, 51 literal e), f), g), 53, 56, 57, contenidos en el Libro Segundo, Capítulo IV del Código de Salud. El articulado anteriormente citado define los desechos y sus categorías que se generan en los establecimientos de salud; establece los mecanismos para atender su disposición final, la última etapa del ciclo de vida de estos desechos peligrosos.

El Comité de Bioseguridad, Emergencias y Desastres tiene la responsabilidad de establecer los programas y las medidas que contribuyan a prevenir y controlar los riesgos relacionados con las condiciones de bioseguridad, así como organizar y asegurar el funcionamiento de cuatro subcomités que ejercerán la función de operativización de las acciones del Plan de Bioseguridad, emergencias y desastres.

Uno de esos subcomités es el de Desechos Hospitalarios, cuyo propósito es de velar por la seguridad de los pacientes y empleados que están expuestos a los riesgos por un inadecuado manejo de estos y en especial los peligrosos.

Específicamente, el Artículo 9 establece que: "Todo establecimiento de salud debe contar con un responsable capacitado, exclusivo para la Gestión Operativa de los Desechos, encargado de organizar, planificar, implementar y aplicar el Plan de Manejo y tomar las disposiciones necesarias para cumplir con lo establecido en el presente Reglamento".

El Artículo 10 explica que: “En los Establecimientos de Salud de menor complejidad, servicios móviles o similares estas tareas deben ser asumidas por el director, Jefe o Responsable del establecimiento o brigada y deben asignar una persona capacitada para el manejo de los desechos”.

A nivel central, la Dirección General de la Vigilancia de la secretaria de Salud, en Marco Normativo, es la responsable de monitorear el cumplimiento del reglamento para la gestión de desechos peligrosos generados es establecimientos de salud. Durante el desarrollo de las visitas de monitoreo y seguimiento del especialista socioambiental, se establecerán los vínculos con la autoridad regional/ nacional competente para el desarrollo de visitas conjuntas con el objetivo de aseverar el cumplimiento de los estándares socioambientales.

2. Metodología

Para el desarrollo del presente artículo, se realizaron búsquedas de literaturas en los sitios académicos, incluidos Scopus y Web of Science. Las palabras clave de búsqueda son "health care waste", "COVID-19", "pandemia", "SARS-CoV-2", "tipos de desechos" y "gestión de desechos sanitarios". Las literaturas obtenidas se proyectaron adicionalmente con respecto a los idiomas y solo se seleccionaron artículos en idioma inglés y español para esta revisión. Finalmente, los artículos seleccionados fueron analizados en relación con las palabras clave seleccionadas.

Se elaboró un instrumento con base a la legislación nacional y las directrices propuestas por la OMS, con el propósito de recolectar información sobre las prácticas relacionadas con la gestión integral de desechos peligrosos generados en los hospitales nacionales seleccionados.

3. Hallazgos

Durante un periodo de tres meses se visitó regularmente los establecimientos de salud con el propósito de identificar las prácticas inadecuadas en el proceso de gestión de los desechos hospitalarios. A continuación, se presentan los principales hallazgos en el proceso descrito.

1. La segregación de desechos hospitalarios debe ser según su grado de peligrosidad como se establece en la reglamentación nacional: desechos comunes y desechos peligrosos. De igual manera, se estableció que el color de la bolsa para los desechos comunes es negro y para los desechos peligrosos es color rojo. Se puede observar que en las bolsas de color rojo, que están designadas para contener desechos peligrosos, contienen desechos comunes; esta práctica trae como consecuencia el aumento de volumen de los desechos peligrosos generados por el establecimiento de salud.

2. Para la disposición de desechos cortopunzantes, se estableció que los contenedores deben ser rígidos y su llenado no debe de sobrepasar las tres cuartas (3/4) de su capacidad volumétrica. La práctica usual dentro de los establecimientos de salud llenar los recipientes a su máxima capacidad.

3. En el sitio de almacenamiento temporal de desechos peligrosos se establece que éste debe de tener una división que separe los desechos comunes de los desechos peligrosos, esto con el objetivo de evitar la contaminación de los desechos comunes con microorganismos patógenos, entre otros. Se constató que las bolsas se mezclan indistintamente a su coloración.

Los contenedores de desechos hospitalarios deben estar tapados con el propósito de evitar la presencia de vectores y animales que pueden ser atraídos por el olor de los desechos. Así mismo, evita que la

precipitación ingrese a los contenedores y se produzca lixiviados. En los establecimientos de salud se observó la presencia de vectores, mamífero de pequeño tamaño alimentándose de los residuos bioinfecciosos. Durante el turno nocturno (turno c, 22:00 h. – 06:00 h.) se deben de almacenar de manera segura y adecuado los desechos peligrosos para evitar la contaminación del entorno y atraer la presencia de vectores y animales

El Artículo 1 del reglamento nacional establece que este regulará las operaciones de manejos de los desechos peligrosos generados en los establecimientos de salud hasta su disposición final. Es imperante el trabajo conjunto de los establecimientos de salud con las municipalidades y gestores de desechos para asegurar la disposición final adecuada de desechos peligrosos.

4. Conclusiones

Es de vital importancia para le gestión ambientalmente racional de los desechos generados en establecimientos de salud, el apoyo técnico y financiero al subcomité de desechos hospitalarios instituido en cada hospital. Este subcomité es el vehículo más importante para la implementación de los protocolos para la gestión de desechos hospitalarios.

Los hospitales no poseen sistemas de tratamiento in situ para los desechos bioinfecciosos. La calidad del sistema de disposición municipal, en términos de la posibilidad de contaminación ambiental a partir de los desechos vertidos, y de sus medidas de seguridad contra la depredación por parte de seres humanos o animales es deficiente.

La gran mayoría de los desechos hospitalarios reconocidos tradicionalmente como desechos infecciosos son asimilables a los desechos domésticos en cuanto a su composición y riesgo, y por lo tanto no se recomienda que sean sometidos en forma sistemática a tratamiento de desinfección o esterilización.

Los desechos originados en las salas de aislamiento infeccioso (por ejemplo, las denominadas salas COVID 19) no ofrecen un riesgo mayor que los de las salas de hospitalización estándar por lo que se deben de gestionar en conjunto con éstos, en iguales condiciones.

Todo accidente, reacción adversa o enfermedad sospechosa de haber sido causada directa o indirectamente por desechos hospitalarios debe ser notificada e investigada por SESAL.

5. Recomendaciones

Tomando como referencia literatura especializada en buenas prácticas en la gestión de desechos peligrosos generados en establecimientos de salud, se proponen las siguientes recomendaciones (Addis et al., 2021; Curryer et al., 2021; Gimenez et al., 2021; Shaner & McRae, 2002):

5.1. Primero ocuparse de la clasificación. El manejo actual de los desechos observado en muchos hospitales consiste en que todos los desechos, potencialmente infecciosos, de oficina, generales, de comida, de construcción, y materiales químicos peligrosos son todos mezclados cuando se generan, en la recolección, en el transporte de estos y en la disposición final. Como resultado de esta deficiencia para establecer y seguir protocolos e infraestructura para la clasificación, los desechos que salen de los hospitales son en su conjunto potencialmente infecciosos y peligrosos (químicos).

5.2. Establecer un sistema de manejo de objetos cortopunzantes. Una separación adecuada y estricta, contenedores a prueba de cortopunzamientos monitoreados para un tratamiento y una disposición posterior segura, debe ser prioridad número uno para las instituciones dedicadas al cuidado de la salud. Si el manejo correcto de elementos punzantes se institucionalizara en todos los establecimientos sanitarios,

la mayor parte del riesgo de transmisión de enfermedades por medio de los desechos hospitalarios se solucionaría.

5.3. Mantener el acento en la reducción. Los desechos excesivos de los hospitales de los provienen comúnmente por la gran utilización de instrumentos y materiales descartables, y el aumento del embalaje de todos los productos utilizados. La economía ha dictado el mantenimiento de un sistema que se apoya en la reprocesamiento y reúso de los materiales. Establecer guías claras para la compra de productos que enfatizan la reducción de desechos, mantendrá los problemas de manejo de desechos bajo control. Un nuevo y mayor énfasis también necesita ser puesto en la reducción de los desechos de materiales peligrosos.

5.4. Garantizar la seguridad de los trabajadores a través de la educación, capacitación y equipos apropiados para protección personal. Los trabajadores que manipulan los desechos hospitalarios son el grupo de mayor riesgo de exposición a los desechos potencialmente bioinfecciosos, a los desechos y materiales químicos peligrosos y a los desechos radioactivos.

5.5. Proveer una recolección y transporte seguros. Para obtener beneficios de la clasificación, debe haber sistemas seguros de recolección y transporte de desechos, internos y externos. Si los desechos son clasificados cuando se generan y luego se mezclan en la recolección, o si un hospital clasifica sus desechos colocándolos en contenedores separados para su disposición final, para que luego los trabajadores municipales los mezclen en una recolección única; el objetivo de la clasificación se pierde. Mientras que la seguridad del trabajador puede aumentar, el costo final para el medio ambiente y el público general sigue siendo el mismo.

Además, la muy justificada preocupación de los administradores y funcionarios municipales de prevenir el reúso de dispositivos médicos, recipientes y equipos ya desechados, debe incluirse en todo esquema de manejo de desechos. Se pudo observar vendedores ambulantes vendiendo guantes de látex usados, o utilizando recipientes que han contenido algún tipo de sustancias químicas con agua para hacer té, para poder entender el riesgo que implican los sistemas de disposición que no son seguros. La práctica de limpiar y revender jeringas, agujas, frascos y botellas medicinales no está bien registrada, pero parece haber suficiente evidencia informal como para indicar que es un problema serio.

5.6. Invertir en capacitación y equipamiento para reprocesamiento de materiales. La ciencia de reprocesamiento de equipos y materiales para su reúso en instituciones médicas está correctamente establecida en varios países. Las asociaciones profesionales de asistencia médica deben ser instadas a fomentar firmemente el reúso sensato de materiales, y deben comenzar a fijar estándares para la reprocesamiento.

5.7. Invertir en tratamientos y tecnologías de disposición final para los desechos patológicos, que sean ambientalmente seguros y económicamente razonables. Menos riesgos se asocian con el tratamiento de desechos no segregados por medio de otras tecnologías como la de autoclave, hidroclave, microonda y desinfección química, las cuales afectan más a los trabajadores que al público general y pueden contaminar las fuentes de agua más que el aire, si son operadas inapropiadamente.

5.8. Desarrollar infraestructura para la disposición segura y reciclado de materiales peligrosos. Se observó muy poca o ninguna capacidad para el manejo, tratamiento, reciclado o disposición final de desechos químicos peligrosos. Los hospitales que desean segregar desechos peligrosos casi no tienen opción para una disposición segura. Es esencial el desarrollo de una industria que sea capaz de manejar los desechos peligrosos (químicos). Se encuentra disponible para los hospitales la tecnología necesaria para el reprocesamiento in situ, para materiales como xileno o formalina, y tecnología de recuperación de plata.

Las tecnologías mencionadas pueden ser costosas actualmente. La prevención de la contaminación y la opción por materiales no peligrosos o de menor proporción de peligrosidad, son las únicas opciones reales que les quedan a los hospitales, los cuales deben atenerse a las opciones que brinda la industria.

5.9. Desarrollar infraestructura para una disposición final segura de los desechos sólidos urbanos. La incorrecta disposición de todos los desechos, desechos sólidos urbanos, desechos peligrosos, desechos industriales, desechos humanos, etc., significan una importante amenaza para la salud. Para aquellos desechos que no pueden ser reciclados, compostados o reusados de otra manera es necesario el desarrollo de rellenos sanitarios, plantas de tratamiento de líquidos cloacales y otras infraestructuras que brinden una disposición final segura, para así poder garantizar la salud pública del país.

Bibliografía

Addis, S. G., Nega, A. D., & Miretu, D. G. (2021). Knowledge, attitude and practice of patients with chronic diseases towards COVID-19 pandemic in Dessie town hospitals, Northeast Ethiopia. *Diabetes & Metabolic Syndrome: Clinical Research & Reviews*, 15(3), 847-856.

<https://doi.org/10.1016/j.dsx.2021.03.033>

Curryer, C., Russo, P. L., Kiernan, M., Wares, K. D., Smith, K., & Mitchell, B. G. (2021). Environmental hygiene, knowledge and cleaning practice: A phenomenological study of nurses and midwives during COVID-19. *American Journal of Infection Control*.

<https://doi.org/10.1016/j.ajic.2021.04.080>

Finegan, O., Fonseca, S., Guyomarc'h, P., Morcillo Mendez, M. D., Rodriguez Gonzalez, J., Tidball-Binz, M., & Winter, K. A. (2020). International Committee of the Red Cross (ICRC): General guidance for the management of the dead related to COVID-19. *Forensic Science International: Synergy*, 2, 129-137.

<https://doi.org/10.1016/j.fsisy.2020.03.007>

Gimenez, L., Dupouy, J., Ricordeau, P., Durand, P., Davila, M., Bensoussan, M., Bouscarain, J.-F., Rouge-Bugat, M.-E., & Oustric, S. (2021). Primary healthcare practitioners were in the front line to deal with COVID-19 and reorganize their practice to avoid inappropriate use of hospital services. *La Presse Médicale Open*, 100010. <https://doi.org/10.1016/j.lpmope.2021.100010>

Hopkins, J. (2021). COVID-19 Map. Johns Hopkins Coronavirus Resource Center.

<https://coronavirus.jhu.edu/map.html>

Kampf, G., Todt, D., Pfaender, S., & Steinmann, E. (2020). Persistence of coronaviruses on inanimate surfaces and their inactivation with biocidal agents. *Journal of Hospital Infection*, 104(3), 246-251. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2020.01.022>

Nzediegwu, C., & Chang, S. X. (2020). Improper solid waste management increases potential for COVID-19 spread in developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*, 161, 104947.

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104947>

Saadat, S., Rawtani, D., & Hussain, C. M. (2020). Environmental perspective of COVID-19. *Science of The Total Environment*, 728, 138870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138870>

SESAL, S. de S. (2008). Reglamento para el Manejo de los Desechos Generados en los Establecimientos de Salud.

SESAL, S. de S. (2012). Directrices y Lineamientos para el Reordenamiento de la Gest[i]on Hospitalaria. Segunda Fase,.

Shaner, H., & McRae, G. (2002). 11 Recomendaciones para mejorar el manejo de los Residuos Hospitalarios. 2.



SITUACIÓN DE LOS PROGRAMAS DE RECUPERACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE MENDOZA, ARGENTINA

Ojeda, Juan Pablo^{1,2}; Mercante, Irma¹; Chini, Julieta¹; Alejandrino, Clarisa^{1,2}; Cereda, Mariano¹

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Centro Universitario (M5502KFA), Casilla de correo 405, Mendoza, Argentina, Argentina,

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mendoza, Argentina,

juan.pablo.ojeda@ingenieria.uncuyo.edu.ar

Resumen

En los últimos años, en el área metropolitana de Mendoza (AMM) se han implementado programas municipales sobre recogida selectiva y disposición diferenciada de residuos sólidos urbanos en origen, tendientes a reducir la cantidad de residuos dispuestos en relleno sanitario e incrementar la valorización en la cadena de reciclaje. El objetivo de este trabajo fue estudiar la situación actual sobre la recuperación de residuos plásticos en el AMM. Para ello se obtuvieron datos primarios a través de entrevistas a referentes municipales y datos secundarios de documentos publicados; permitiendo relevar los programas municipales implementados y estimar la generación de residuos plásticos en 160 toneladas diarias en el AMM. A partir de los datos obtenidos se estimó que actualmente se recupera en el circuito formal el 6,1 % de los residuos plásticos generados y el 13,3 % en total cuando se incluye la recolección informal. Se concluyó que existe un potencial de crecimiento en la valorización de estos residuos y se recomendó continuar con las campañas de educación ambiental para fomentar la participación ciudadana, implementar políticas tendientes a la valorización en aquellos municipios que aún no lo han hecho e incorporar indicadores de medición que permitan monitorear la efectividad de los programas implementados.

Abstract

In recent years, Mendoza metropolitan area (MMA) has implemented municipal programs on selective collection and differentiated disposal of solid urban waste at source, aimed at reducing the amount of waste disposed of in sanitary landfill and increasing the value in the chain of recycling. The objective of this work was to study the current situation regarding the recovery of plastic waste in the MMA. For this, primary data were obtained through interviews with municipal referents and secondary data from published documents; allowing to survey the municipal programs implemented and to estimate the generation of plastic waste at 160 tons per day in the MMA. Based on the data obtained, it was estimated that 6.1% of the plastic waste generated is currently recovered in the formal circuit and 13.3% in total when informal collection is included. It was concluded that there is a potential for growth in the recovery of these wastes and it was recommended to continue with environmental education campaigns to encourage citizen participation, to implement policies in those municipalities that have not yet done so, and to incorporate measurement indicators for monitoring the effectiveness of the implemented programs.

Palabras clave/keywords: GIRSU, reciclaje, recuperación, plástico, programa municipal, ISWM, recycling, recovery, plastic, municipal programs.

1. Introducción

El área metropolitana de Mendoza (AMM) está compuesta por el área urbana de 6 unidades administrativas (municipios), a saber: Capital, Godoy Cruz, Guaymallén, Maipú, Las Heras y Luján de Cuyo. Cada uno de ellos tiene a su cargo la gestión de sus propios RSU con diferentes planes de recogida y tratamiento. En el AMM se generan alrededor de 1300 t/día de RSU (SAYOT, 2021).

En el año 2015 el CEIRS realizó una caracterización de residuos en el principal relleno sanitario del AMM, donde se obtuvieron los porcentajes de generación para distintos tipos de residuos, siendo para plásticos un 13% (Llamas & Mercante, 2017).

El objetivo de este trabajo fue analizar los sistemas formal e informal de recuperación de residuos plásticos en el AMM y estimar indicadores de recupero.

2. Metodología

La situación actual de los programas de recuperación de residuos plásticos en el AMM, se evaluó a partir de datos de fuentes primarias (entrevistas y encuestas a referentes del área ambiental de cada uno de los seis municipios del AMM, visitas de campo y relevamientos realizados en la metrópolis) y fuentes secundarias (se analizaron documentos de páginas web gubernamentales e informes de distintos organismos).

La generación de residuos plásticos se estimó a partir de la composición típica de los RSU, de la tasa de generación per cápita y de la población urbana de cada municipio y del AMM. Por otra parte, se calculó la cantidad de residuos plásticos que actualmente son recuperados en el circuito formal computando los registros informados por los municipios; y en el circuito informal mediante estimaciones basadas en un censo de recuperadores urbanos (SAYOT, 2017).

A continuación se propuso un indicador de reciclaje definido como el peso de residuos plásticos recuperados (en el circuito formal y también en total) dividido en el peso de residuos plásticos generados en cada municipio y en el AMM. Los resultados precedentes se compararon con el relevamiento realizado por Bobillo y Santonato (2017) sobre las organizaciones del reciclaje para discutir la consistencia de los resultados. Finalmente, se formularon recomendaciones basadas en la discusión del diagnóstico de situación.

3. Resultados

3.1. Situación de los programas de reciclaje

En la Tabla 1 se sintetizan los resultados del relevamiento realizado. Se encontró que dos de los municipios (Ciudad de Mendoza y Godoy Cruz) han implementado programas idénticos en sus territorios para la recuperación de residuos plásticos, incluyendo la estrategia de recogida selectiva domiciliaria y sitios de recepción diferenciada que agrupan tres subprogramas (Figura 1):

- Puntos verdes, conformado por una red de contenedores tripartitos que reciben residuos secos clasificados en a) papel y cartón, b) vidrio y c) plástico;
- “Botellas de amor”, que consiste en puntos de acopio de envases de PET rellenos con diversos tipos de envoltorios plásticos que luego se funden para elaborar madera plástica. Surgió como una iniciativa ciudadana en coordinación con una empresa privada;
- Puntos de recolección exclusivos para envases plásticos, conocidos como “rulers”.



Figura 1. Sitios de disposición diferenciada. A) Puntos verdes. B) Botellas de amor. C) Ruleros

Otro de los municipios (Guaymallén) está llevando a cabo un programa de separación en origen en etapa piloto. Los sitios de recepción se han ubicado en zonas de alta densidad poblacional y de grandes generadores de residuos (centros comerciales, supermercados). A su vez, se brinda capacitación y educación ambiental a los involucrados.

Tabla 1. Relevamiento de programas de recolección selectiva y separación en origen de RSP

| Municipio | ¿Cuenta con recogida selectiva? | Sitios de recepción | Planta de separación |
|-------------------|---|---|--|
| Ciudad de Mendoza | Sí. Un día a la semana, fracción de secos reciclables. | Puntos verdes (42). Punto de botellas de amor (7). Ruleros para envases plásticos (8). | No posee, trabaja con una cooperativa. |
| Godoy Cruz | Sí. Un día a la semana, fracción de secos reciclables. | Puntos verdes (130). Puntos de botellas de amor (4). Ruleros para envases plásticos (5). Máquina de ecocanje de envases (1). | Planta propia que recibe residuos secos reciclables. |
| Guaymallén | No. | Programa piloto con puntos de acopio para residuos secos reciclables en comercios, grandes generadores y barrios cerrados. Puntos verdes (9). Punto verde móvil (5). Punto de botellas de amor (1). | Planta propia que recibe residuos secos reciclables. |
| Maipú | No. | Puntos verde (12). Puntos de botellas de amor (8). | Planta propia que recibe residuos mezclados. |
| Luján | No. | Puntos verdes (100). Puntos de botella de amor (6). | Planta propia en construcción. |
| Las Heras | No. | Ninguno. | No posee. |

El municipio de Maipú cuenta con una planta de separación que recibe RSU mezclados. Estos son clasificados en la planta y los materiales reciclables son vendidos, mientras que la fracción orgánica es utilizada para la producción de compost para espacios verdes públicos. También posee puntos de acopio de botellas de amor y puntos limpios para residuos reciclables (plástico, vidrios, aluminio).

El municipio de Luján posee puntos de botellas de amor y recientemente (20 de mayo de 2021) inauguró

una planta para la recuperación de materiales reciclables de los RSU con capacidad para procesar 30 toneladas de residuos al mes, sumando además una red de 100 puntos limpios. Debido a la novedad del programa, aún no se cuenta con datos sobre su implementación.

Por último, Las Heras se encuentra en etapa de diseño de un programa de recogida diferenciada.

3.2. Generación de residuos plásticos e indicadores de recupero

El resultado de generación total de residuos plásticos (RSP_G) se calculó utilizando la ecuación (1), como el producto del coeficiente de fracción de residuos plásticos en los RSU (α) (Llamas & Mercante 2017), la tasa de generación (t) (Ministerio de Ambiente, 2010) y la población total metropolitana (P_T) (INDEC, 2021).

$$RSP_G = \alpha * t * P_T \quad (1)$$

$$RSP_G = 0,13 * 1,03 \frac{kg}{hab. día} * 1200000 hab.$$

$$RSP_G = 160680 \frac{kg}{día}$$

Este mismo cálculo se realizó para cada municipio en forma individual. La Tabla 2 recoge los resultados de la generación de RSP, los datos recuperados de las entrevistas y los indicadores de recupero asociados, calculado según las ecuaciones (2) y (3), donde RSP_F es la cantidad de RSP recuperados en el sistema formal, RSP_I corresponde a los RSP recuperados en el circuito informal y RSP_T es la suma de ambos.

$$I1 = \frac{RSP_F}{RSP_G} \quad (2)$$

$$I2 = \frac{RSP_T}{RSP_G} \quad (3)$$

Tabla 2. Estimación del indicador de recupero

| Municipio | Población metropolitana (miles de habitantes) | RSP_G (kg/día) | RSP_F (kg/día) | | | | RSP_I (kg/día) | RSP_T (kg/día) | Indicador I1: tasa de recupero formal % | Indicador I2: tasa de recupero total % |
|-------------------|---|------------------|--------------------|---------------|---------|------------------|------------------|------------------|---|--|
| | | | Recogida selectiva | Puntos verdes | Ruleros | Botellas de amor | | | | |
| Ciudad de Mendoza | 120 | 16075 | 332 | 50 | | 293 | 2340 | 3015 | 4.2 | 18.8 |
| Godoy Cruz | 207 | 27780 | 120 | 30 | 200 | 100 | 2600 | 3050 | 1.6 | 11.0 |
| Guaymallén | 336 | 45053 | 100 | | - | 25 | 3120 | 3245 | 0.3 | 7.2 |
| Maipú | 204 | 27259 | 8667 | - | - | 200 | 0 | 8767 | 32.2 | 32.2 |
| Luján | 145 | 19453 | - | - | - | 150 | 780 | 930 | 0.8 | 4.8 |
| Las Heras | 232 | 31130 | - | - | - | - | 3120 | 3120 | 0.0 | 10.0 |
| AMM (Total) | 1251 | 166750 | 9219 | 55 | 225 | 768 | 11960 | 21852 | 6.1% | 13.3% |

Se observa que el municipio con mayor tasa de recupero (formal y total) es Maipú. Este cuenta con una planta de separación de residuos mezclados que procesa una media de 2000 toneladas de residuos al mes

(SAYOT, 2017), lo que equivale a 8667 kg de plástico diarios, aproximadamente un tercio de los RSP que genera cada día. Además, no se censaron recuperadores informales en ese territorio.

Las cantidades de plástico recuperadas por la iniciativa Botellas de Amor en los municipios de Guaymallén, Maipú y Luján se estimó con base en el relevamiento de puntos de recepción, asignando una media de 25 kg diarios de RSP recolectados en cada punto.

También se muestra la estimación de RSP recuperados en el circuito informal, en base al censo de recolectores informado por SAYOT (2017). En este caso se consideró una participación del 26 % de la fracción de residuos plásticos en el total de reciclables recuperados en el circuito informal, descontando un 50 % correspondiente a la fracción orgánica.

La media del indicador de reciclaje formal es del 6,2%, que se incrementa a 13,8 % cuando se suma el reciclaje informal. Bajo estas estimaciones, los resultados obtenidos indican que se recupera una media de 21852 kg de RSP diarios.

4. Discusión

El resultado del análisis de las organizaciones del reciclaje realizado por Bobillo y Santonato (2017) estimó que 12650 kg de RSP de origen domiciliario se procesaban a diario en las distintas organizaciones locales de la industria del reciclaje del plástico en 2017 (Tabla 3). Los resultados obtenidos en este trabajo indican que en la actualidad ese número se mantiene (12792 kg de RSP diarios en promedio). A esto se suma la iniciativa de Botellas de amor que en 2017 no existía y la gestión de Maipú que está por fuera del circuito de intermediarios locales relevados en 2017.

Se obtuvo consistencia en los datos monitoreados, detectando un incipiente crecimiento en el indicador de reciclaje. Se observa que las iniciativas municipales han logrado mejorar las condiciones laborales y de higiene y seguridad de los trabajadores del reciclaje que se incorporaron a las plantas de clasificación en esta etapa inicial. Existe un potencial de crecimiento en la valorización de los RSP, así como un circuito informal de gran importancia.

Tabla 3. Organizaciones del reciclaje.

| Sector | Forma de captación | Cantidad de RSP-2021 (kg/día) | | Reciclador o intermediario | Comparación relevamiento 2017 (kg/día) |
|-----------------------------------|--|-------------------------------|-------|---|--|
| Urbano (domiciliario y comercial) | Botellas de amor | 768 | | Madera Plástica Mendoza | No existía |
| | Puntos verdes, rulos y recolección diferenciada Godoy Cruz | 350 | 12792 | Centro verde -> Coreme y Los Triunfadores | 12650 |
| | Puntos verdes, rulos y recolección diferenciada Capital | 382 | | Coreme y Los Triunfadores | |
| | Recolección diferenciada Guaymallén | 100 | | Centro Verde -> cooperativas | |
| | Recolección informal AMM | 11960 | | Varias organizaciones | |
| | Recolección en Maipú | 8667 | | Venta directa a Buenos Aires | Fuera de alcance |
| Industrial | Recogida especial | No relevado | | Baresi | 5833 |

4. Conclusiones y recomendaciones

En este trabajo se realizó un diagnóstico de la situación actual del recupero de RSP en el AMM, observando que existe un potencial de valorización de 87,6 % de RSP urbanos. Se observó una gran contribución del circuito informal en la participación total del mercado de reciclaje.

Dentro de los sistemas de recolección formales, la planta de Maipú fue la que más participación tuvo. También se destaca la importancia relativa del programa Botellas de Amor.

Sería de interés contar con datos monitoreados en forma periódica, simultánea y sistemática, a fin de mejorar la fiabilidad del indicador y la toma de decisiones. También sería recomendable analizar con metodologías de análisis de ciclo de vida (ACV) y de costo de ciclo de vida (CCV) los distintos programas en ejecución para sumar indicadores ambientales y económicos de eficiencia en el uso de los recursos presupuestarios municipales.

Se sugiere continuar con las campañas de educación ambiental para fomentar la participación ciudadana en los programas municipales ya implementados, así como poner en marcha políticas tendientes a la valorización de RSP en el municipio que aún no lo ha hecho. Por otro lado, se debería buscar la reducción paulatina del circuito informal, aumentando la capacidad de procesamiento de las plantas municipales o construyendo una planta regional.

Agradecimientos

Al personal de Gestión Ambiental de los seis municipios del AMM por su colaboración en la comunicación de los datos solicitados.

5. Referencias

INDEC (2021). Población estimada al 1 de julio de cada año calendario por sexo, según departamento. Provincia de Mendoza. Años 2010-2025. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. República Argentina. Obtenido desde: https://www.indec.gob.ar/ftp/cuadros/poblacion/proy_1025_depto_mendoza.xls

Llamas S. & Mercante I. (2017) Sistema tecnológico integrado para generación de energía eléctrica a partir de residuos sólidos urbanos. Libro de actas VII Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos. Cantabria, Santander. Pps. 217-222. ISBN: 978-84-697-3824-5.

Ministerio de Ambiente (2010). Diagnóstico GIRSU. Provincia de Mendoza. 8 pps. Obtenido desde: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/provincia_de_mendoza.pdf

Bobillo J. M., Santonato A. J. (2017). Análisis de la cadena de intermediarios de los materiales reciclables en el área metropolitana de Mendoza. Mendoza. 44p.

SAYOT (2017). Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial Informe diagnóstico y caracterización. Proyecto gestión integral de residuos sólidos urbanos. Zona metropolitana de la provincia de Mendoza. Obtenido desde: <https://www.mendoza.gov.ar/dpa/proyecto-gestion-%20integral-de-residuos-solidos-urbanos-zona-metropolitana-de-la-provincia-de-mendoza/>

SAYOT (2021). Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial. Página web. Fecha de consulta: 11/05/2021. Obtenido desde: <https://www.mendoza.gov.ar/dpa/residuos-solidos-urbanos/>



PERCEPCIÓN DE LA CIUDADANÍA SOBRE LAS CONDICIONES DE TRABAJO DE LOS RECOLECTORES EN EL CONTEXTO DEL COVID-19

Zaragoza Menchaca, Lariza A.¹; Sabino Esquivel, Sandra¹; Hernández Tavera, Guadalupe B.¹; Cabrera Quiroz, Patricia¹; Flores Alfaro, Karen A.¹; Tecorralco Bobadilla, Ana L.¹; Vázquez Morillas, Alethia¹
¹Área de Investigación Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo 180,
Col. Reynosa Tamaulipas, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02200, México,
al2203802502@azc.uam.mx

Resumen

El trabajo que desempeñan los recolectores de residuos sólidos urbanos (RSU) es una actividad esencial para la salud pública, sin embargo, en ocasiones no cuenta con apoyo gubernamental necesario ni reconocimiento de la población. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la perspectiva de los ciudadanos respecto a las condiciones laborales de los trabajadores y el manejo de residuos en casa durante la contingencia por COVID-19, a través de una encuesta en línea difundida en redes sociales. Como resultado de la participación ciudadana se recibieron 613 encuestas, de las cuales el 66,2 % fueron mujeres, siendo licenciatura (56,5 %) el grado escolar máximo. El 47,3 % habita en el Estado de México, y 77,3 % de los casos el servicio de recolección lo proporciona el municipio o Alcaldía. Reportaron separar sus residuos en orgánicos e inorgánicos (48,3 %), y que el almacenamiento de residuos en bolsas cerradas se incrementó 10 % durante la pandemia. Las principales medidas sanitarias en la entrega de RSU fueron lavado de manos (26,5 %) y clasificación de residuos (24,3 %); se observó que 52,3 % de los recolectores portaban cubrebocas durante la recolección. No se identificó un cambio significativo durante la pandemia en la proporción de propina voluntaria al recolector, siendo actualmente de \$5 a \$10. El 98,4% considera que los trabajadores se encuentran en riesgo por la pandemia y 61,4% percibe un riesgo personal en el contacto con ellos. Los resultados fueron base para el diseño de carteles informativos para divulgación en redes sociales.

Abstract

The work of urban solid waste collectors is an essential activity for public health. However, sometimes it does not have government support and recognition from the citizens. The objective of this work was to know the citizens' perception regarding the working conditions of the waste collectors during the contingency by COVID-19. It was made through an online survey, published on social networks. 613 surveys were received, 66,2 % of participants were women, and the maximum school grade was undergraduate degree (56,5 %). Around 47,3 % live in the State of Mexico, and in 77,3 % of the cases the collection service is provided by the municipality. They reported separating their waste into organic and inorganic fractions (48,3 %). The storage of waste in closed bags increased 10 % during the pandemic. The main sanitary measures in the delivery of MSW were hand washing (26,5 %) and waste selection (24,3 %); however, only 52,3 % of the collectors use face mask during the collection. There was no significant change during the pandemic in the tips to the collectors, it ranges from \$5 to \$10. Up to 98,4 % of participants consider that the workers are at risk by the pandemic, and 61,4 % perceive a personal risk by contact with them. The results were the basis for the design of informative posters published on social networks.

Palabras clave/keywords: percepción, disposición de residuos, equipo de protección personal, medidas sanitarias, riesgo

1. Introducción

En diciembre de 2019 en la ciudad Wuhan, China, se identificó por primera vez una enfermedad respiratoria provocada por un virus denominado SARS-CoV-2 o COVID-19 (Ferrer, 2020). Esto generó un cierre temporal de actividades no esenciales, lo que ocasionó el incremento de residuos domésticos (Waste 360, 2020). En comparación con antes del inicio de la pandemia, se estima que el incremento promedio de residuos sólidos urbanos (RSU) y médicos es de aproximadamente 10 %, entre los que destacan equipo de protección personal (EPP) como cubrebocas, guantes y caretas (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC], 2020).

1.1. Gestión de residuos durante COVID-19

La gestión de residuos es una herramienta de protección a la salud durante brotes de enfermedades de fácil transmisión, como lo es el SARS-CoV-2 (WHO y UNICEF, 2020). Los RSU podrían considerarse un foco de infección del virus, a causa de su persistencia en materiales presentes en los residuos; datos de Kampf y colaboradores (2020) indican que puede sobrevivir 5 días en el plástico, 4 días en vidrio, 24 horas en cartón y 8 horas en guantes quirúrgicos, entre otros.

Con el incremento en la generación de residuos, el sistema de recolección es una actividad esencial. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2020) indica que a nivel nacional se realiza la recolección del 83,87 % de los RSU generados por día, la cual es efectuada por recolectores contratados en un municipio o alcaldía (87,12 %), el 9,82 % de ellos laboran para el sector privado y el 3,06 % son independientes o trabajadores informales.

Para llevar a cabo las actividades de recolección, SEMARNAT indica que se debe proporcionar equipo de protección personal EPP a todos los trabajadores (formales e informales), el cual debe consistir en cubrebocas, guantes y lentes de protección (SEMARNAT, 2020), sin embargo, pese a las recomendaciones proporcionadas, se han reportado casos de COVID-19 entre los trabajadores del sistema de gestión de residuos. Por ejemplo, el 24 de enero de 2020 la prensa indicó que habían fallecido 383 trabajadores (Flores, 2021), lo cual puede ser atribuido a la falta de EPP o la calidad del material del mismo, así como la intermitencia de uso por parte del trabajador.

Actualmente y derivado de la pandemia, la recolección de residuos es considerada a nivel mundial como unas de las diez actividades más peligrosas, atribuido a las condiciones laborales de inseguridad, como el mal o nulo etiquetado de residuos provenientes de enfermos de SARS-CoV-19, así como la falta de separación de los mismos y el contacto directo con ellos, entre otras (López et al., 2021). A pesar del incremento en la generación de residuos, trabajadores manifiestan un decrecimiento de sus ingresos, lo que consideran un riesgo a su salud por falta de recursos económicos (Peralta, 2020).

El objetivo de este trabajo es analizar la percepción de la ciudadanía sobre las condiciones de trabajo de los trabajadores del sistema de recolección de residuos durante la pandemia actual del SARS-CoV-2, mediante entrevistas realizadas a nivel nacional por medios electrónicos.

2. Metodología

Esta investigación se llevó a cabo a través de una encuesta en línea, la cual se desarrolló en formulario de Google y fue publicada en redes sociales como Facebook, Instagram y WhatsApp. La encuesta consistió en 24 preguntas divididas en 4 secciones:

- Información general
- Nivel socioeconómico
- Generación y manejo de residuos
- Sistema de recolección de residuos

La información recabada se procesó en el programa Excel, para conocer la percepción de la ciudadanía sobre las condiciones de trabajo de los recolectores. A partir de los resultados se diseñaron carteles informativos para difundir por redes sociales y dar a conocer al público los resultados obtenidos en el presente trabajo.

3. Resultados y discusión

El cuestionario fue contestado por 613 personas y en las siguientes subsecciones se mencionarán los resultados obtenidos.

3.1. Información general

El 66,2 % de los participantes fueron mujeres y 33,3 % hombres, donde, el rango de edad predominante fue de 19 a 30 años (38,2 %) y segundo el rango de 31 a 40 años (25,7 %). El 56,5 % de los participantes manifestó ser la licenciatura su escolaridad máxima y el 19,6 % el nivel medio superior. La encuesta se difundió a nivel nacional (México): el 47,2 % de los participantes residen en el Estado de México, el 31,2 % en la Ciudad de México y el 21,6 % se distribuye en residentes de los demás estados del país.

3.2. Nivel socioeconómico

De acuerdo con la Figura 1, se puede observar que 36,6 % de los participantes en la encuesta mencionan pertenecer a la clase socioeconómica alta, seguido de la población medio alta con 28,6 % de participación. También el 33 % mencionan ser la única persona que habita en casa, mientras que en el 21,3 % de los casos viven cuatro personas en una casa, seguidos del 20,8 % que indican vivir cinco o más personas juntas.

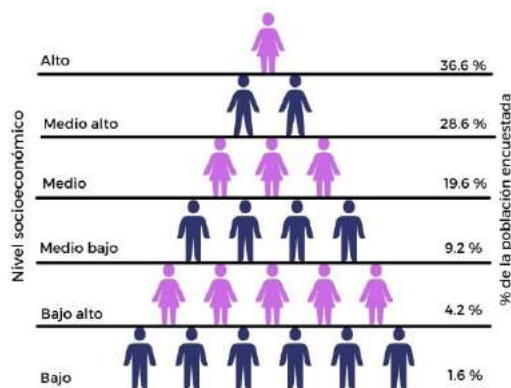


Figura 1. Distribución porcentual del nivel socioeconómico de la población encuestada.

3.3. Generación y manejo de residuos

Durante la pandemia por COVID-19 los participantes en la encuesta indicaron separar sus residuos en orgánicos (48,2 %), inorgánicos (48,3 %) y biológicos (3,6 %). Reportan que el uso de bolsas cerradas para la disposición de residuos se incrementó 10,3 % (Figura 2), mientras que las medidas sanitarias más efectuadas en la disposición fueron el lavado de manos (26,5 %), la clasificación de residuos (24,3 %) y evitar contacto directo con los recolectores (14,8 %).

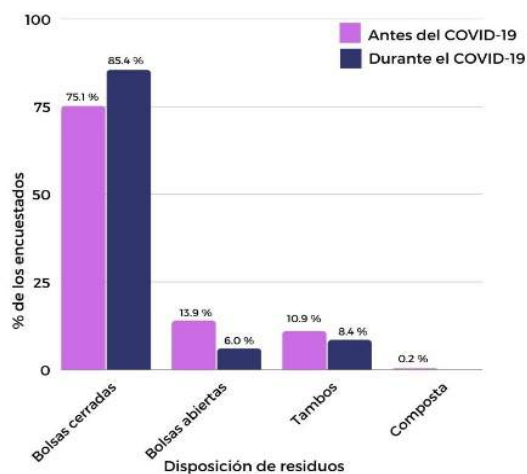


Figura 2. Disposición de residuos antes y durante la pandemia por COVID-19

3.4. Sistema de recolección de residuos

En lo referente al sistema de recolección, se puede observar en la Figura 3 que el 69 % de los recolectores son hombres, y que 77,3 % de los encuestados mencionan que los recolectores de la zona donde viven trabajan para el municipio o alcaldía. En 53,1 % de las casas de los participantes en la encuesta, manifiestan que el servicio de recolección se realiza cada tercer día. Se indica que sólo el 52,3 % de los recolectores en su equipo de protección personal utilizan cubrebocas y 35,7 % utilizan guantes.



Figura 3. Características de los recolectores de residuos

Durante la entrega de residuos al recolector 53,3 % de los usuarios mencionan tener contacto indirecto con ellos, 28,9 % indican contacto directo y sólo el 4,4 % manifiesta no tener contacto con el recolector. Durante la pandemia se observó un incremento del 5,8 % en la proporción de ciudadanos que otorgan una propina de más de \$20, y de manera inversa, un decrecimiento de 8,6 % en las que dan una propina de \$5 a \$10. La población encuestada menciona en su mayoría (68,5 %) considera que la propina proporcionada al recolector es justa.

La encuesta indica la percepción de la población en la que los recolectores se encuentran expuestos a diversos riesgos antes y durante la pandemia, pero el 61,4 % considera un riesgo propio debido al contacto con los recolectores. El 55,5 % expresa que proporcionar EPP contribuye a mejorar las condiciones de seguridad de los trabajadores de recolección de residuos, además de mejoras salariales y/o prestaciones (15,1 %). En la Figura 4 se observan los carteles informativos como resultado de este trabajo.



Figura 4. Carteles informativos en la percepción del trabajo desempeñado por recolectores

4. Conclusiones

El brote del SARS-CoV-2 afectó mundialmente diversos sectores de las actividades cotidianas; la composición de los residuos domésticos no son la excepción, dado que se observó que actualmente la separación de RSU consiste principalmente en orgánicos, inorgánicos y potencialmente biológico-infecciosos. Esta última no era considerada antes de la pandemia, lo cual fue corroborado por medio de una encuesta en línea contestada por 613 ciudadanos a nivel nacional.

Sin embargo, se observa que la población no tiene clara la forma correcta de separar y disponer los residuos, debido a que sólo el 3,6 % de los residuos domésticos son potencialmente infecciosos, además el generador no etiqueta este tipo de residuo y tampoco suelen notificar al trabajador del contenido de las bolsas porque el 53,3 % de las entregas se realizan indirectamente; factores que amenazan la salud del recolector.

La población manifiesta sentirse insegura al entregar sus residuos a los recolectores, a pesar de las medidas sanitarias implementadas, lo cual puede ser asociado al poco o nulo EPP que portan los recolectores durante su jornada laboral, sin embargo, mencionan que puede haber mejoras en las condiciones de trabajo de los recolectores, como proporcionar EPP adecuado a su actividad, mejoras salariales y protocolos más estrictos en la separación de residuos. A pesar de ello, no se observa un cambio significativo en las propinas otorgadas voluntariamente a los trabajadores durante la pandemia.

Referencias

- Ferrer, R. (2020). COVID-19 Pandemic: the greatest challenge in the history of critical care. *Medicina Intensiva (English Edition)*, 44(6), 323–324. <https://doi.org/10.1016/j.medine.2020.04.005>
- Flores, A. C. (2021, January 24). En el desamparo, trabajadores de limpia se la rifan ante el Covid-19. *La Jornada*. Retrieved from <https://www.jornada.com.mx/2021/01/24/capital/024n1cap>
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (2020). Panorama de la generación y manejo de residuos sólidos y médicos durante la emergencia sanitaria por COVID-19. Retrieved from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/569684/Residuos_COVID.pdf
- Kampf, G., Todt, D., Pfaender, S., & Steinmann, E. (March, 2020). Persistence of coronaviruses on inanimate surfaces and their inactivation with biocidal agents. *Journal of Hospital Infection*, Vol. 104, pp. 246–251. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2020.01.022>
- López, M. Y. V., Valle, M. A. B., & Fausto, J. G. (2021). Condiciones laborales y riesgos para la salud en recolectores de basura. *Revista Colombiana de Salud Ocupaciona*, 1, 8. <https://doi.org/https://doi.org/10.18041/2322-634X/rcso.1.2021.5898>
- Peralta, M. (May, 2020). Recolectores de basura mueren por Covid-19. *La Jornada*. Retrieved from <https://www.eluniversal.com.mx/nacion/recolectores-de-basura-mueren-por-covid-19>
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). Cartilla para Mejores Prácticas para la Prevención del COVID-19 en el Manejo de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). 634. Retrieved from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/545891/Cartilla_de_Mejores_Practicas_para_la_Prevencion_del_COVID-19.pdf
- Waste 360. (March, 2020). COVID-19 Sparks Downturn in U.S. Commercial Recycling. Retrieved from <https://www.waste360.com/commercial/covid-19-sparks-downturn-us-commercial-recycling>
- WHO, World Health Organization y UNICEF, United Nations International Children's Emergency Fund (2020). Water, sanitation, hygiene and waste management for the COVID-19 virus. World Health Organisation, (April), 1–9. Retrieved from https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/331846/WHO-2019-nCoV-IPC_WASH-2020.3-eng.pdf



Pensamiento de Ciclo de Vida y Métodos de Decisión Multicriterio en la valorización de residuos, ejemplo de un consorcio universitario

Brenes-Peralta, Laura¹; Jiménez-Morales, María Fernanda ¹, De Menna, Fabio², Campos-Rodríguez, Roel ¹, Vittuari, Matteo²

¹Grupo de investigación de Gestión Ambiental en los Agronegocios, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica; Barrio Los Ángeles, Cartago Costa Rica. Correos electrónicos: labrenes@tec.ac.cr ; maria.jimenez@tec.ac.cr ; rocamos@tec.ac.cr / ²Grupo de investigación Food system & Agricultural Sustainability Assessment, Dipartimento di Scienze e Technologie Agro-alimentari, Università di Bologna; Via Guiseppe Fanin 50 Bologna, Italia. Correos electrónicos: fabio.demenna2@unibo.it ; matteo.vittuari@unibo.it

Resumen

La Economía circular se ha convertido en un foco de atención en las discusiones sobre sostenibilidad. La gestión del desperdicio alimentario es un reto para la sostenibilidad de las ciudades, pudiendo abordarse bajo estrategias de recuperación (“waste-to-energy”). Sin embargo, la selección de alternativas no es fácil; por ello este trabajo se enfocó en proponer un marco metodológico para evaluar alternativas de valorización de residuos generados por desperdicio de alimentos (compostaje y digestión anaerobia). El marco metodológico incluyó la combinación de métodos como programación lineal y métodos del Pensamiento de Ciclo de Vida para valorar indicadores ambientales, económicos y sociales. Adicionalmente se aplicó un proceso de análisis jerárquico (AHP) para juzgar los hallazgos respecto a este estudio de caso, conformado por un consorcio de cinco universidades costarricenses. Los principales resultados indican que enviar los residuos al vertedero representaba el mayor impacto ambiental respecto a las opciones de “waste-to-energy”; las alternativas de valorización centralizadas de compostaje y biodigestión mostraron un potencial de calentamiento global superior a las semicentralizadas; y los expertos facilitaron criterios relevantes respecto a oportunidades y retos de estas alternativas, incluida la sustitución de ciertos insumos por los coproductos de la valorización. Se recomienda avanzar en estudios multi-metodológicos de este tipo, pues podrían ser aplicables a consorcios similares o pequeños municipios de manera que los tomadores de decisión puedan usar métodos como los acá propuestos para respaldar la orientación de sus políticas.

Abstract

Circular Economy has become an essential aspect in sustainability conversations. Food waste management is a relevant challenge to achieve sustainable cities, foreseeing the “waste-to-energy” options as opportunities. However, decision-makers do not usually find the selection of alternatives to be easy. Therefore, this research proposed a methodological framework to evaluate food waste valorization alternatives. The methodological framework rested upon a multi-method approach that included linear programming and Life Cycle Thinking methods to assess environmental, economic and social indicators. Moreover, the Analytic Hierarchy Process (AHP) was applied to judge the alternatives for this case study, formed by a consortium of five Costa Rican universities. Main findings indicated that disposing of the waste in landfills entailed higher impacts than the valorization alternatives, and within these, centralized alternatives composting and biodigestion options presented increased emissions in contrast to semi-centralized ones. Consulted experts presented relevant elements such as the opportunities and challenges of waste-to-energy options, such as the potential use of obtained byproducts. Recommendations suggest

developing further studies using this multi-method approach since it can be applied to similar consortiums or small municipalities to guide decision-makers in the policies they construct.

Palabras clave: valorización, desperdicio de alimentos, Ciclo de Vida, biodigestión, compost.

Keywords: valorization, food waste, Life cycle, biodigestion, compost

1. Introducción

Cerca del 50% de los residuos ordinarios de las ciudades están compuestos por fuentes orgánicas, siendo la pérdida y desperdicio de alimentos (PDA) el mayor contribuyente de este rubro. Adicionalmente, los sistemas alimentarios presentan alta demanda y desbalances energéticos [1]; por ello existe interés en valorizar las PDA para recircular los recursos por más tiempo en el sistema económico. Particularmente, este tema es relevante para Latinoamérica y el Caribe (LAC), pues aún es poca la valorización de sus residuos orgánicos (54% de los 160 millones t año⁻¹ de residuos en la región son de tipo orgánico) [2]. La gestión de las PDA inicia con la prevención y optimización de la cadena de suministro de alimentos, pero si este siempre se dio, se recomienda la valorización y tratamiento del residuo generado mediante reciclaje y recuperación energética antes de destinar el material al relleno sanitario [3,4]. La Economía Circular (EC) significa una oportunidad para lograr sistemas alimentarios más sostenibles. En este sentido las alternativas de EC de recuperación también conocidas como *waste-to-energy* engloban una opción válida para el tratamiento de las PDA, donde dependiendo de la composición de estas, el compostaje o la digestión anaeróbica pueden ser aptos para la recuperación energética [5, 6]. La digestión anaeróbica consiste en la degradación de los residuos orgánicos al tiempo que se genera biogás y un lodo o digestato rico en nutrientes que puede emplearse como un fertilizante [7-8]. El compostaje se define como la degradación controlada de residuos a través de agentes biológicos [9], dando por resultado un sustrato enriquecedor para suelos. Aun cuando estas alternativas se seleccionan preferentemente antes del envío de los residuos a un relleno sanitario, la valorización de PDA puede tener riesgos y efectos propios del proceso de tratamiento, el transporte del residuo y los recursos requeridos para dichos tratamientos [12]. Si bien existen estudios y políticas bioeconómicas en LAC y en países como Costa Rica [2, 10-12], se detectan vacíos en investigaciones enfocadas en procesos de toma de decisión y marcos metodológicos que integren herramientas y enfoques para dar soporte a las políticas que se propongan [13].

El Pensamiento de Ciclo de Vida (o *Life Cycle Thinking* -LCT en inglés) es considerado apto para evaluar las alternativas de valorización de PDA, a partir de métodos como el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y el Costeo de Ciclo de Vida (CCV) [14-15]. Además, los métodos de decisión multicriterio [16] pueden verse nutridos por datos obtenidos del ACV y el CCV pudiendo constituir entre ambos un adecuado marco de trabajo para esta temática. Por esto, el presente trabajo se enfocó en proponer un marco metodológico de evaluación de alternativas de valorización de PDA, combinando la programación lineal, el ACV y el CCV con el proceso de análisis jerárquico (Analytic Hierarchy Process o AHP en inglés). Se hace uso de un estudio de caso a partir de un consorcio universitario para probar el marco metodológico propuesto, generando una propuesta potencialmente aplicable a otros contextos y planear a alternativas de valorización de PDA.

2. Metodología

La investigación hizo uso de varios métodos: ACV, CCV, programación lineal y AHP, aplicados a un estudio de caso que consistió de un consorcio de cinco universidades costarricenses, interesadas en valorizar su desperdicio alimentario. Según un estudio previo de Rojas-Vargas *et al.* [12] anualmente las universidades en conjunto contabilizan 117,3 t de residuos producto de PDA.

Definición de escenarios: Considerando la localización de las universidades del consorcio y amparados en criterio de experto y literatura, se consideraron rutas centralizadas de valorización (opción 1) o semicentralizadas (opción 2). La localización de la(s) planta(s) se definió mediante una matriz de decisión [26; 28] que se fundamentó en varios criterios ponderados por criterio de experto (disponibilidad de espacio, capacidad técnica, infraestructura disponible y generación de PDA) [17-18]. Posteriormente, se evaluó la ruta para cada caso mediante el método simplex de programación lineal para la menor distancia posible, usando la herramienta Solver de Microsoft Excel[®]. Con esta información, el tipo de tratamiento posible, antecedentes como la legislación en Costa Rica [19] y la estrategia de abordaje de PDA propuesta por el proyecto europeo REFRESH [30], se planearon los siguientes escenarios: **AD1** (Digestión anaeróbica en un sistema centralizado con un digestor de carga continua ya existente), **AD2** (Digestión anaeróbica en un sistema semicentralizado (con un digestor de carga continua ya existente y dos digestores nuevos en los otros centros universitarios), **CP1** (Compostaje en sistema centralizado con compostaje tipo Takakura [9], en una batería de siete compostadoras automáticas tipo JK500[®]), y **CP2** (Compostaje en sistema centralizado tipo Takakura en una batería de seis compostadoras automáticas tipo JK500[®]).

Evaluación de impactos ambientales y costo: Se aplicó un ACV según lo definido por la norma ISO 14040 [20] y un CCV basado en los principios de Hunkeler D., y autoes [21] como parte del Pensamiento de Ciclo de vida. Consideró como *objetivo y alcance* el comprender el efecto ambiental y de costo de llevar al consorcio universitario de un escenario tradicional de disposición de las PDA en relleno sanitario, a escenarios *waste-to-energy* con límites del sistema de puerta a puerta (del punto de acopio de las PDA al punto de valorización) [22], con una unidad funcional de 117,3 ton de PDA al año. Para el *análisis del inventario* se recurrió a fuentes de información como el mercado nacional, investigaciones previas, cuestionarios, datos técnicos de los rendimientos de cada sistema de tratamiento [7, 9, 23, 24, 25], y bases de datos como Ecoinvent 3.1. para inventariar por unidad funcional, las entradas y salidas del proceso. El *análisis del impacto* se basó según contexto del estudio en estas categorías Potencial de Calentamiento Global (kg CO₂eq), Uso de suelo (m²a crop), Costo de depreciación de la inversión requerida (USD), Impacto económico neto (deducción de costos evitados a nuevo costo, USD)¹, Generación de empleo (cantidad puestos nuevos de tiempo completo), Facilidad de implementación (escala de valor); en el caso ambiental se usó el método ReCiPe 2016 midpoint method y el programa SimaPro 9.0.0.49. Finalmente, en la *interpretación* se determinaron puntos críticos, compensaciones o *trade-offs*, la calidad de los datos, entre otros.

Proceso de priorización de alternativas: El método conocido AHP fue propuesto por Saaty (2008) [16]. Se seleccionó un grupo de 10 expertos con conocimientos en PDA y gestión de residuos orgánicos y con la meta de contar con su apoyo para la selección de la alternativa de valorización que mejor se adaptara al contexto del consorcio universitario. Los criterios de evaluación fueron las mismas categorías de impacto definidas en el apartado 2.2, y se presentaron en pares para que ellos los evaluaran y definir así la ponderación de cada criterio. Una vez ponderados, se les facilitaron las alternativas de valorización (AD1, AD2, CP1 y CP2) para que las juzgaran en función de los criterios.

3. Resultados y Discusión.

La tabla 1 muestra los impactos ambientales y costo de cada alternativa estudiada, incluyendo el relleno sanitario (LF).

¹ Para esto se consideró hacer una expansión del sistema donde primero se sumaron costos de mano de obra, insumos, energía, transportes, servicios de cada nueva alternativa, y se restó el costo evitado del servicio pagado a terceros para envío del tonelaje señalado de PDA a un Relleno Sanitario autorizado. Seguidamente se cuantificó y se dedujo la sustitución de ciertos insumos requeridos en las universidades a partir de los coproductos de biodigestión y compostaje. Estos insumos ya cuentan con un valor de mercado.

Tabla 1. Impactos ambientales y costo de cada alternativa

| Categoría | unidad | LF | AD1 | AD2 | CP1 | CP2 |
|---------------------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-----------|
| Pot. Calentamiento Global | kg CO2 eq | 90 049,997 | 16 113,156 | 11 906,424 | 13 973,261 | 9 376,306 |
| Uso de suelo | m2a crop eq | 388,479 | 230,299 | 132,638 | 542,525 | 408,877 |
| Depreciación | USD | N/A | - | 3 647,70 | 24 023,69 | 22 112,71 |
| Impacto económico neto | | N/A | -713 751,18 | -710 772,63 | 25 173,70 | 21 348,26 |

Según este caso, todos los escenarios *waste-to-energy* tienen un menor impacto a nivel de potencial de calentamiento global que el escenario tradicional (LF), y dentro de estos, los escenarios AD2 y CP2 serían los que menores emisiones suponen. En contraste, las alternativas de compostaje potencialmente tienen un mayor uso de suelo que el escenario tradicional, y la biodigestión presenta los menores impactos en esa categoría. Económicamente, los escenarios AD1 y AD2 tienen menor costo de depreciación pues al existir un biodigestor instalado en uno de los campus se prescinde de inversiones, y se logran obtener coproductos con un valor más alto que en el caso de los escenarios CP1 y CP2. Al realizar un análisis más profundo del inventario del ciclo de vida se detectaron varios puntos críticos. En el caso del potencial de calentamiento global, el método de tratamiento es el que mayor contribución realiza al impacto. En contraste, para el impacto de Uso de Suelo, el transporte (en las alternativas centralizadas) implica una contribución mayor, y finalmente en el caso del costo, la depreciación, y el transporte junto a los insumos se tornan más relevante en algunas de las alternativas como las de compostaje. Al tomar los resultados anteriores y la valoración dada por el grupo de expertos se logró priorizar las alternativas según se observa en la tabla 2.

Tabla 2. Evaluación y priorización de las alternativas

| | Pot. Calentamiento Global | Uso de suelo | Depreciation cost | Net economic effect | Facilidad de implementación | Generación de empleo | Priorización | Posición |
|--------|---------------------------|--------------|-------------------|---------------------|-----------------------------|----------------------|--------------|----------|
| (peso) | (0,136) | (0,234) | (0,170) | (0,085) | (0,089) | (0,286) | | |
| AD1 | 0,029 | 0,064 | 0,033 | 0,021 | 0,023 | 0,153 | 0,323 | 1 |
| AD2 | 0,020 | 0,039 | 0,036 | 0,014 | 0,022 | 0,053 | 0,184 | 4 |
| CP1 | 0,055 | 0,084 | 0,055 | 0,032 | 0,024 | 0,053 | 0,304 | 2 |
| CP2 | 0,032 | 0,048 | 0,046 | 0,018 | 0,020 | 0,026 | 0,189 | 3 |

Se consideró que la alternativa AD1 era la prioritaria para este consorcio seguida de la CP1. Los efectos ambientales, económicos y sociales que derivaban de la AD1 eran preferibles para el consorcio al haber ya una instalación operativa y logísticamente tener que enfocar esfuerzos en una visión centralizada (similar para CP1 aunque con efectos ambientales y económicos menos atractivos).



Figura 1. Marco metodológico propuesto para toma de decisiones relacionadas a *foodwaste-to-energy*

Como producto final de este caso, y tras haberlo aplicado al caso de este consorcio universitario para toma de decisiones respecto a sistemas de valorización de PDA, resulta en la propuesta de un marco metodológico que combina varios métodos, según se muestra en la figura 1. La anterior propuesta sugiere la integración de métodos ampliamente probados como la programación lineal, el pensamiento de ciclo de vida y el proceso analítico jerárquico, los cuales en combinación y llevados a un enfoque de *ciencia-a-experto* permiten contextualizar la decisión que se deba tomar en un entorno similar al de las universidades en las que se probó, de manera flexible y contextualizada.

4. Conclusiones

Las propuestas multi-método ofrecen una oportunidad para un proceso lógico y sistemático de toma de decisión, pero a la vez contextualizado al entorno en que se desarrolla el caso. En este sentido, el Pensamiento de Ciclo de Vida y la Programación Lineal ofrecen herramientas para primero realizar análisis científicos que luego pueden ser sometidos al criterio de expertos. Este primer estudio permitió observar puntos críticos respecto a alternativas *foodwaste-to-energy* que pueden potenciar la economía circular y la búsqueda de la meta 12.3 de los ODS. Finalmente, se recomienda avanzar en estudios multi-metodológicos de este tipo con una cuidadosa selección de los expertos, siendo aplicable a consorcios similares o pequeños municipios para sus tomas de decisión y orientación de sus políticas.

2.4. Referencias

- 1 Hoehn, D.; Margallo, M.; Laso, J.; García-Herrero, I.; Bala, A.; Fullana-i-Palmer, P.; Irabien, A.; Aldaco, R. Energy Embedded in Food Loss Management and in the Production of Uneaten Food: Seeking a Sustainable Pathway. *Energies*, 2019, 12, doi.org/10.3390/en12040767
- 2 Martínez Sepúlveda, J. A. Outlook of Municipal Solid Waste in Bogota (Colombia). *American Journal of Engineering and Applied Sciences*, 2016 9, 477-483, doi : 10.3844/ajeassp.2016.477.483
- 3 Papargyropoulou, E.; Lozano, R.; Steinberger, J. K.; Wright, N.; bin Ujang, Z. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste,» *Journal of Cleaner Production*, 2014, 76, 106-111, doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.020
- 4 Wang, D.; Tang, Y.-T.; Long, G.; Higgitt, D.; He, J.; Robinson, D. Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. *Waste Management*, 2020, 102, 452-463. doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.009
- 5 Corona, B.; Shen, L.; Reike, D ; Rosales Carreón, J.; Worrell, E. Towards sustainable development through the circular economy—A review and critical assessment on current circularity metrics, *Resources, Conservation and Recycling*, 2019. 151, 104498 doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104498
- 6 Slorach, P. C.; Jeswani, H. K.; Cuéllar-Franca, R.; Azapagic, A. Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. *Science of The Total Environment*, 2019, 693, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.322
- 7 El-Mashad, H. M.; Zhang, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, 2010, 101, 4021-4028, doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027
- 8 Edwards, J.; Othman, M.; Crossin, E.; Burn, S. Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*, 2018, 248, 156-173, doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.070
- 9 Chaves-Arias, R.; Campos-Rodríguez, R.; Brenes-Peralta, L.; Jiménez-Morales, M.F. Compostaje de residuos sólidos bio-degradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 2019, 232, doi.org/10.18845/tm.v32i1.4117

- 10 Herrera-Murillo, J.; Rojas-Marín, J.F.; Anchía-Leitón, D. Tasas de generación y caracterización de residuos sólidos ordinarios en cuatro municipios del área metropolitana de Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 2016, 2, 235-260. doi.org/10.15359/rgac.57-2.9
- 11 Campos-Rodríguez, R.; Soto-Córdoba, S. Análisis de la situación del estado de la Gestión Integral de Residuos (GIR) en el Cantón de Guácimo, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 2014, 27, 114-124, doi: 10.18845/tm.v27i1.1702
- 12 Rojas-Vargas, J.; Monge-Fernández, Y.; Jiménez-Morales, M.F.; Brenes-Peralta, L.; Arguedas-Camacho, M.; Hidalgo-Viquez, C.; Peña-Vásquez, M.; Vasquez-Rodríguez, B. Food Loss and Waste in food services from educational institutions in Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 2020, <https://doi.org/10.18845/tm.v34i2.4854>.
- 13 Fernández-González, J.M.; Grindlay, A.; Serrano-Bernardo, F.; Rodríguez-Rojas M.I.; Zamorano, M. Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. *Waste Management*, 2017, 67, 350-374, doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003
- 14 De Menna, F.; Dietershagen, J.; Loubiere, M.; Vittuari, M. Life cycle costing of food waste: A review of methodological approaches. *Waste Management*, 2017, 33, 1-13 doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.032
- 15 Corrado, S.; Ardente, F.; Sala, S.; Saouter, E. Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematisation *Journal of Cleaner Production*, 2017, 140, 847-859, doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.050
- 16 Saaty, T.L. Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, 2008, 1, 83-98.
- 17 Carro Paz, R.; González Gómez, D. Localización de instalaciones. Universidad Nacional de Mar del Plata. http://nulan.mdp.edu.ar/1619/1/14_localizacion_instalaciones.pdf. [14 Febrero, 2020].
- 18 Tobón Botache; M. I.; Cruz Viveros, J.A. Métodos de localización de plantas industriales.» <https://repository.usc.edu.co/handle/20.500.12421/2458>. [14 Febrero, 2020].
- 19 Sistema Costarricense de Información Jurídica (2010). Ley 8839 de Gestión Integral de residuos, https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=68300&nValor3=83024&strTipM=TC [8 de enero, 2020]
- 20 INTECO, Análisis de ciclo de vida: INTE/ISO 14040:2007. INTECO, San José, Costa Rica, 2007.
- 21 Hunkeler, D.; Lichtenvort, K.; Rebitz, G.; Environmental Life Cycle Costing, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA. 2008. ISBN: 1-880611-38-X
- 22 Davis, J.; De Menna, F.; Unger, N.; Östergren, K.; Loubiere, M.; Vittuari, M. Generic strategy LCA and LCC - Guidance for LCA and LCC focused on prevention, valorisation and treatment of side flows from the food supply chain. SP Technical Research Institute of Sweden, Sweden, 2017, ISBN 978-91-88349-84-2
- 23 Suhartini, S.; Lestari, Y.; Nurika, I. Estimation of methane and electricity potential from canteen Food Waste. *International Conference on Green Agro-industry and Bioeconomy, IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2019 230, doi:10.1088/1755-1315/230/1/012075, 2019.
- 24 RECOPE, Gas Licuado de Petróleo (G.L.P.). <https://www.recope.go.cr/productos/calidad-y-seguridad-de-productos/gas-licuado-de-petroleo-glp/>. [Accesado 8 de enero, 2020].
- 25 Bergamin, O. Evaluation of the economic and environmental feasibility of a biogas plant in a University campus: the case of Tecnológico: the case of Tecnológico de Costa Rica. Tesis de Maestría. Universidad de Bologna, Italia, 2019. *Esta ponencia se basó en el artículo Decision-Making Process in the Circular Economy: A Case Study on University Food Waste-to-Energy Actions in Latin America de los mismos autores publicado en Energies 2020, 13(9), 2291; <https://doi.org/10.3390/en13092291> bajo la licencia de Creative Commons Attribution (CC BY) la cual permite adaptación, reorganización y uso total o parcial del material (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).*



Sistema de Gestión de Residuos Sólidos para la Universidad Nacional de Asunción

Saldivar de Salinas Lidia Rosa¹

Barrios Leiva Oscar ¹

Villar Luz²

Valleau Vanessa²

¹Facultad de Ciencias Económicas, Universidad Nacional de Asunción, campus universitario de San Lorenzo, Paraguay, lrosa@eco.una.py

¹Facultad de Ciencias Económicas, Universidad Nacional de Asunción, campus San Lorenzo, Paraguay, obarriosleiva@gmail.com

²Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, campus universitario de San Lorenzo, Paraguay

²Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, campus universitario de San Lorenzo, Paraguay

Resumen

La investigación fue realizada en la Universidad Nacional de Asunción de Paraguay, y tuvo como objetivo diseñar un Sistema de Gestión de Residuos Sólidos, con programas de clasificación y tratamiento, tecnología, actividades de concienciación ambiental, estrategias para almacenamiento temporal y disposición final, aplicable en las distintas facultades. Enfoque de la investigación mixto: cuali-cuantitativo de nivel descriptivo de corte transversal-prospectivo. Principales hallazgos: Según el diagnóstico el setenta por ciento de los residuos generados son potencialmente reciclables y los impactos ambientales son mitigables. Según parámetros financieros del estudio económico los resultados son positivos en los ámbitos analizados con la disminución de costos de recolección, y recuperación de la inversión, los valores obtenidos indican la viabilidad de la instalación del sistema. Luego de la evaluación se propuso un Sistema de Gestión de Residuos Sólidos, basado en el método de Deming. Al final se ejecutó un proyecto piloto con dos actividades: competencia ecológica y compostaje; de la competencia ecológica se recolectaron 356 kilogramos de papel y cartón, 126 kilogramos de plástico tipo PET, 8,73 kilogramos de aluminio y del compostaje se obtuvo 155 kilogramos de abono de hojarasca y 142 kilogramos de abono de hojarasca y otros residuos orgánicos. Con la aplicación del proyecto piloto se evidenciaron aspectos positivos y negativos; positivos: el beneficio social y ambiental de la clasificación y la elaboración de abono a bajo costo. Negativos: infraestructuras inadecuadas, ausencia de clasificación de residuos en origen, entre otros. Se concluye que es viable la implementación del sistema mencionado.

Palabras Clave: *Sistema, gestión de residuos sólidos, estrategias, Universidad*

Abstract

The research was carried out at the National University of Asunción in Paraguay, and its objective is to design a Solid Waste Management System, with classification and treatment programs, technology, environmental awareness activities, strategies for temporary storage and final disposal, applicable in the different faculties. Mixed research approach: qualitative-quantitative, descriptive, cross-sectional-prospective level. Main findings: According to the diagnosis, seventy percent of the waste generated is potentially recyclable and the environmental impacts are mitigable. According to financial parameters of the economic study, the results are positive in the areas analyzed with the reduction of collection costs,

and recovery of the investment, the values obtained indicate the viability of the installation of the system. After the evaluation, a Solid Waste Management System was proposed, based on the Deming method. In the end, a pilot project was executed with two activities: ecological competition and composting; 356 kilograms of paper and cardboard, 126 kilograms of PET-type plastic, 8.73 kilograms of aluminum were collected from the ecological competition and 155 kilograms of litter compost and 142 kilograms of litter compost and other organic waste were obtained from the compost. With the application of the pilot project, positive and negative aspects were evidenced; Positive: the social and environmental benefit of low-cost composting and sorting. Negative: inadequate infrastructure, absence of waste classification at source, among others. It is concluded that the implementation of the mentioned system is viable.

keywords: *System, management of waste solids, strategies, University*

1. Introducción

La gestión de los residuos sólidos ha evolucionado en varios países de Europa y América, como ejemplo se puede mencionar la experiencia de la ciudad de los Ángeles que desde el año 70, hasta hoy redujo 80% de los residuos por medio del reciclado y la reutilización y esperan tener residuos cero para el 2025 (Zaldívar, 2017). En el Paraguay queda mucho camino por recorrer, un importante avance fue la reglamentación la Ley N° 3956/09 de “Gestión Integral de los Residuos Sólidos (GIRS) en la República del Paraguay”

El complicado manejo de los residuos es un problema común a todas las instituciones y también a la universidad, teniendo en cuenta esa situación, nace este proyecto con el propósito de colaborar con todas las unidades académicas de la Universidad Nacional de Asunción (UNA).

La universidad como centro de enseñanza superior, debe aceptar su responsabilidad y asumir la protección del ambiente como una tarea propia necesaria de abordar desde dos puntos de vista: por un lado desde la perspectiva de la universidad debe conocer y controlar el impacto que sus actividades tienen sobre el medio; por otro lado desde la perspectiva de la universidad como institución que forma a profesionales del mañana y que tiene la obligación de inculcar a sus alumnos la conciencia ambiental y las buenas prácticas ambientales en su ámbito profesional (Salinas y Muños, 2008).

Según Romero-Esquivel et al. (2008), las universidades desempeñan un papel preponderante en el manejo integral de los desechos sólidos que tanto estas como la sociedad generan, en tanto que se encargan de educar a la mayor parte de los futuros involucrados en la toma de decisiones. En la UNA, González (2013), estableció el potencial de aprovechamiento de los residuos sólidos generados en la Facultad de Arquitectura Diseño y Arte; quien pudo identificar que la mayor proporción de los residuos se encuentra dentro de las categorías reciclables y potencialmente reciclables, las cuales, en conjunto, representan el 97% de los residuos de la institución.

Teniendo en cuenta que una parte de la Visión de la UNA reza: promotora del Desarrollo Sostenible, así también en el Plan Estratégico PE 2011- 2015 en la línea estratégica 2 Gestión Eficiente en el 2.8 se establece: Implementar una política ambiental, urbanística y de seguridad dentro del Campus de San Lorenzo. Universidad Nacional de Asunción (2011, 2015).

Ante la situación presentada surge la formulación del problema con la siguiente interrogante: ¿Qué alternativa de Gestión de Residuos Sólidos (RS) se podría diseñar a los efectos de un mejor manejo de los mismos en las diferentes unidades académicas de la UNA?

La investigación tuvo por Objetivo General: Diseñar un Sistema de Gestión de Residuos Sólidos (SGRS), que incluya: programas de clasificación y tratamiento de los residuos, tecnología, actividades de concienciación ambiental, estrategias para almacenamiento temporal y disposición final de los Residuos Sólidos, que pueda aplicarse en la distintas Facultades de la UNA.

2. Metodología

El enfoque fue mixto: cuali – cuantitativo de nivel descriptivo de corte transversal- prospectivo. Periodo 2015-2019. La población estuvo integrada por autoridades, docentes, estudiantes y funcionarios de las unidades académicas de Sede Central y filiales de la UNA. Periodo 2017. (Universidad Nacional de Asunción, 2017).

El área de la muestra comprende la UNA con sus catorce unidades académicas de la Sede Central y cuatro filiales de la Región Oriental: Ciencias Económicas y Filosofía y Letras del campus de Caacupé, Ciencias Agrarias y Ciencias Veterinarias del campus de Caazapá y dos filiales de la Región Occidental: Ciencias Económicas de Villa Hayes y Derecho de Benjamín Aceval.

El muestreo fue no probabilístico. Intencionalmente se tomó en cada una de las unidades académicas seleccionadas. Las Técnicas utilizadas para la recolección de datos fueron: a) Análisis de documentos. b) Planillas de Auditoría Ambiental: análisis y evaluación de la gestión de residuos sólidos conforme a la Ley N° 3956/2009 de Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay. c) Matriz de Evaluación de Impacto Ambiental: identificación, análisis y valoración de los impactos ambientales potenciales; mediante el método matricial de Leopold; adaptado a las realidades de este estudio.

3. Resultados Y Discusión

3.1 Determinación de tipo de residuos sólidos generados semanalmente en las distintas facultades de la Universidad Nacional de Asunción

Tabla 1. Composición de residuos generados por semana en la UNA, periodo 2017

| Sede | Ciudad | Toneladas | Composición (%) | | | | |
|----------|-------------------|--------------|-----------------|-------------------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | Orgánicos | Inorgánicos reciclables | | | No reciclables |
| | | | | Papel | Cartón | Plástico | |
| Central | Campus S. Lorenzo | 19 | 51,89% | 4,03% | 3,87% | 7,74% | 32,48% |
| | Asunción | 1,3 | 43,87% | 7,87% | 5,28% | 14,23% | 28,75% |
| Filiales | Caacupé | 0,11 | 49,21% | 8,13% | 5,09% | 6,32% | 31,24% |
| | Caazapá | 0,16 | 68,58% | 11,38% | 5,96% | 2,82% | 11,26% |
| | Villa Hayes | 0,04 | 43,14% | 6,96% | 5,22% | 11,80% | 32,89% |
| | Benjamín Aceval | 0,01 | 43,88% | 7,04% | 5,43% | 9,75% | 33,91% |
| | Total | 20,62 | 51,99% | 4,12% | 3,89% | 7,70% | 32,30% |

Fuente: Elaboración propia a partir del trabajo de campo en el marco del proyecto 14- INV-408

El porcentaje de residuos potencialmente recuperables y reciclables coincide con un estudio realizado por Ruiz Morales, (2011) quien señala que el 70% de los residuos generados en las universidades son aprovechables del cual el 50% son residuos orgánicos.

3.2 Auditorías de la Gestión de Residuos Sólidos de acuerdo a la Ley N° 3956/09, realizadas en el Periodo 2017

Principales conformidades: Los resultados muestran un escaso compromiso por la gestión integral de los residuos sólidos comunes de parte de las unidades académicas de la UNA así como la falta de infraestructura para su implementación.

Principales no conformidades: Ausencia de una clasificación en origen, los residuos de las Filiales de Caazapá se depositan en una fosa porque el servicio de recolección de la ciudad no cubre la zona

3.3 Impacto Ambiental del manejo de los residuos sólidos, observado en las distintas Unidades Académicas de la UNA, entre marzo y noviembre del 2017

Los impactos negativos identificados están estrechamente relacionados con el manejo inadecuado de los residuos y la mayoría poseen una persistencia indefinida en el tiempo.

Los impactos positivos identificados se encuentran en la etapa de aprovechamiento

4. Sistema de Gestión de Residuos Sólidos, diseñado

El Sistema de Gestión de Residuos contiene programas de clasificación y tratamiento, tecnología, actividades de concienciación ambiental, estrategias para almacenamiento temporal y disposición final y se basará en el método de Deming, como una forma de garantizar la mejora continua durante el proceso, el Ciclo PHVA: planificar, hacer, verificar y actuar, teniendo en cuenta que una vez acabada la etapa final se debe volver a la primera y repetir el ciclo, de forma que las actividades sean reevaluadas periódicamente para corregir errores e incorporar mejoras. E.W. Deming (1.989), establece que la calidad es el grado predecible de uniformidad y fiabilidad a un bajo costo y que se ajuste a las necesidades del mercado. El sistema diseñado se compone de: 1. Estructura Organizacional para el Sistema de Gestión de Residuos Sólidos. 2. Programa de clasificación. 3. Especificaciones técnicas de contenedores para el almacenamiento inicial. 4. Procedimiento de recolección de residuos. 5. Procedimiento de clasificación en el depósito o sitio de almacenamiento temporal. 6. Tratamiento de residuos. 7. Diseño de la pila de compostaje. 8. Tecnología. 9. Actividades de concienciación ambiental. 10. Estrategias de almacenamiento temporal. 11. Disposición final de los residuos sólidos. 12. Plan de seguimiento y monitoreo. 13. Beneficios del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos para la UNA. 14. Viabilidad económica del proyecto. La viabilidad del proyecto fue calculada con datos de la Facultad de Ciencias Económicas de la UNA con el objeto de contar con el perfil del proyecto en base al relevamiento de datos obtenidos por los demás componentes, se presentan tres escenarios en la Tabla 2:

Tabla 2. Escenarios de la Viabilidad económica del proyecto

| Primer escenario | Segundo escenario | Tercer escenario |
|---|---|---|
| Situación base del proyecto sin clasificación ni tratamiento de los residuos. El costo de la gestión anual de los residuos sólidos, es de guaraníes 65,620,000. | El 30% de los residuos reciclables clasificados en el año 1, llegando al año 8 con la clasificación del 100% Ahorro promedio anual de ₡ 52 millones, durante la vida útil del proyecto. La Tasa Interna de Retorno TIR es de 57% y el Valor Actual Neto a una tasa de 7,7% de VAN= ₡ 287,943,647. Recuperación de la inversión: en el tercer año. | El 10% de los residuos reciclables clasificados, en el año 1, llegando al año 10 con el 100%. Ahorro promedio anual de ₡ 35 millones, durante la vida útil del proyecto. La Tasa Interna de Retorno en este escenario es de TIR= 38%, y el Valor Actual Neto a una tasa de 7,7%, de VAN= ₡ 193,397.516. Recuperación de la inversión: en el cuarto año. |

Fuente: Elaboración propia en el marco del proyecto 14- INV-408

5. Proyecto piloto implementado en una Unidad Académica de la UNA. Se ejecutó por medio de dos actividades:

5.1 Competencia Ecológica: actividad con la que se buscó promover e instalar prácticas de reciclaje y separación en origen. Los residuos recolectados fueron donados a un segregador quien realizaba un retiro semanal. Durante el desarrollo de la competencia se logró la recolección de: 356 kilogramos de papel y cartón, 126 kilogramos de plástico tipo PET y 8,73 kilogramos de aluminio. Según la proyección de impacto ambiental de los materiales reciclables recolectados se logró salvar 6 árboles, se ahorró 100. 758

litros de agua, oxígeno para 23 personas, ahorro de 2485 Kw/h de energía, 455 kg de petróleo no utilizado y 63 497 kg. de gases de efecto invernadero evitado. (Calculadora-Ambiental,2018).

5.2 Compostaje: La elaboración de compost es una alternativa viable puesto que sus requerimientos técnicos y económicos no son elevados en comparación a los beneficios económicos, sociales y ambientales que conlleva su elaboración. Para la elaboración: Se conformaron dos pilas a fin de determinar la calidad de ambas, la materia orgánica distribuida de la siguiente manera: Pila 1: de hojarascas. Pila 2: materia orgánica conformada por hojarascas, restos de frutas y verduras, cascaras de huevo y estiércol de vaca.

La duración del proceso fue de 90 días y las actividades de, trituración, riego, volteo y a medición de temperatura se realizaban cada 7 días. Para comprobar la calidad del producto obtenido se analizaron las muestras de ambas pilas en el laboratorio.

Conclusiones

Los residuos sólidos presentan alto potencial de aprovechamiento tanto para la venta como para el compostaje. Las principales no conformidades de la Auditoría Ambiental: están reflejadas en la falta de recuperación de los residuos, la ausencia de una clasificación en origen, entre otros. Aunque en la mayoría de los resultados se obtuvo un valor numéricamente negativo, se considera que el aprovechamiento de los residuos sólidos será beneficioso, pues la mayoría de los impactos negativos identificados son temporales, puntuales, prevenibles y/o mitigables a través de medidas de acción sencillas y poco costosas.

A partir de la valoración de los impactos ambientales se puede afirmar que son mitigables. El diseño del Sistema de Gestión de Residuos contiene programas de clasificación y tratamiento, tecnología, actividades de concienciación ambiental, estrategias para almacenamiento temporal y disposición final, el mismo se basa en el método de Deming. Con relación al estudio económico según parámetros financieros se demostró que con el sistema se logra la disminución en los costos de recolección, la recuperación de la inversión, y los valores obtenidos indican que es viable la instalación del Sistema. Con la aplicación del proyecto piloto se evidenciaron aspectos positivos y negativos. Positivos: beneficios sociales, elaboración de abono a bajo costo y otros beneficios ambientales. Negativos: infraestructuras inadecuadas, ausencia de clasificación de residuos en origen, entre otros.

Recomendaciones

A las autoridades de la UNA, la implementación del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos permitirá además de mitigar los impactos que genera una inadecuada gestión, la motivación de actitudes proambientales, la disminución de residuos sólidos depositados en el contenedor de almacenamiento temporal, posibilidad de ingresos económicos según estudio de viabilidad económica, la reducción del espacio requerido en un vertedero, beneficios sociales y finalmente beneficios ambientales.

Con la aplicación del mencionado sistema las unidades académicas de la UNA podrán encaminarse hacia el cumplimiento del Eje Ambiental del Plan Nacional 2030 y de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Agradecimientos

A las autoridades de la Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad Nacional de Asunción que apoyaron la ejecución del proyecto, desde sus inicios y hasta su finalización.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por el financiamiento del PROYECTO14 INV - 408 a través del Programa PROCIENCIA con recursos del Fondo para la Excelencia de la Educación e Investigación – FEEI del FONACIDE.

A todas las personas que confiaron en el proyecto y acompañaron el proceso de la ejecución del mismo.

6. Referencias

- Calculadora Ambiental. 2018. Recuperado de: <http://mediosconvalor.com/calculadora-ambiental/>
- Deming, E. 1989. *Como salir de la crisis*. Recuperado de : <https://mitpress.mit.edu/books/out-crisis>
- González Oliver, NE. 2013. *Potencial de aprovechamiento de los residuos sólidos generados en la Facultad Arquitectura Diseño y Arte de la Universidad Nacional de Asunción*, (Tesis de pregrado inédita), Facultad de Ciencias Agrarias, UNA, San Lorenzo, Paraguay
- Paraguay. 2008. Ley N° 3.956/09. *Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay* (en línea). Consultado 09 oct. 2017. Disponible en: <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/par123260.pdf>
- Paraguay. 1993. Ley N° 294/93 *Evaluación de Impacto Ambiental* (en línea). Consultado 26 ago. 16. Disponible en: http://www.seam.gov.py/sites/default/files/ley_294_y_decreto_reglamentario_14281_0.pdf
- Paraguay. 2017. Decreto reglamentario 7.391/2017. Por el cual se reglamenta la Ley N° 3956/2009 " *Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay*
- Ruiz Morales, M. 2011. *Caracterización de residuos sólidos en la Universidad Iberoamericana, ciudad de México* (en línea). Consultado 08 oct. 2018. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v28n1/v28n1a8.pdf>
- Salinas, R y Muñoz, A. 2008. La universidad y la gestión de residuos: retos y oportunidades. *I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. Recuperado de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/8068/UPV.GES.RES-REDISA.pdf>
- Secretaria del Ambiente (SEAM). 2017. Luego de 8 años, la SEAM logra reglamentar la Gestión Integral de los Residuos Sólidos en el Paraguay (en línea). Consultado 25 mayo2018. Disponible en: <http://www.seam.py>
- Universidad Nacional de Asunción. (2014). *Plan Estratégico 2011-2015*. Recuperado de: https://www.una.py/images/stories/ResponsabilidadSocial/COP_UNA_2014.pdf
- Universidad Nacional de Asunción. 2017. *Anuario Estadístico, 2017* (en línea). Disponible en: <https://drive.google.com/file/d/0B-pyZjd15frgTXBOcU1qNEFtdXpsakJyR0tsTVVWd2tvUmU4/view>
- Zaldívar, E. (2017). *Capacitación sobre Gestión de Residuos Sólidos*, por medio de Videoconferencia. Director del área ambiental y salud de la ciudad de los Ángeles, California. USA. Asesor Técnico Internacional del Proyecto Sistema de Gestión de Residuos Sólidos para la UNA.



EL DIAGNÓSTICO DE PRODUCCIÓN Y MANEJO DE RESIDUOS EN MÉXICO

De Medina Salas, Lorena¹; Bernache Pérez, Gerardo²

¹Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán, Zona Universitaria, 91040, Xalapa, Veracruz, México, ldemedina@uv.mx

²Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, Unidad Occidente. Ave. España 1359, Colonia Moderna, Guadalajara, Jalisco, México, gerardo.bernache@gmail.com

Resumen

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos (DBGIR), publicado por la SEMARNAT (2020), presenta datos actualizados de la generación y manejo de residuos sólidos urbanos (RSU) en México. Considera temas como cantidad y composición, infraestructura instalada, capacidad y efectividad en el manejo, entre otros. Así mismo, es una herramienta para formular el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos con fundamento en los principios de reducción y valorización de los RSU. El DBGIR ofrece información relevante para la gestión de residuos, como la generación per cápita 0,944 kg/hab/día y la generación total de residuos a nivel nacional es de 120,128 t/día, de los cuales el 31,56% son residuos inorgánicos susceptibles de aprovechamiento, el 46,42% residuos orgánicos y el 22,03% otros residuos. En promedio el costo de manejo de residuos es de \$434 pesos por tonelada recolectada y \$122 pesos por tonelada dispuesta. Cabe mencionar que actualmente existe un número limitado de plantas de tratamiento o de aprovechamiento de residuos, cuyo objetivo es valorizarlos. Sólo existen 47 plantas ubicadas en 15 entidades federativas, siendo la ciudad de México la que cuenta con un mayor número de ellas (12), seguida del Estado de México (7) y Jalisco (6), el resto de entidades tienen entre 1 y 4 plantas. En estas instalaciones se llevan a cabo diferentes procesos como son separación (38%), composteo (27%), compactación (20%), digestión anaerobia (8%), trituración (6%) y otros (1%). A nivel nacional actualmente existen 5 plantas de biodigestión, para recuperación de energía.

Palabras clave: *manejo de residuos, municipalidades, residuos sólidos urbanos, valorización de residuos*

Abstract

The Basic Diagnosis for Integrative Waste Management (DBGIR by its Spanish Acronym), published by SEMARNAT (2020), presents updated data on the generation and management of municipal solid waste (MSW) in Mexico. It considers issues such as quantity and composition, installed infrastructure, capacity and effectiveness in management, among others. Likewise, it is a tool to formulate the National Program for the Prevention and Integrative Waste Management based on the principles of reduction and valorization of MSW. The DBGIR offers relevant information for waste management, such as per capita generation 0.944 kg/inhab/day and the waste total generation at the national level is 120,128 t/day, of which 31,56% are inorganic waste that can be recycled, 46,42% organic waste and 22,03% other waste. On average, the cost of waste management is \$434 pesos per ton collected and \$122 pesos per ton disposed. It is worth mentioning that there is currently a limited number of waste treatment or re-utilization plants, with the objective of valorization. There are only 47 plants located in 15 states, being Mexico City the one with the highest number of them (12), followed by the State of Mexico (7) and

Jalisco (6), the rest of the States have between 1 and 4 plants. Different processes are carried out in these facilities such as separation (38%), composting (27%), compaction (20%), anaerobic digestion (8%), crushing (6%) and others (1%). Nationwide, there are currently 5 bio-digestion plants for energy recovery.

Keywords: *municipalities, urban solid wastes, waste management, waste valorization.*

1. Introducción

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) a nivel mundial es de aproximadamente 1.3 billones de toneladas por año y se espera que esta cifra pueda incrementarse hasta 2.2 billones de toneladas por año para el 2025 (Hoorweg y Bhada-Tata, 2012). Esta situación es alarmante, debido a las consecuencias que pueden surgir del manejo inadecuado en la disposición de residuos, tales como contaminación del agua superficial y subterránea, suelo, aire, paisaje, transmisión de enfermedades, generación de biogás, incendios, obstrucción de desagües, entre otras (Soliz, 2015).

En México el modelo de gestión de RSU involucra básicamente la recolección y disposición final. El incremento en la generación per cápita (GPC) y el cambio en la composición de los residuos han provocado que su tratamiento y disposición final sean un reto para las autoridades gubernamentales a nivel federal, estatal y municipal, así como para la sociedad en general. Solamente algunas ciudades del país se han preocupado por mejorar el manejo de sus residuos. Son escasas las localidades que han caracterizado formalmente sus residuos y justamente esta falta de información sobre la GPC y composición de los RSU, constituye un obstáculo para el establecimiento de las etapas posteriores de su gestión integral.

Adicional a lo anterior, es importante mencionar que existe una falta de valorización de residuos que son susceptibles a reincorporarse al sistema productivo, disminuyendo así la demanda y explotación de nuevos recursos, a diferencia de países como Suiza, Países Bajos, Alemania, Bélgica, Suecia, Austria y Dinamarca, donde la disposición final de residuos en rellenos sanitarios es menor al 5% (SEMARNAT, 2017).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es dar a conocer la situación actual de los RSU en México y su manejo, de tal manera que la información presentada sea de utilidad para los tomadores de decisiones en los tres órdenes de gobierno.

2. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos (DBGIR) es el estudio que identifica la situación actual que presenta México en cuanto a la generación y manejo de residuos. Considera temas como cantidad y composición, infraestructura instalada, capacidad y efectividad en el manejo, entre otros. Así mismo, es una herramienta para formular e instrumentar el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) y el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos de Manejo Especial (PNPGIRME), con fundamento en los principios de reducción, reutilización y reciclado de los residuos, aplicando los conceptos de responsabilidad compartida entre diferentes sectores de la sociedad y gobierno (SEMARNAT, 2020).

Durante el 2006 la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) llevó a cabo el primer diagnóstico básico de los residuos y en el 2009 se integró INEGI para elaborar un cuestionario sobre RSU que se aplicó en los censos nacionales de 2011 (con referencia año 2010) y 2013 (con referencia año 2012), generando datos confiables, precisos y actuales sobre la generación y composición

de los RSU en el país que hasta ese momento no se tenían (Carrasco y Rodríguez, 2015). Posteriormente surgió el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012 (DBGIR 2012) a partir de las indicaciones del gobierno federal, con el objetivo de actualizar la información referente a los RSU, de manejo especial, residuos provenientes de la industria del petróleo, de minería y peligrosos (SEMARNAT-INECC, 2012).

A principios del año 2019, la SEMARNAT publica una visión nacional hacia una gestión sustentable: cero residuos, la cual se basa en seis principios: 1) Desarrollo sustentable; 2) Economía circular; 3) Combate a la corrupción y transparencia en la gestión pública; 4) Atención a poblaciones vulnerables y justicia social 5) Reducción del riesgo e impactos en la salud y el medio ambiente; 6) Bienestar social y reducción de la desigualdad. Actualmente está disponible la versión del DBGIR publicada en mayo de 2020 con apoyo del Banco Interamericano de Desarrollo y que consta de los siguientes apartados: 1. Introducción. 2. Residuos sólidos urbanos. 3. Residuos de manejo especial. 4. Residuos peligrosos. 5. Residuos petroleros. 6. Residuos mineros. 7. Temas transversales y emergentes. 8. Marco jurídico de los residuos sólidos. 9. Glosario. 10. Acrónimos, abreviaturas y unidades de medida. 11. Fuentes de información (SEMARNAT, 2020). Si bien es cierto que todos los apartados resultan importantes para comprender la situación actual de los residuos en México, en este trabajo se abordarán el apartado dos y siete del DBGIR 2020 ya que permiten ampliar el panorama en materia de gestión de residuos.

2.1 Residuos sólidos urbanos

De especial importancia resulta el Apartado 2 sobre residuos sólidos urbanos del DBGIR en su versión 2020, mismo que presenta información relevante para comprender la situación actual de México en materia de residuos y que se describirá en esta sección.

En este documento se destaca el artículo 10 de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), que señala que los municipios tienen a su cargo el manejo integral de los residuos sólidos urbanos, el cual incluye la recolección, traslado, tratamiento y disposición final (LGPGIR, 2021).

Respecto a la caracterización de residuos, se tiene que la generación per cápita de residuos es de 0.944 kg/hab/día y la generación total de residuos en 120,128 t/día, de los cuales el 31,56% son residuos susceptibles de aprovechamiento, el 46,42 % residuos orgánicos y el 22,03 % otros residuos. De los residuos generados, se recolectan 100,751 t/día, para lograrse una cobertura a nivel nacional del 83.87%. En promedio el costo de manejo de residuos es de \$434 pesos por tonelada recolectada y \$122 pesos por tonelada dispuesta. La recolección separada de residuos se realiza en 144 municipios de 23 entidades federativas y en las 16 demarcaciones territoriales de la Ciudad de México. Diariamente la recolección diferenciada recolecta 5,281 t de residuos (5% del total nacional), con 2,062 t de residuos orgánicos y 3,219 de inorgánicos. Cabe mencionar que actualmente existe un número limitado de plantas de tratamiento o de aprovechamiento de residuos, cuyo objetivo es valorizarlos, sin embargo sólo existen 47 plantas ubicadas en 15 entidades federativas, siendo la ciudad de México la que cuenta con un mayor número de ellas (12), seguida del Estado de México (7) y Jalisco (6), el resto de las entidades tienen entre 1 y 4 plantas. En estas instalaciones se llevan a cabo diferentes procesos como son separación (38% en 26 plantas de separación o reciclaje), composteo (27% en 19 plantas), compactación (20% en 13 plantas), digestión anaerobia (8% en 5 plantas), trituración (6% en 5 plantas) y otros (1%). Respecto a la disposición final de residuos, hasta el año 2017, se tenían 2,203 sitios de disposición final, en los que ingresaron en promedio 86,352.7 t/día de residuos. Estos sitios se encuentran en 1,722 municipios de todo el país excepto en la Ciudad de México que no cuenta con estas instalaciones (SEMARNAT, 2020).

2.2 Temas Transversales y Emergentes

Un aspecto novedoso en este DBGIR 2020, es el Apartado 7 que trata los Temas transversales y Emergentes, donde se incluyen aspectos tan diversos como cambio climático, carbono negro, economía circular, contaminación del mar por plásticos, contaminación del mar por sargazo, residuos sólidos generados en casos de desastres, ciudades sustentables, objetivos de desarrollo sostenible, sostenibilidad financiera, aprovechamiento energético de residuos, organismos operadores y convenios internacionales (SEMARNAT, 2020).

En cuanto al cambio climático, en abril de 2015 México suscribió el Acuerdo de París. Este acuerdo compromete a México a trabajar con el resto de los países suscritos al acuerdo para mantener la temperatura global por debajo de 1.5°C con apoyo del conocimiento científico y la innovación tecnológica (SEMARNAT, 2015).

Para tal fin, México estableció dos metas para el año 2030 en las cuales continúa trabajando y son: 1) alcanzar cero emisiones de metano en rellenos sanitarios en 2030, considerando que los rellenos sanitarios ubicados en zonas de más de 50 mil habitantes podrían capturar y quemar el biogás generado; 2) lograr cero quemas a cielo abierto en 2030, a través de cooperación intermunicipal para la construcción de nuevos rellenos sanitarios y plantas de transferencia (INECC, 2016).

Otro aspecto interesante en este apartado del DBGIR, es la propuesta de aplicar los modelos de economía circular que han sido eficientes en Europa a través de las 7Rs: 1) Reflexión sobre el consumo de recursos; 2) Rediseño de los productos; 3) Reutilización de los artículos; 4) Reparación de los artículos; 5) Re manufactura, recuperación de artículos; 6) Reciclaje; 7) Recuperación para aprovechamiento como fuente de energía. Este último de particular importancia ya que actualmente sólo existen cinco plantas de biodigestión en México. Para lo cual es importante desarrollar la política pública de “*waste to energy*” que a partir de los diferentes tipos de residuos permitan recuperar energía en forma de calor, electricidad o combustibles alternos como el biogás, utilizando técnicas como la incineración, co-procesamiento, digestión anaerobia y pirólisis/gasificación (SEMARNAT, 2020).

Waste to energy es una parte fundamental de la cadena del manejo sustentable de residuos. Es una actividad complementaria al reciclaje que provee una fuente renovable de energía al desviar los residuos de los rellenos sanitarios. Es una forma de recuperar recursos valiosos como por ejemplo metales hasta en un 90%, a través de plantas que convierten los residuos sólidos en energía eléctrica o calor con un costo efectivo de recuperación de energía. Así mismo, este método es uno de las formas más robustas y efectivas para reducir las emisiones de metano y CO₂, lo cual resulta de interés porque los residuos sólidos en rellenos sanitarios incrementan los gases de efecto invernadero y causan contaminación en aire, suelo y agua (Babcock & Wilcox Empresas, 2021).

Finalmente es necesario mencionar que el aprovechamiento energético debe considerarse como una etapa prioritaria en la gestión integral de residuos que permita obtener beneficios económicos y ambientales para consolidar a México como un país eficiente en la gestión integral de residuos.

3. Conclusiones

El problema de los RSU en México ha adquirido dimensiones insospechadas, por lo que el medio ambiente y el desarrollo sustentable, son considerados como temas prioritarios en la mayoría de los programas gubernamentales.

La gestión actual de los RSU, presenta grandes retos y desafíos, pues de acuerdo a las cifras nacionales presentadas en este documento por diversas instituciones gubernamentales, el problema del manejo

inadecuado continúa creciendo de tal manera, que el panorama es incierto cuando se piensa en alcanzar la sustentabilidad ambiental en materia de residuos.

Si bien es cierto que la legislación ambiental a través del gobierno federal ha tenido avances significativos en este ámbito tal como la publicación de la LGPGIR que establece la regulación en cuanto a la gestión de los RSU, así como diversos instrumentos de planeación, tal es el caso del Plan Nacional de Desarrollo, Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el Diagnóstico Básico, también es cierto que queda mucho trabajo por hacer para instrumentar lo previsto en dichos documentos. Los esfuerzos realizados por las entidades federativas, no han avanzado al mismo ritmo y por consecuencia, los municipios sólo resuelven la problemática de los RSU con base en un modelo de recolección y disposición, que en la mayoría de los casos es ineficiente, ya que existe una gran cantidad de residuos que se depositan en tiraderos a cielo abierto, mismos que no se valorizan y tienen un fuerte impacto en la salud pública.

Por lo anterior, es necesario el establecimiento de principios y bases para integrar una nueva política pública nacional, que involucre la valorización de residuos y la recuperación energética, de tal forma que se impulse el desarrollo sustentable en México en materia de RSU.

4. Referencias

- Babcock & Wilcox Empresas, (2021). Waste to energy for a sustainable, circular economy. Obtenido desde: <https://www.babcock.com/de-de/industry/waste-to-energy>
- Carrasco, E.J.P. y Rodríguez, S.J.L.A. (2015). Análisis de estadísticas del INEGI sobre residuos sólidos urbanos. Realidad, Datos y Espacio. *Revista Internacional de Estadística y Geografía*, 6 (1), 18-35.
- Hoornweng, D. y Bhada-Tata, P. (2012). *What a waste. A Global Review of Solid Waste Management*. World Bank.
- INECC (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLMÁTICO) (2016). *Determinación de costos. Contribuciones nacionalmente determinadas (CDN): Sector Residuos*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Obtenido desde: https://www.inecc.gob.mx/dialogos/dialogos1/images/documentos/Dialogo6/Final_Residuos.pdf
- LGPGIR (2021). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación 18 de enero de 2021.
- SEMARNAT-INECC (2012). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- SEMARNAT (2015). México se suma al acuerdo aprobado en París sobre Cambio Climático. Obtenido desde: <https://www.gob.mx/sre/fr/prensa/mexico-se-suma-al-acuerdo-aprobado-en-paris-sobre-cambio-climatico>.
- SEMARNAT (2017). *Residuos sólidos urbanos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Obtenido desde: <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/residuos-solidos-urbanos-rsu>
- SEMARNAT (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Obtenido desde: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Soliz, T.M.F. (2015). Political ecology and critical geography of waste in Ecuador. *Letras verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 17, 4-28.

GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS: DE RESIDUOS A RECURSOS. EL CASO DE CHILE

Szantó Narea, Marcel¹; Rondón Toro, Estefani²

¹ Instituto de Geografía, Grupo de Residuos Sólidos, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile Avenida Brasil 2241, Valparaíso Chile, marcel.szanto@pucv.cl

² Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Avenida De Los Castros, s/n 39005 Santander, España, ert324@alumnos.unican.es

Resumen

Con base a datos publicados en el último catastro sobre el diagnóstico de la situación de los residuos sólidos domiciliarios (RSD) en Chile, un 96% de la población tiene cobertura por los servicios de aseo, donde, en las áreas urbanas, este porcentaje se eleva a 99,2% y en las zonas rurales se alcanza a cubrir un 73,4%. En relación al destino de los residuos generados en el país, éstos se disponen en su mayoría en rellenos sanitarios, correspondiendo a un 77,6% de la población atendida a nivel nacional. Por otro lado, el porcentaje de valorización (1,94%) sigue siendo muy bajo, pudiendo haber oportunidades para recuperar parte de los RSD antes de su disposición final. Este estudio analiza cuáles podrían ser las vías para el aprovechamiento de los residuos como recursos, acoplándose al nuevo paradigma de economía circular. Se estudian las variables consideradas en el catastro publicado en Chile, como tamaño de los rellenos sanitarios, costo por tonelada dispuesta, distancia a los centros urbanos, entre otros, proponiendo alternativas para la mejor gestión de los residuos con base a la realidad nacional, y en los contextos locales y/o regionales, con base a la experiencia de los investigadores, quienes han contribuido en la gestión de los residuos en el país.

Abstract

Based on data published in the last cadaster on the diagnosis of the situation of municipal solid waste (MSW) in Chile, 96% of the population is covered by cleaning services, where, in urban areas, this percentage rises to 99.2% and in rural areas reaches 73.4%. Regarding the destination of the waste generated in the country, most of it is disposed of in sanitary landfills, corresponding to 77.6% of the population served nationwide. On the other hand, the recovery percentage (1.94%) is still very low, and there may be opportunities to recover part of the MSW before its final disposal. This study analyzes which could be the ways to take advantage of waste as resources, joining the new circular economy paradigm. The variables considered in the cadaster published in Chile are studied, such as the size of the sanitary landfills, cost per ton disposed of, distance to urban centers, among others, proposing alternatives for better waste management based on the national reality, and in local and/or regional contexts, based on the experience of researchers, who have contributed to waste management in the country.

Palabras clave/keywords

Residuos sólidos domiciliarios, disposición final, rellenos sanitarios, economía circular, valorización de residuos / *Municipal solid waste, final disposal, anfills, circular economy, waste valorization*

1. Introducción

En el marco del Programa Nacional de Residuos Sólidos (PNRS), en 2018 se publica el catastro sobre la situación actual en materia de residuos sólidos domiciliarios (RSD) y residuos sólidos domiciliarios y asimilables (RSDyA) (SUBDERE, 2018). El estudio fue adjudicado a la empresa privada, y sirve como una herramienta actualizada y de verificación in situ, de los sitios de disposición final e instalaciones para la gestión de los residuos en Chile, permitiendo a la misma Sub-secretaría de Desarrollo Regional (SUBDERE) contar con la información necesaria para implementar estrategias de inversión locales y regionales.

Con el objetivo contribuir a una gestión sostenible de los residuos, en línea con el paradigma actual de economía circular, para aprovecharlos como recursos, se utiliza el último catastro hecho en Chile para analizar las posibles vías de valorización, antes de la disposición final de los mismos.

En el país se han dado pasos agigantados, empezando por la actual casi contención total de sus residuos, por lo que, y con una visión a mediano y largo plazo, se desea contribuir a la gestión dando recomendaciones que sirvan para el diseño de una hoja de ruta en esta materia. La experiencia de más de cincuenta años del investigador principal en este ámbito da cuenta que, no se debe dar por sentado que se lograrán metas de basura cero, y que a lo largo del tiempo seguirán siendo necesarias las instalaciones de disposición final, ya sean para recibir cantidades mínimas de fracciones de rechazo de otros procesos de valorización, aprovechamiento y/o de residuos, que por su condición se han convertido en rechazos.

2. Metodología

Con base al último catastro (SUBDERE, 2018), se documentan la cantidad y tipos de sitios de disposición final en Chile. Seguidamente se realiza un análisis del tipo de instalación por región más comunmente usado de tamaño medio. En este análisis, se agregan variables como: población atendida, RSD Residuos Sólidos Domiciliarios, recibidos al año, composición de los residuos, vida útil de la instalación, distancia desde la población atendida al sitio de disposición final, entre otros. Se documentan las legislaciones que en estos últimos años se han publicado, y que permiten contribuir en la valorización de los residuos previo disposición final. Se hacen recomendaciones como una hoja de ruta para contribuir en la gestión de los residuos sólidos, para pasar de una gestión de residuos a una gestión de recursos.

2.1. Infraestructura instalada para la disposición de los RSD en Chile

En Chile, un 96% de la población tiene cobertura por los servicios de aseo. En las áreas urbanas, este porcentaje se eleva a 99,2% y en las zonas rurales se alcanza a cubrir un 73,4%. Teniendo en consideración la población nacional atendida, la producción per cápita (PPC) de residuos es de 1,22 (kg/hab/día). A la fecha de realización del catastro, en Chile, se encontraban 128 sitios de disposición final operativos. Estos sitios están diferenciados por cuatro tipos de instalaciones: Relleno sanitario, relleno manual, vertedero y basural (**Tabla 1**). En relación a su clasificación, el relleno sanitario es la instalación, que de acuerdo a la normativa vigente (MINSAL, 2008), da cumplimiento con las condiciones sanitarias básicas para su funcionamiento.

Tabla 1. Cantidad y tipos de sitios de disposición final operativos en Chile

| Relleno Sanitario | Relleno Manual | Vertedero | Basural | Total |
|-------------------|----------------|-----------|---------|-------|
| 30 | 8 | 52 | 38 | 128 |

Fuente: Elaboración propia en base a SUBDERE, 2018

Como infraestructuras de apoyo a la gestión, previa disposición final, se encuentran operativas 8 estaciones de transferencia de las cuales 2 son estaciones de trasvase, una modalidad de estación de transferencia simplificada que maneja cantidades menores de residuos. Por otro lado, y en relación al destino de los residuos generados en el país, éstos se disponen en su mayoría en rellenos sanitarios, correspondiendo a un 77,6% de la población atendida por servicios de aseo a nivel nacional. Le siguen las instalaciones categorizadas como vertedero, basural, y relleno manual, en un 19,3%, 2,4% y 0,7% respectivamente. En este mismo orden, y para el caso de los RSDyA, la disposición en los rellenos sanitarios sigue siendo mayoritaria, llegando a un 78,2%, considerada como la mejor cifra de los últimos 20 años, confirmando la tendencia a una contención total de los residuos.

Por otro lado, la administración de los sitios de disposición final es mayoritariamente municipal, con 80 instalaciones en total o 63%. Los sitios cuyo operador es un privado, alcanzan un total de 31 o 24% y las restantes 17 instalaciones o 13% corresponden a una administración mixta, es decir, el propietario del sitio es el municipio, y la operación se realizaría a través de una concesión a un ente privado.

2.2. Sitios de disposición final de tamaño medio

Se realizó un análisis de todos los sitios de disposición final que se encuentran en operación en Chile (SUBDERE, 2018), identificando 16 sitios que atienden el mayor porcentaje de la población en cada región. Del total, se excluyeron los dos rellenos sanitarios de mayor tamaño, pertenecientes a la zona centro y Región Metropolitana (RM), y los dos más pequeños, pertenecientes a las regiones más al sur de Chile, con el objetivo de obtener una visión general del tipo de relleno más habitual en el país, de tamaño medio.

De esta forma, se identificaron 12 sitios en total de tamaño medio, de los cuales 7 corresponden a instalaciones de relleno sanitario, y 5 a vertederos. En promedio, la población atendida en estos sitios es de 454,758 habitantes, lo que representa el 67% de la población por región. La vida útil promedio en los sitios de disposición final es de 27 años, la cuál varía entre un máximo de 80 y un mínimo de 10 años. La cantidad media de residuos recibida es de 159,288 toneladas al año (t/año) y su composición corresponde mayoritariamente a materia orgánica (48%), plástico (13%), papel y cartón (13%), vidrio (3%), metales (3%), y otros tipos (20%) (composición basada en estudios de generación). La distancia promedio de las instalaciones de disposición final a los centros urbanos (medidos en línea recta) es de 23 kilómetros (km), variando en un mínimo de 10 km y un máximo en hasta más de 100 km en zonas rurales o poblaciones pequeñas. Se presentan algunas de estas variables en la Tabla 2.

Tabla 2. Variables promedio de los sitios de tamaño medio

| Población atendida (miles) | RSD recibidos (t/año) | Vida útil (en años) | Distancia del sitio al centro urbano (km) |
|----------------------------|-----------------------|---------------------|---|
| 454,758 | 159,288 | 27 | 23 y hasta > 100 |

Fuente: Elaboración propia en base a SUBDERE, 2018

2.3. Valorización y aprovechamiento de los RSD

Del 100% de los RSD que se enviaron a disposición final en el año 2017, sólo el 1,94% fueron valorizados (RETC, 2017).

La valorización de los residuos, definida por la Ley N° 20.920 (MMA, 2016), vendría a ser el conjunto de acciones cuyo objetivo es recuperar un residuo, uno o varios de los materiales que lo componen y, o el poder calorífico de los mismos. La valorización comprende la preparación para la reutilización, el reciclaje y

valorización energética. Las instalaciones con las que se cuenta para realizar la valorización estarán clasificadas de acuerdo a la Tabla 3.

Tabla 3. Instalaciones para la valorización de los RSD

| Clasificación | Tipo de instalación | |
|--|-----------------------------------|--|
| Separación, recepción y almacenamiento | Puntos verdes | - |
| | Puntos limpios | Con o sin pre-tratamiento |
| | Centros de acopio | |
| Valorización de residuos | Preparación para la reutilización | - |
| | Reciclaje | Reciclaje de materiales; compostaje; co-procesamiento; aplicación al suelo |
| | Valorización energética | - |

Fuente: Elaboración propia en base a SUBDERE, 2018

2.4. Marco normativo para la gestión y aprovechamiento de los RSD

En el año 2016, fue promulgada la Ley 20.920 que *Establece marco para la gestión de residuos, la responsabilidad extendida del productor y fomento al reciclaje* (MMA, 2016). Los productos prioritarios que regula la Ley son seis: i) aceites lubricantes; ii) aparatos eléctricos y electrónicos; iii) baterías; iv) Envases y embalajes; v) neumáticos; y vi) pilas. Las metas de recolección y valorización para cada producto prioritario serán fijadas a medida que se vayan publicando los Decretos Supremos (DS) correspondientes. En este sentido, a la fecha se encuentran publicados los DS en relación a Neumáticos (MMA, 2021b) y Envases y Embalajes (MMA, 2020a). Para el caso de envases y embalajes domiciliarios, las metas de recolección y valorización comenzarán gradualmente hasta llegar (a contar del duodécimo año) a un 60% en cartón para líquidos, 55% para metales, 70% en papel y cartón, 45% en plásticos y 65% para vidrios.

Para el logro de estas metas, se contará con infraestructura de apoyo, como instalaciones de recepción y almacenamiento de residuos, para municipios con una densidad poblacional superior de entre 15.000 y 250.000 habitantes. Así mismo, se contempla el establecimiento de sistemas de recolección domiciliaria “casa a casa” (envases y embalajes mezclados), a aplicarse en todo el territorio nacional, con una meta inicial del 10% para el primer año de entrada en vigencia del DS, y llegando al 80% a contar del duodécimo año, cubriendo al menos un total de 5.200.000 hogares (País Circular, 2020). Estos residuos, serían posteriormente transportados a una planta de valorización o a una instalación de recepción y almacenamiento. Cabe recalcar, que la recolección “casa a casa” se ha estado llevando a cabo en algunas municipalidades de la Región Metropolitana (RM) desde hace unos pocos años.

Lo que se consideraría un complemento al problema global de plásticos, durante el mes de mayo de 2021, la Cámara de Diputados aprobó Ley que prohíbe los utensilios plásticos de un solo uso (MMA, 2021a). El proyecto regula los productos de un solo uso que se entregan en los restaurantes, cafeterías, panaderías, u otros locales similares que comercialicen comida preparada. También se obligará a los supermercados, tiendas de conveniencia y almacenes a ofrecer opciones de bebidas retornables y estarán obligados a recibir el envase del consumidor. Respecto a las botellas desechables, se exigirá que incluyan porcentajes de plásticos recolectados y reciclados dentro de Chile.

Por otro lado, en marzo de 2021, fue lanzada oficialmente la Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos (ENRO), el cual contempla reciclar el 30% de los residuos orgánicos municipales al año 2030 y llegar al 66% al 2040 (MMA, 2021c, 2021d). Para lograr esto, se proponen al menos tres escalas de valorización:

domiciliaria, comunitaria, y comunal o intercomunal. En esta última, los residuos orgánicos recolectados selectivamente serían destinados a instalaciones de tratamiento como plantas de compostaje, de lombricultura y de digestión anaerobia. Los residuos que sean recogidos de forma mezclada con otras fracciones, se destinarán a relleno sanitario, donde también se pretende incentivar en la obtención de biogás para generación de energía (MMA, 2020b).

En lo referido a todo tipo de rechazos, provenientes de los sistemas de valorización o de otros procesos, no existe en Chile todavía una legislación específica para el uso de estos rechazos como combustible alternativo (o como CSR -combustible derivado de residuos-), pero algunas empresas privadas (Coactiva, 2021; Recycling, 2021) sí los coprocesan para su uso con este fin, por ejemplo, en hornos cementeros. Por su parte, existe una variedad de normativas actualmente vigentes, entre ellas, aquellas relacionadas con el control de las emisiones en estos procesos, como la del Decreto Nº 29/2013, que *establece norma de emisión para incineración, coincineración y coprocesamiento*: “norma de emisión para las instalaciones de incineración, las instalaciones de coincineración que correspondan a hornos rotatorios de cal o a instalaciones forestales y para las instalaciones de coprocesamiento que correspondan a hornos de cemento, que utilicen combustibles distintos a los tradicionales”.

4. Discusión

Con base en la síntesis realizada en los apartados anteriores, es posible comentar que Chile cuenta actualmente con una alta cobertura por los servicios de recolección, en donde, una gran parte de los residuos recolectados se disponen en sitios que cumplen con los requisitos técnicos para ser catalogados como rellenos sanitarios. Casi tres décadas es la vida útil promedio de los sitios de tamaño medio, recibiendo más de 150.000 toneladas por año. Las distancias desde el centro de gravedad, que generalmente son las ciudades, hasta los sitios de disposición final, pueden llegar hasta más de 100 km.

La valorización de los RSD es todavía muy incipiente, con tasas que no llegan al 2%. El marco regulatorio se ha ido fortaleciendo a través de los años, y las metas proyectadas podrían ser alcanzadas en el mediano y largo plazo, especialmente aquellas relacionadas con los envases y embalajes, los neumáticos fuera de uso, y la valorización de la materia orgánica de RSD, donde, esta última, corresponden a las fracciones con las más altas tasas de generación en el país.

De forma general, y con base en la experiencia del investigador principal de este documento, es posible comentar que a Chile le queda al menos una década para reaccionar en lo que respecta a la toma de decisiones para ampliar o no los actuales sitios de disposición final, esto, ya que, las nuevas políticas influirían positivamente en que los residuos que van a los rellenos sanitarios, disminuyan en cantidad. Este ámbito es por un lado positivo, pero por el otro, no asegura que en el mediano y largo plazo se logren índices de basura cero, ya que se seguirían generando rechazos (provenientes de diferentes procesos o industrias) o fracciones resto de los mismos RSD, que seguirían siendo enviados a los sitios de disposición final.

Con respecto a la materia prima secundaria, como, por ejemplo, el CSR, que puede ser reemplazado como combustible en hornos cementeros, si su valor de venta es más alto que el combustible fósil, no va a haber ninguna posibilidad de que este ingrese al sistema y contribuya a la valorización de estos rechazos en su vida útil final, por lo que se requeriría, primeramente, contar con una legislación que regule su uso, y como segundo ámbito, el poder generar los mercados con los incentivos adecuados para su uso.

Algunas recomendaciones en relación al modelo de negocio a establecer para que se lleve a cabo el reciclaje a nivel municipal, podría ser el modelo denominado ‘en base a incentivos’. Si se capaz de establecer incentivos, el modelo de negocio a plantear podría estar alineado con aquel donde sea posible juntar o hacer un *stock* de un año, a partir de una cantidad de una fracción determinada, que otorgue la factibilidad para permitir la adquisición de valor, teniendo un valor comercial, a la que habría que agregar

una importante externalidad ambiental positiva, ya que esta actividad evitaría que el residuo llegue a un sitio de disposición final.

Otra recomendación, es la resolución del problema de conectividad que tiene el país, relacionado con las elevadas distancias a recorrer para comercializar los productos a partir de los RSD. Pensar en cuáles serían las toneladas que podrían ser rentables de transportar, añadiendo variables como, por ejemplo, la relacionada a la problemática ambiental con relación al cambio climático en la disminución de emisiones generadas por el transporte. Este punto de equilibrio requiere ser modelado. El objetivo, es que estos recursos ingresen nuevamente al sistema, y que estas operaciones contribuyan en el subsidio del sistema de gestión de las distintas fracciones de residuos, como, por ejemplo, de la de los residuos orgánicos.

4. Conclusiones

Chile ha avanzado, en un poco más de una década, en mejorar la gestión de los residuos sólidos domiciliarios (RSD). El país cuenta con una infraestructura de rellenos sanitarios, que permiten contener, de forma adecuada, los residuos generados en las grandes ciudades. Existe actualmente legislación para regular el uso y posterior valorización de varios productos, donde, se espera lograr cifras altas de valorización de los mismos, en un mediano y largo plazo. A pesar de las ambiciosas metas, la experiencia en el ámbito de la gestión de residuos sugiere que los objetivos de basura cero no serán alcanzados en un en su totalidad, por lo que se necesitaría poner énfasis también en los rechazos provenientes de los diferentes procesos, ya que están siendo gestionados de forma parcial, y no existe para ello un marco regulatorio. Estos rechazos podrían contribuir aún más a disminuir la disposición de RSD en los rellenos sanitarios, y planificar desde ahora los nuevos sitios. Se recomienda también robustecer los modelos de negocio con base en incentivos a nivel municipal, de modo de que contribuyan a subsidiar el sistema de gestión de las distintas fracciones de RSD.

3. Referencias

- Coactiva. (2021). *Coprocesamiento*. <http://www.coactiva.cl/coprocesamiento/>
- MINSAL. (2008). *D.S N° 189 Aprueba reglamento sobre condiciones sanitarias y de seguridad básicas en los rellenos sanitarios*.
- MMA. (2016). *Establece marco para la gestión de residuos, la responsabilidad extendida del productor y fomento al reciclaje*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN).
<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1090894&buscar=20.920>
- MMA. (2020a). *Decreto 12. Establece metas de recolección y valorización y otras obligaciones asociadas de envases y embalajes* (Decreto 12). Ministerio del Medio Ambiente de Chile.
<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1157019>
- MMA. (2020b). *Propuesta Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos 2020 - 2040* (p. 54). Ministerio de Medio Ambiente.
- MMA. (2021a). *Aprueban ambiciosa ley que prohibirá los utensilios y envases plásticos de un solo uso*.
<https://mma.gob.cl/aprueban-ambiciosa-ley-que-prohibira-los-utensilios-y-envases-plasticos-de-un-solo-uso/>
- MMA. (2021b). *Decreto 8. Establece metas de recolección y valorización y otras obligaciones asociadas a neumáticos*. Ministerio del Medio Ambiente de Chile.
- MMA. (2021c). *Ministra Schmidt agradece a gobierno de Canadá y consejo asesor por apoyo a la Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos*. Ministerio del Medio Ambiente de Chile.
<https://chilecircularesinbasura.mma.gob.cl/ministra-schmidt-agradece-a-gobierno-de-canada-y->

consejo-asesor-por-apoyo-a-la-estrategia-nacional-de-residuos-organicos/

MMA. (2021d). *Programa Reciclo Orgánicos extiende su periodo de ejecución hasta marzo 2022*. <https://chilecircularsinbasura.mma.gob.cl/programa-reciclo-organicos-extiende-su-periodo-de-ejecucion-hasta-marzo-2022/>

País Circular. (2020). *Decreto de Envases y Embalajes: Meta final se aplaza en tres años, se aumenta la gradualidad en metas iniciales y se suma la obligación de incorporar a los recicladores de base*. <https://www.paiscircular.cl/consumo-y-produccion/decreto-final-metas-envases-y-embalajes/>

Recycling. (2021). *Valorización energética de residuos. Coprocesamiento*. <https://recycling.cl/servicios/coprocesamiento-de-energia/>

RETC. (2017). *Generación de residuos sólidos municipales, según tipo de tratamiento, 2015-2017*. Registro de emisiones y transferencia de Contaminantes. <http://www.retc.cl/disposicion-a-suelo/>

SUBDERE. (2018). *Diagnóstico de la situación por comuna y por región en materia de RSD y RSDyA*.



AVALIAÇÃO DA GESTÃO DA COLETA SELETIVA EM NATAL-RN-BRASIL UTILIZANDO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Dantas, Maria Wagner de Araújo¹; Lopes, Régia Lúcia Lopes²

¹ Programa de Pós Graduação em Uso Sustentável do Recursos Naturais, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Av. Sen. Salgado Filho, 1559, Tirol. Natal/RN. VEP 59.015-000, Brasil, wagnadantas@funcern.br

² Programa de Pós Graduação em Uso Sustentável do Recursos Naturais, Instituto, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Av. Sen. Salgado Filho, 1559, Tirol. Natal/RN. VEP 59.015-000, Brasil, regia.lopes@ifrn.edu.br

Resumo

A coleta seletiva em Natal-RN-Brasil, é realizada desde 2004 por cooperativas de catadores e somente em 2011 foram contratadas pela prefeitura. O município oferta apoio em equipamentos e infraestrutura. O objetivo deste artigo é avaliar a gestão do programa de coleta seletiva no ano de 2016. A metodologia utiliza dezesseis indicadores de sustentabilidade agrupados em cinco aspectos: institucional, relações com a sociedade, eficiência, condições de trabalho e saúde e custos. A avaliação dos indicadores é feita de acordo com descritores, pontuando-se em uma escala de zero a um, após a análise qualitativa ou quantitativa de cada indicador, transformando-se em um resultado qualitativo variando de “muito desfavorável” a “muito favorável”. Os dados para determinação dos indicadores foram obtidos no Sistema Nacional de Informação de Saneamento (SNIS), em informações oficiais da empresa municipal, e de avaliação in loco por meio de aplicação de checklist junto às cooperativas, além de artigos científicos sobre o projeto. De acordo com os resultados, a coleta seletiva de Natal-RN apresenta 50% dos indicadores variando de “muito desfavorável a desfavorável”, 44% variando de “favorável a muito favorável” e um indicador que não pode ser avaliado, pois não havia informações para sua mensuração. Os indicadores de relações com a sociedade, eficiência e condições de trabalho e saúde são os que apresentam maior deficiência e os de aspecto institucional e custos tem melhor avaliação. Os indicadores mostraram com clareza as deficiências existentes e possibilitam avaliação de estratégias para melhorias da gestão do programa.

Abstract

Selective collection in Natal-RN-Brazil has been carried out since 2004 by waste pickers' cooperatives, and only in 2011 they were hired by the city. The municipality offers support in equipments and infrastructure. The aim of this article is to evaluate the management of the selective collection program in 2016. The methodology uses sixteen sustainability indicators grouped into five aspects: institutional, relations with society, efficiency, working conditions and health, and costs. The evaluation of the indicators is done according to descriptors, scoring on a scale from zero to one, after the qualitative or quantitative analysis of each indicator, turning into a qualitative result ranging from "very unfavorable" to "very favorable". The data for determining the indicators were obtained from the National Sanitation Information System (SNIS), from the municipal company's official information, and from on-site assessment through the application of a checklist with the cooperatives, in addition to scientific articles about the project. According to the results, selective collection in Natal-RN has 51% of the indicators ranging from "very

unfavorable to unfavorable", 44% ranging from "favorable to very favorable" and an indicator that cannot be evaluated, as there was no information for its measurement. The indicators of relations with society, efficiency and working and health conditions are the ones with the greatest deficiency and those of institutional aspect and costs have the best evaluation. The indicators clearly showed the existing deficiencies and made it possible to evaluate strategies for improving program management.

Palavras chave/keywords:

Gestão de resíduos sólidos, coleta seletiva, indicadores de sustentabilidade/ solid waste management, selective collection, sustainability indicators.

1. Introdução

A gestão integrada de resíduos sólidos no Brasil foi regulamentada a partir a Lei no. 12.305 (BRASIL, 2010) que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Os desafios para uma gestão ambientalmente adequada envolve vários fatores desde a geração de resíduos que precisa de políticas de sensibilização para a temática, até os processos que envolvem políticas de incentivo para o gerenciamento adequado visando a reutilização, reciclagem e destinação ambientalmente adequados. A coleta seletiva é um dos instrumentos para a gestão integrada dos resíduos sólidos no Brasil e de acordo com o Art. 3º da PNRS os resíduos sólidos recicláveis e reutilizáveis deverão ser encaminhados para programas de coleta seletiva que podem ser operados por catadores organizados em associações ou cooperativas (BRASIL, 2010).

No Brasil, o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS), apresenta 10 indicadores para a coleta seletiva, sendo: taxa de cobertura do serviço, taxa de coleta dos vários materiais, taxas de coleta de recicláveis em relação ao resíduo domiciliar coletado e a massa per-capita coletada. Outros indicadores de gestão com foco na avaliação da sustentabilidade de programas de coleta seletiva foram apresentados por Kovacs et al. (2010), Campani, Wartchow & Ramos (2013), Fehine & Moraes (2014) e Funasa (2016).

A coleta seletiva de Natal-RN teve início com um projeto de coleta porta a porta no ano de 2004, com associações de catadores formadas a partir da desativação do Lixão de Cidade Nova. Mesmo antes da instituição da PNRS, a cidade de Natal-RN já contava com aterro sanitário para disposição dos seus resíduos, e um programa de coleta seletiva como uma estratégia de gestão dos resíduos sólidos no município. A partir de 2011, as associações se organizaram no formato de cooperativas e foram formalmente contratadas pela prefeitura para realizar o serviço, no entanto, ainda apresentam muitas fragilidades, pois sofre influências de outros fatores internos e externos à administração municipal.

Nesse período, o apoio do poder público se limitou a estrutura básica com caminhões de coleta e pagamento de serviços pelo material coletado, enquanto instituições do terceiro setor apoiava com recursos de programas nacionais que incluíam capacitação, aquisição de equipamentos e fortalecimento das atividades. No entanto, o município não dispõe de nenhuma ferramenta de acompanhamento sistemático do programa, que utilizem indicadores de desempenho para analisar a realidade e permitir melhorias ou readequações com a tomada de decisões imediatas. Esse acompanhamento é fundamental para a promoção de intervenções no processo de gestão, para que assim o programa possa atingir as metas propostas no Plano Municipal de Saneamento (PREFEITURA MUNICIPAL DE NATAL, 2015) que estipula metas para ampliação do serviço que chega a 100% da população com taxas de adesão de 90% para o final de plano.

O objetivo desse trabalho é avaliar a gestão da coleta seletiva do município de Natal-RN no ano de 2016 utilizando os indicadores propostos pela Funasa (2016) que aborda os aspectos político institucional; relações com a sociedade; eficiência; condições de trabalho e saúde; e custos e assim apontar deficiências ou oportunidades para melhorias do sistema.

2. Metodologia

A metodologia para avaliação do programa de coleta seletiva de Natal-RN utilizada nesse estudo é descrita pela Fundação Nacional de Saúde (Funasa, 2016) e pode ser encontrada no site eletrônico <http://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/159>. A coleta das informações, foi realizada a partir de dados secundários e primários disponibilizados no Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS), na Empresa de Serviços Urbanos de Natal – RN (Urbana) e nas duas cooperativas de catadores de materiais recicláveis que operam a coleta seletiva, onde se aplicou um *check list* para delimitação dos requisitos necessários à determinação dos indicadores, além de consultas a artigos científicos relativos à coleta seletiva de Natal-RN.

A matriz é composta por 16 (dezesseis) Indicadores de Sustentabilidade de Coleta Seletiva (ISCS), agrupados em 05 (cinco) aspectos. O aspecto institucional é composto por 4 indicadores que avaliam: a) existência, forma de construção e execução do plano municipal de gestão integrada de resíduos; b) instrumentos legais na relação da prefeitura com os prestadores de serviços; c) atendimento da população; d) autofinanciamento do serviço. O aspecto de relações com a sociedade é composto por 4 indicadores e avalia a) divulgação/educação ambiental; b) participação e controle social; c) parcerias; d) inclusão de catadores avulsos. O aspecto de eficiência é composto por 3 indicadores que avaliam: a) adesão da população; b) taxa de recuperação de recicláveis; d) taxa de rejeitos. O aspecto de condições de trabalho e saúde é composto por 3 indicadores que avaliam: a) condições de trabalho na coleta; b) condições ambientais de trabalho na central de triagem; c) saúde e segurança do trabalhador. Por fim o aspecto de custos com 2 indicadores que avaliam a) o custo da coleta por tonelada e b) a relação entre o custo da coleta convencional e coleta seletiva.

Cada indicador tem uma forma de mensuração que ao final de suas análises podem variar de muito desfavorável até muito favorável. Somente os dois primeiros indicadores são determinados a partir da análise direta da existência dos documentos e tem avaliação apenas qualitativa. Os demais utilizam escala de avaliação que tem resultado numérico e posteriormente se traduz em uma escala qualitativa a partir de seus resultados. Ao final, a cada indicador é atribuído um valor que varia de 0 a 1 de acordo com a avaliação realizada, como tendência à sustentabilidade, sendo: Muito Favorável = 1; Favorável = 0,75; Desfavorável = 0,50; Muito desfavorável = 0,25. Quando não há respostas para o indicador, é atribuído o valor zero. Todos os indicadores foram avaliados com a realidade encontrada no município no ano de 2016, sendo a metodologia de simples aplicação.

2. Resultados

2.1 Aspectos institucional (A1)

Esses indicadores foram de fácil determinação a partir de documentos existentes e históricos de várias instituições. O indicador ISCS1 foi avaliado como favorável pois o município possui um Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Natal-RN (PMGIRS), que foi elaborado no ano de 2012, de forma participativa com a contribuição dos diversos setores da sociedade, ficando a coordenação com a Prefeitura Municipal do Natal/RN outras entidades parceiras. Esse plano foi aprovado por meio Decreto

Municipal 9.721/2012 (PREFEITURA DO NATAL, 2012) e posteriormente houve a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Natal-RN (PMSB) (PREFEITURA DO NATAL, 2015), que estabeleceu metas a serem atingidas para coleta seletiva em Natal-RN em um horizonte de 20 anos. No entanto, não houve execução de ações delineadas no plano, tendo sido regulamentado por Lei apenas no ano de 2019, e dessa forma o indicador ISCS 1 foi avaliado como favorável. Já o indicador ISCS2 foi considerado como muito favorável, tendo em vista a existência da contratação formal das cooperativas para realização do serviço, embora seja necessário um melhor acompanhamento desse contrato. O indicador ISCS3 teve sua avaliação como muito desfavorável em virtude do índice de atendimento a população ser baixo, de apenas 13%. Por fim o indicador ISCS 4 foi determinado como favorável, tendo em vista que a cobrança realizada pelo IPTU cobriu todo o custo do serviço de coleta, transporte e disposição final dos resíduos sólidos domiciliares, incluindo a coleta seletiva.

2.2 Aspectos de relação com a sociedade (A2)

Os quatro indicadores tiveram avaliação bastante distintas. O ISCS5 foi considerado muito desfavorável pois foram identificados apenas campanhas pontuais e ações de comunicação comunitária e educação, fruto do projeto “Consumo Responsável e Reciclagem do Programa Água Brasil”. Quanto ao indicador ISCS6 a participação efetiva das cooperativas em um comitê gestor durante a elaboração Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PEGRS RN), permitiu a abordagem dessa temática em outras instâncias de discussões. Além disso as cooperativas foram representadas no Comitê Gestor, criado através da Portaria nº 165 de 10 de abril de 2014, assim como participaram das audiências públicas do Plano Municipal de Saneamento Básico. Nesse sentido no ano de 2016 o ISCS6 foi avaliado como muito favorável.

O indicador ISCS 7 foi avaliado com base em 07 (sete) parcerias com o setor público e privado, que representa 77,8% das parcerias desejáveis, resultando em um indicador favorável. Para avaliação do ISCS8, como não há acompanhamento por parte do poder público municipal com catadores avulsos, não foi possível identificar novas inserções de catadores no programa de coleta seletiva e sendo assim, o indicador é avaliado como muito desfavorável.

2.3 Aspectos de eficiência (A3)

O indicador ISCS 9 (taxa de adesão da população), é muito importante para o sucesso de um programa de coleta seletiva, no entanto não há registros na empresa municipal assim como nas cooperativas do número de domicílios que contribui para coleta seletiva. Nesse sentido, o indicador não pode ser avaliado. Os dados para determinação dos indicadores ISCS 10 e ISCS 11 foram obtidos dos relatórios de produção da Urbana informados ao SNIS. O indicador ISCS10, que mede a taxa de recuperação de recicláveis, foi avaliado como muito desfavorável pois apresentou taxas inferiores a 5% de recuperação de recicláveis. Já o indicador ISCS 11 que mede a taxa de rejeitos dos materiais coletados seletivamente apresentou um índice de rejeitos de 16,6% e pela escala estabelecida na metodologia é desfavorável para gestão ter essas taxas de rejeitos.

2.4 Aspectos de condições de saúde e trabalho (A4)

O indicador ISCS12 relativo aos veículos de coleta, sua regularidade perante os órgãos de fiscalização e equipamentos de segurança dos trabalhadores, foi determinado como favorável, pois atendeu 10 requisitos dos 12 desejáveis para avaliação. Para o indicador ISCS13, que representa um ambiente adequado para o trabalho dos catadores, o resultado foi muito desfavorável pois se verificou apenas quatro dos treze requisitos desejáveis para um ambiente saudável que possa proporcionar uma boa

gestão da coleta seletiva. Da mesma forma o indicador ISCS14 também foi determinado como muito desfavorável, pois atendia apenas 43% dos requisitos quanto ao uso adequados de equipamentos de proteção individual. Embora verificadas algumas melhorias nesse quesito em relação a anos anteriores o indicador sequer atingiu 50% dos requisitos desejáveis.

2.5 Aspectos de custos (A5)

Os dois indicadores que avaliam esse aspecto tem maior dificuldade de mensuração, haja vista algumas discrepâncias entre as informações no SNIS e da companhia que opera o serviço de limpeza na cidade. No ano de 2016 o custo foi de R\$174,00/t sendo determinado como muito favorável, tendo em vista que se situa abaixo de R\$200/t, que é o parâmetro do indicador. Para o ISCS-16 a relação entre o custo da coleta seletiva e o custo da coleta regular somada à destinação final variou entre 119% a 180%, e portanto considerado desfavorável pois se situa na faixa de 100 % e 199,9%, conforme metodologia.

A tabela 1 resume as análises dos indicadores de sustentabilidade da gestão da coleta seletiva determinados para a cidade de Natal

Tabela 1. Indicadores de sustentabilidade em cada aspecto avaliado.

| ASPECTOS | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 |
|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| INDICADORES | ISCS1 = F | ISCS5 = MD | ISCS9 = na | ISCS12 = F | ISCS15 = MF |
| | ISCS2 = MF | ISCS6 = MF | ISCS10 = MD | ISCS13 = MD | ISCS16 = D |
| | ISCS 3 = MD | ISCS7 = F | ISCS11 = D | ISCS14 = MD | |
| | ISCS 4 = F | ISCS8 = MD | | | |

MD=muito desfavorável; D=desfavorável; F= favorável;MF = muito favorável; na= não avaliado

3. Discussões

Os indicadores avaliados fornece uma fotografia da gestão da coleta seletiva no ano de 2016, que se mostrou ainda carente de muitos ajustes haja vista que 44% dos indicadores foi muito desfavorável e apenas 19% muito favorável. Podemos observar que os aspectos de eficiência e relações de saúde e trabalho são os que mais demandam por ajustes haja vista ter 50% seus indicadores avaliados como muito desfavorável. Verifica-se que todos os indicadores com avaliação desfavorável e muito desfavorável se relacionam. A cobertura com os serviços de coleta é muito baixa, consequentemente se tem uma taxa de recuperação dos recicláveis de 0,92% muito desfavorável. Esses resultados se correlacionam com os dados muito desfavorável de ISCS2 que mede os aspectos de educação e divulgação e com o indicador ISCS 9 que é a taxa de adesão da população, que não tem acompanhamento por parte da gestão. Dessa forma não há como ter melhorias no serviços de coleta se não há uma ampla campanha de divulgação, verificando-se apenas campanhas pontuais e ações de comunicação comunitária. Assim se confirma a estagnação nos índices de recuperação de recicláveis da cidade de Natal que são inferiores a 2,5%, desde a sua implantação em 2004, como já descrito por Dantas e Lopes (2019).

4. Conclusiones

O programa de coleta seletiva de Natal-RN medido por meio de indicadores de gestão ainda se apresenta incipiente, atendendo a pouco mais de 13% da população e recuperando menos de 1,0% do material coletado no ano avaliado. O uso dessa metodologia de indicadores de sustentabilidade mostra os desafios

e oportunidades que a gestão municipal tem para as melhorias do programa. Eles refletem as fragilidades permitindo um monitoramento ao longo do tempo, contribuindo para tomada de decisões em vistas de medidas necessárias para melhorar a situação encontrada. A cidade de Natal-RN tem muitos desafios haja vista já ter um programa de mais de 15 anos e que se encontra estagnado em termos de eficiência e modelo de gestão.

Se faz necessário melhorar todo o aspecto de relações com a sociedade, que apesar de dois dos quatro indicadores apontarem para uma situação favorável no ano de 2016, precisa continuamente ser restabelecido em vistas de não haver retrocessos. O Plano Municipal de Saneamento precisa ter os indicadores propostos acompanhados pois assim irá de fato, conduzir para uma coleta seletiva mais eficiente, com uma cobertura mais abrangente e maior participação da comunidade, conduzindo a maiores taxas de adesão ao serviço. Além disso é necessário e urgente que o contrato com as cooperativas seja melhor acompanhado, assim como haja inserção de novos grupos para participar do serviço, e assim ampliar o atendimento do programa à população.

5. Referencias

- Brasil (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 jul. 2019
- Campani, D. B.; Wartchow, D.; Ramos, G. G. C. Indicadores socioambientais como instrumentos de gestão na coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*. Vol. 6, Nº 1, 110-121, de 6 de abril de 2013
- Dantas, M.W.A.; Lopes R. L. Desafios e perspectivas na gestão integrada da coleta seletiva de resíduos sólidos de Natal/RN. In: Nunes, I. L. S.; Pessoa, L. A.; Giovanetti, S. Resíduos sólidos: os desafios da gestão. Recife: EDUFURPE, 2019.
- Fechine, R.; Moraes, L. R. S. Indicadores de sustentabilidade como instrumentos para avaliação de programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos e sua aplicação na cidade de Salvador-BA. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)*, v. 2, n. 1, p. 87-104, 2014.
- Fundação Nacional de Saúde (Funasa). Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores: indicadores e índices de sustentabilidade. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública/USP, 2016. Disponível em <http://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/159>. Acesso em: 10 jul. 2019.
- Kovacs, A. et al. Um indicador para avaliação da coleta seletiva e da infraestrutura de triagem de materiais recicláveis, nos municípios paulistas. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 10, 2010, Maceió. Anais... Maceió: ABES, 2010.
- Prefeitura Municipal de Natal (2012). Decreto Municipal 9.721/2012. Aprova o Plano de Gestão de Resíduos Sólidos do Município de Natal e dá outras providências. Disponível em: <https://www.natal.rn.gov.br/_anexos/publicacao/legislacao/Decreto_20120612_9721_.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- Prefeitura Municipal de Natal (2015). Plano Municipal de Saneamento Básico do município de Natal/RN: produto 03 – prognóstico e alternativas para a universalização. Natal: Start.



IDENTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS E PROPOSTA DE GESTÃO INTEGRADA DE UM DOS CENTROS UNIVERSITÁRIOS DE UMA UNIVERSIDADE PÚBLICA BRASILEIRA

Otoni, Marianna¹; Pertel, Monica²; Fonseca, Diego Luiz³

¹ Programa de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil,
mariannaotoni@ppe.ufrj.br

² Departamento de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente (DRHIMA), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, monicapertel@poli.ufrj.br

³ Laboratório de Dinâmica de Sedimentos Coesivos (COPPE/UFRJ), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, diegoluz@poli.ufrj.br

Resumo

A gestão de resíduos constitui-se como um desafio a muitas universidades. No Brasil, a adoção de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) tornou-se obrigatória pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei 12.305 de 2010) para empreendimentos de grande geração de resíduos e para aqueles que apresentam resíduos perigosos, de maneira a oferecer soluções adequadas para tais resíduos. O presente artigo visa identificar os fluxos de resíduos oriundos de um dos centros de uma universidade pública brasileira e associá-los a propostas de gerenciamento adequadas, de modo a apoiar a elaboração do PGRS da instituição. A metodologia proposta foi baseada no levantamento de dados, a partir de documentos oficiais da própria universidade sobre os resíduos gerados, e na identificação dos principais fluxos das tipologias geradas internamente até sua destinação final. Os resultados apontaram para uma geração de 22 tipologias de resíduos no centro universitário analisado, incluindo resíduos perigosos, e a identificação de 6 fluxos inadequados ou menos preferíveis de resíduos dentro da instituição, em especial, os resíduos comuns misturados, mesmo havendo um programa interno de coleta seletiva. O estudo trouxe uma proposta de fluxograma de gestão integrada para todas as tipologias de resíduos identificados, considerando etapas internas e destinações finais mais adequadas, incluindo propostas de logística reversa e conceitos de circularidade, para serem adotados no PGRS da universidade. A principal contribuição deste estudo consistiu na proposta metodológica com base na análise de fluxos com fins de aplicação na elaboração de PGRS e planejamento ambiental integrado em ambientes universitários.

PALAVRAS CLAVE: Gestão de resíduos sólidos, Universidades, Gestão ambiental, Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), Brasil.

Abstract

Waste management is a challenge for many universities. In Brazil, the adoption of Waste Management Plans (WMP) became mandatory by the Brazilian Policy on Solid Waste (BPSW) (Law No. 12,305/2010) for large waste generators and for those that generate hazardous waste, in order to offer adequate solutions for such waste. This study aims to identify waste streams from one of the centers of a Brazilian public university and associate them with appropriate management proposals, to support the institution's WMP

development. The methodology was based on data collection from official documents of the university itself on the waste generated and on the identification of the main flows of the typologies generated internally until their final destination. The results pointed to a generation of 22 types of waste, including hazardous waste, and the identification of 6 inadequate or less preferable waste streams within the institution, in particular, the common mixed waste, even though there is an internal selective collection program. The study brought a proposal for an integrated management flowchart for all types of waste identified, considering internal stages and more appropriate final destinations, including proposals for reverse logistics and circularity concepts, to be adopted in the university's WMP. The main contribution of this study was the methodological proposal based on the analysis of flows for application in the preparation of WMP and integrated environmental planning on campus.

KEYWORDS: Waste management, Universities, Environmental management, Waste Management Plan (WMP), Brazil.

1. Introdução

A gestão de resíduos constitui-se como um desafio a muitas universidades, consideradas como pequenas cidades (Adeniran et al., 2017; Gallardo et al., 2016) em decorrência da complexidade de atividades e consequente geração de resíduos de forma diversificada nessas instituições (Alshuwaikhat & Abubakar, 2008). A estruturação de medidas de gestão integrada de resíduos sólidos nos ambientes universitários faz-se relevante especialmente por seu papel como modelos de boas práticas para demais instituições e para a sociedade em termos de educação ambiental e sustentabilidade (Coker et al., 2016; Ebrahimi & North, 2016).

No Brasil, a adoção de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) tornou-se obrigatória pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei 12.305 de 2010) para empreendimentos de grande geração de resíduos e para aqueles que apresentam resíduos perigosos, de maneira a oferecer soluções adequadas para tais resíduos (Brasil, 2010), como é o caso das universidades.

Neste contexto, o presente artigo visa identificar os fluxos de resíduos oriundos de um dos centros de uma universidade pública brasileira e associá-los a propostas de gerenciamento adequadas, de modo a apoiar a elaboração do PGRS da instituição.

2. Metodologia

A metodologia proposta foi baseada no levantamento de dados, a partir de documentos oficiais da própria universidade sobre os resíduos gerados, e na identificação e análise dos principais fluxos das tipologias geradas internamente até sua destinação final, para, na sequência, elaborar-se uma proposta de gerenciamento integrado para a instituição.

Os dados para o diagnóstico situacional dos resíduos do centro universitário foram obtidos a partir do estudo de Fonseca et al. (2017), que tratou do levantamento de dados das quantidades de resíduos comuns misturados, orgânicos (restaurante universitário, corredores, varrição e poda), eletroeletrônicos (equipamentos, lâmpadas, toners), canetas de quadro descartadas e construção civil. Para os resíduos recicláveis e orgânicos coletados pelo programa de coleta seletiva do centro e demais tipologias (pilhas, baterias, óleo vegetal, não recicláveis, laboratoriais e serviços de saúde), os dados foram obtidos a partir do setor de gestão ambiental da instituição.

Um mapa de resíduos foi gerado com base nos fluxos identificados no centro universitário analisado, e,

por meio destes, as principais falhas e acertos de gerenciamento puderam ser identificados. A partir da análise dos pontos positivos e negativos do atual gerenciamento de resíduos da instituição, um novo mapa com propostas de soluções mais adequadas, sob as óticas das legislações vigentes e da sustentabilidade, para as destinações dos resíduos foi elaborado.

3. Resultados e discussão

Os resultados apontaram uma geração de 22 tipologias de resíduos (posteriormente agrupados em 14 tipos), incluindo resíduos perigosos, como ilustrado pelo Quadro 1. Algumas tipologias não tiveram quantidades identificadas neste estudo por não serem medidas pelo setor de gestão ambiental, ou mesmo por não terem sido considerados no estudo de Fonseca et al. (2017), o que evidencia uma grande fragilidade do sistema atual.

Como destacado no Quadro 1, as tipologias de resíduos com geração mais representativa identificadas no estudo foram os comuns misturados, com mais de 67 t geradas anualmente na instituição, além dos resíduos de papel e orgânicos advindos do restaurante universitário (RU), com 40,95 t/ano e 20,93 t/ano, respectivamente. Esse diagnóstico de geração demonstra que mesmo que o centro universitário tenha implementado um sistema de coleta seletiva de resíduos, grande parte desses materiais são destinados de forma não segregada, nos fluxos de resíduos misturados, que possuem destinação diferente dos resíduos recicláveis segregados na fonte.

Quadro 1. Resíduos identificados no centro universitário. Fonte: Adaptado de Ottoni (2019).

| Tipologia | | Quantidade gerada | Tipologia | | Quantidade gerada |
|----------------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|------------------------|-------------------|
| Recicláveis comuns | Papel | 40950 kg/ano | Orgânicos II | Varrição e poda | Não quantificados |
| | Plástico | 4550 kg/ano | | Construção Civil | Madeira |
| | Metal | 13000 kg/ano | Eletroeletrônicos | | Construção Civil |
| | Vidro | 3250 kg/ano | | Pilhas | 200 kg/ano |
| | Outros | 3250 kg/ano | | Lâmpadas Fluorescentes | 1181 unidades/ano |
| | Canetas | 1926 unidades/ano | | Toners | 312 unidades/ano |
| Rejeitos | Não Recicláveis | Não quantificados | Óleos e graxas | Outros REEE | Não quantificados |
| | Comuns Misturados | 67383 kg/ano | | Óleo vegetal | 63 L/ano |
| Orgânicos I (Alimentícios) | RU | 20930 kg/ano | Químicos biológicos e | Outros | Não quantificados |
| | Permissionários | Não quantificados | | Laboratoriais | Não quantificados |
| | Corredores | Não quantificados | | Serviços de Saúde | Não quantificados |

A Figura 1 ilustra os principais fluxos de resíduos gerados na instituição em estudo. Das 14 tipologias de resíduos geradas, cinco são coletadas pela equipe interna de coleta do centro universitário, que os encaminha para o Centro de Triagem Universitário, onde são segregados conforme sua tipologia, ou para as caçambas externas para disposição final em aterro. Quando os resíduos não são coletados pelas equipes internas, tornam-se responsabilidade da dependência geradora, que pode ser um laboratório, um departamento etc, e pode acionar a equipe de coleta em casos especiais (resíduos eletrônicos, por exemplo) ou terceirizar o serviço. Ressalta-se que as canetas de quadro, apesar de seu potencial para reciclagem, no cenário de realização do levantamento seguiam para aterros sanitários. O mesmo

acontecia para resíduos de construção civil (RCC). Lâmpadas e outros resíduos perigosos, como outros óleos e graxas, resíduos laboratoriais e de serviços de saúde, eram destinados a abrigos especiais para resíduos perigosos, para então seguirem para tratamento e descontaminação em uma empresa terceirizada, que encaminhava tais materiais pós-descontaminação para reciclagem ou disposição final. Outros resíduos eletroeletrônicos (REEE), toners de impressora e recicláveis comuns eram encaminhados para armazenamento no Centro de Triagem Universitário, e, na sequência, para cooperativas de catadores de materiais recicláveis, que os encaminhariam para as empresas recicladoras desses materiais. Por fim, as pilhas e baterias eram destinadas à logística reversa, para tratamento e reciclagem.

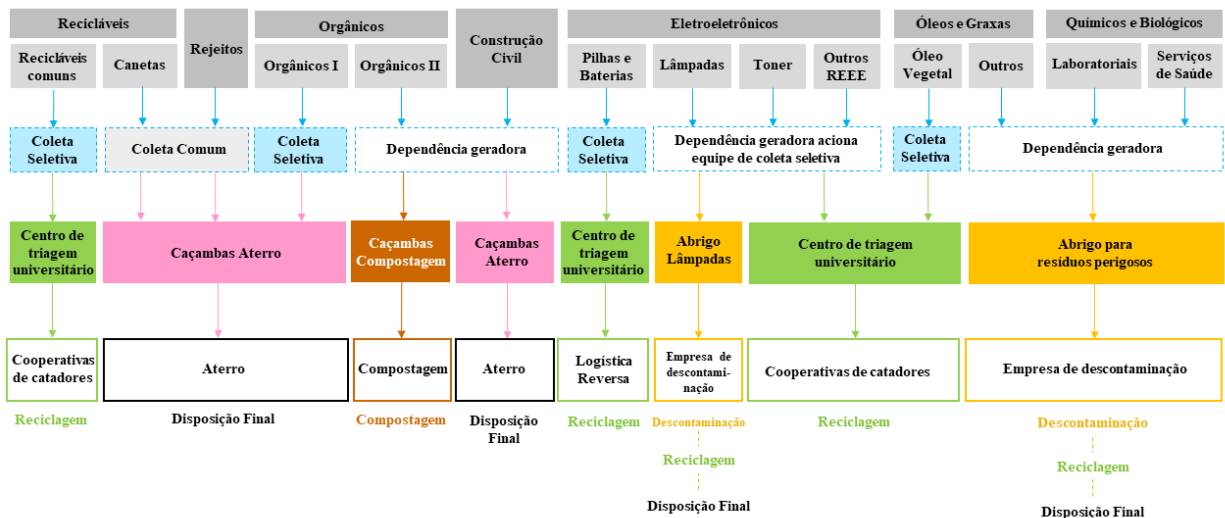


Figura 1. Diagnóstico dos fluxos de resíduos identificados no centro universitário. Fonte: Própria, 2019

A partir da identificação e análise dos fluxos e destinações dados aos resíduos gerados no centro universitário, foram identificados 6 fluxos inadequados ou menos preferíveis de resíduos dentro da instituição, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Principais falhas observadas na gestão de resíduos do centro universitário. Fonte: Própria

| Etapa | Falha |
|---------------------|--|
| Segregação primária | Coleta seletiva restrita apenas aos corredores da instituição. |
| | Segregação primária ainda executada de forma inadequada nos coletores da coleta seletiva. |
| Armazenamento | Centro de Triagem Universitário com espaço insuficiente. |
| | Abrigos para lâmpadas com espaço insuficiente. |
| Destinação final | Os REEE deveriam preferencialmente ser enviados a cooperativas ou empresas recicladoras devidamente habilitadas e especializadas dado o potencial de periculosidade desses materiais |
| | Envio de canetas e resíduos orgânicos para destinação final em aterros. |

A primeira falha identificada na gestão dos resíduos do centro universitário foi relativa ao sistema de coleta seletiva da instituição, que possuía coletores especiais para as tipologias de papel, plástico, metal, vidro, orgânicos e não recicláveis apenas nos corredores do centro. Este ponto foi destacado como uma fragilidade ao sistema, pois salas de aula, departamentos e alguns laboratórios, por não possuírem tais coletores próximos, destinavam os resíduos gerados (muitos deles recicláveis) em coletores comuns, que seguiam no fluxo de resíduos misturados. Os altos valores de resíduos misturados, apresentados no Quadro 1, refletem essa realidade. Para o pleno funcionamento da coleta seletiva, é necessário que a instituição como um todo possua os coletores especiais para garantir a segregação na fonte, e, com isso,

garantir maior parcela de resíduos encaminhados às destinações corretas. Mesmo havendo coletores especiais para a coleta seletiva, foi observada a segregação de forma inadequada pela comunidade acadêmica, mesmo havendo instruções educativas próximas aos coletores sobre onde descartar cada tipo de resíduo, como ressaltado no levantamento de Ottoni (2019) nesta instituição.

Ainda, foi constatado que tanto o centro de triagem quanto os abrigos para lâmpadas apresentavam-se constantemente lotados, o que indica a necessidade de destinação final mais frequente na instituição, como apontado por Ottoni (2019). No caso do abrigo de lâmpadas, a contratação da empresa terceirizada de descontaminação foi identificada como um alto custo ao centro universitário, e, por isso, as coletas eram mais espaçadas, o que resultava em abrigos com espaço insuficiente.

Em termos de destinação final, observou-se que os resíduos eletroeletrônicos gerados deveriam seguir preferencialmente para coleta por empresas recicladoras ou cooperativas de catadores especializadas e com as devidas licenças para processar tais materiais em decorrência do potencial de periculosidade de certos REEE. Além disso, outros resíduos, como as canetas e os orgânicos, deveriam seguir para a reciclagem e não para aterros, como apontado pelo diagnóstico na Figura 1. Portanto, novos fluxos de resíduos foram propostos para a instituição em questão, como ilustra a Figura 2.

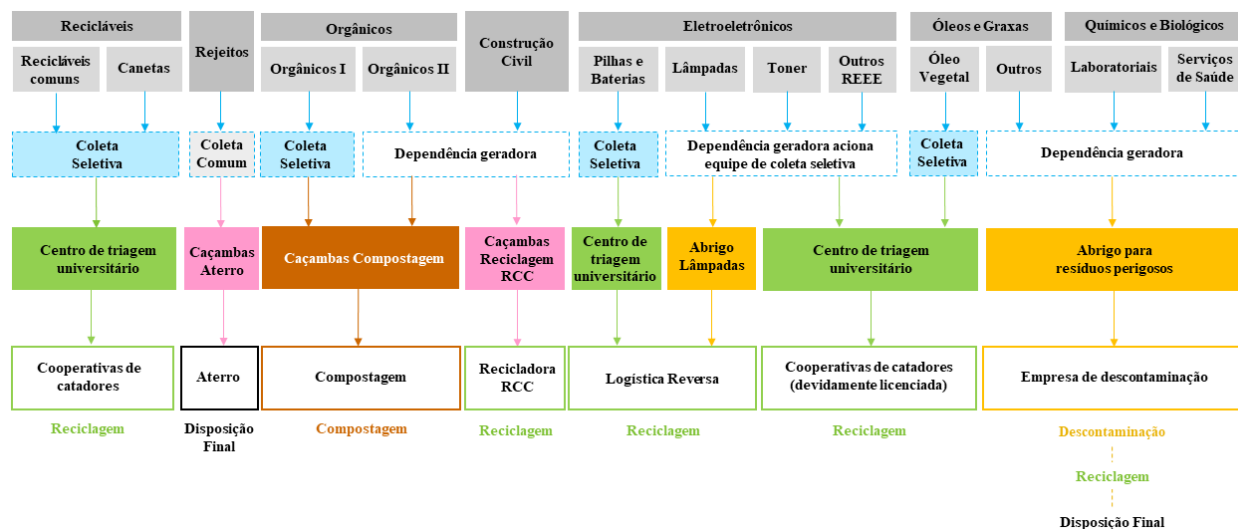


Figura 2. Fluxos de resíduos propostos para o centro universitário. Fonte: Própria

As alterações sugeridas nos fluxos de resíduos (Figura 2) são referentes a canetas descartadas, orgânicos I, construção civil, lâmpadas, toner e outros REEE. Para o caso das canetas, indicou-se o armazenamento interno no centro de triagem universitário para, na sequência, proceder-se à doação para as cooperativas de catadores, que atualmente já recebem esse material para encaminhá-los a empresas recicladoras. Com relação aos orgânicos I (restos de comida), podem ser destinados à compostagem tanto nas composteiras do centro universitário quanto externamente por empresas atuantes nesse segmento, muito embora existam outras opções na literatura para destinação sustentável da fração orgânica. Os resíduos da construção civil deveriam ser preferencialmente segregados em seus subgrupos, com a porção reciclável encaminhada para reciclagem ao invés de aterros sanitários. Quanto às lâmpadas descartadas, indicou-se a opção de o centro universitário estabelecer parceria com a entidade gestora da logística reversa de lâmpadas já existente em território nacional para a coleta e posterior tratamento e reciclagem, mesmo que este não seja um serviço gratuito às universidades no atual cenário, por serem grandes geradoras. Por fim, recomendou-se que a instituição encaminhasse os REEE apenas a cooperativas devidamente habilitadas para receberem e estocarem esse material, em decorrência do seu potencial de periculosidade, caso manuseados de forma inadequada.

4. Conclusão

O presente estudo avaliou os fluxos de resíduos existentes em um centro universitário no Brasil, apontando as falhas identificadas no gerenciamento desses materiais na instituição, e trouxe uma proposta de fluxograma de gestão integrada para todas as tipologias de resíduos identificados. Os principais resultados apontaram para o subaproveitamento dos resíduos orgânicos, com alto potencial para compostagem e outros tipos de aproveitamento mais sustentáveis, e a necessidade de expandir o programa de coleta seletiva interno para todas as dependências, de maneira a aumentar a recuperação dos materiais recicláveis e compostáveis no local.

Apesar das limitações relacionadas aos dados quantitativos de algumas tipologias de resíduos, a principal contribuição deste estudo consistiu na proposta metodológica com base na análise de fluxos com fins de aplicação na elaboração de PGRS e planejamento ambiental integrado em ambientes universitários. Futuros estudos podem considerar uma análise pós-pandêmica para a gestão de resíduos sólidos em universidades em consonância com o gerenciamento integrado e aumento de circularidade nessas instituições de ensino superior.

Agradecimentos

Ao Conselho Brasileiro de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelas bolsas de número 132388 / 2020-0 e 140233 / 2020-2 concedidas para o primeiro e terceiro autores, respectivamente.

Referências

- Adeniran, A. E., Nubi, A. T., & Adelopo, A. O. (2017). Solid waste generation and characterization in the University of Lagos for a sustainable waste management. *Waste Management*, 67, 3–10.
- Alshuwaikhat, H. M., & Abubakar, I. (2008). An integrated approach to achieving campus sustainability: assessment of the current campus environmental management practices. *Journal of Cleaner Production*, 16(16), 1777–1785.
- Coker, A. O., Achi, C. G., Sridhar, M. K. C., & Donnett, C. J. (2016). Solid Waste Management Practices at a Private Institution of Higher Learning in Nigeria. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 28–39.
- Ebrahimi, K., & North, L. A. (2016). Effective Strategies for Enhancing Waste Management at University Campuses. *International Journal of Sustainability in Higher Education Article information* 18, No. 7, pp. 1123-1141.
- Fonseca, D. L., Ottoni, M., Moura, R. P., Guzmán, J. R., Lima, T. de A., Santos, K. F. M., Oliveira, T. J. P., Gonçalves, C. de S., Silva, M. de M., & Monteiro, G. G. (2017). *Universidade Federal do Rio de Janeiro ESTUDO PRÉVIO À ELABORAÇÃO DO PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PGRS) DO CENTRO DE TECNOLOGIA DA UFRJ Trabalho elaborado no âmbito da disciplina Tópicos em Engenharia Ambiental II (EEHX03)*. 1–77.
- Gallardo, A., Edo-Alcón, N., Carlos, M., & Renau, M. (2016). The determination of waste generation and composition as an essential tool to improve the waste management plan of a university. *Waste Management*, 53, 3–11.
- Ottoni, M. de S. O. (2019). PLANOS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PGRS) EM UNIVERSIDADES PÚBLICAS BRASILEIRAS: PANORAMA NACIONAL E PROPOSTA DE DIRETRIZES PARA PGRS DO CENTRO DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. *Trabalho de Final de Curso - Universidade Federal Do Rio de Janeiro (UFRJ)*, 118.

Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos de una Comunidad de Bajos Ingresos.

Lara Castro, Ramón¹; Lima Morra, Roberto²

*1 Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Católica de Asunción, Cantaluppi y G. Molinas, Paraguay,
ramonlaracastro@gmail.com*

2 Centro de Tecnología Aplicada, Universidad Católica de Asunción, r.lima.morra@gmail.com

Resumen

Los residuos sólidos son un grave problema para las comunidades de bajos ingresos en el Paraguay, debido a que estas no pueden acceder a un servicio de recolección de residuos municipal y no tienen el poder adquisitivo necesario para gestionar el servicio de forma privatizada.

La elaboración de un plan de gestión de residuos sólidos enfocado a este nivel socioeconómico se vuelve fundamental y urgente, de forma que se pueda ayudar a las personas en esta situación a mitigar su impacto ambiental y mejorar su condición de vida.

En el asentamiento 8 de Diciembre de la ciudad de Luque, se realizaron estudios para conocer la cantidad de residuos sólidos generados y la caracterización de los mismos.

En base a los resultados, se estableció que la mejor alternativa para la recolección de los residuos es la implementación en la comunidad de dos puntos estratégicos de acopio para la disposición de residuos, donde estos deben contar con los elementos necesarios para recibir residuos tanto valorizables como no-valorizables.

Se determinó que el proyecto puede ser autosustentable económicamente, si se consigue realizar entre 80% a 85% de reciclado o reutilización de los residuos generados en la comunidad. Además, se debe realizar una inversión de tiempo considerable en talleres y capacitaciones sobre la gestión de los residuos en la comunidad a modo de que el proyecto pueda ser sostenible en el tiempo.

PALABRAS CLAVE: *residuos sólidos, caracterización, gestión de residuos sólidos, sistema de recolección, manejo de los residuos.*

Solid Waste Management Plan for a Low-Income Community.

Lara Castro, Ramón¹; Lima Morra, Roberto²

Abstract

Solid waste is a serious problem for low-income communities in Paraguay because they cannot access a municipal waste collection service and do not have the purchasing power to manage the service in a privatized way.

Make a solid waste management plan focused on this socioeconomic level becomes fundamental and urgent, to help people in this situation to mitigate their environmental impact and improve their life quality.

In the settlement 8 de Diciembre in the city of Luque, studies were do it to determine the amount of solid waste generated and its characterization.

Based on the results, it was established that the best alternative for waste collection is the implementation in the community of two strategic collection points for waste disposal, where they must have the necessary elements to receive valuable and no valuable waste.

It was determined that the project can be economically self-sustainable, if it is possible to carry out between 80% to 85% of recycling or reuse of the waste generated in the community, in addition, a considerable investment of time must be made in workshops and training on the management of the waste in the community so that the project can be sustainable over time.

KEY WORDS: solid waste, characterization, solid waste management, collection system, waste management.

Introducción

En la actualidad la gestión de los residuos sólidos se ha vuelto un servicio indispensable para la vida cotidiana. Los seres humanos a nivel mundial generamos residuos constantemente en volúmenes que van aumentando anualmente, donde estos requieren de una correcta gestión para evitar que la incorrecta disposición pueda generar problemas urbanos, ambientales y sociales.

Para dimensionar el problema de la gestión de residuos, la caracterización de ellos toma un papel protagónico, donde determinando el porcentaje de sus componentes se pueden obtener datos suficientes para elaborar, evaluar y optimizar soluciones tanto de manejo como de disposición de los residuos.

Los asentamientos del Paraguay son comunidades que en su mayoría se encuentran habitados por personas de escasos recursos, ubicadas en las periferias de las ciudades más urbanizadas del país. Donde los servicios básicos, así también como sus condiciones de vida en su mayoría se encuentran de forma precaria.

En los asentamientos el problema de los residuos se acentúa, debido a que en su mayoría no tienen la posibilidad de acceder a un servicio de recolección de residuos, generando condiciones de vida insalubres y problemas sociales consecuencia de las malas prácticas de disposición. ocasionados por la falta de un sistema de gestión.

Considerando la vulnerabilidad de los asentamientos, debido a sus condiciones socioambientales se plantea este estudio a modo de desarrollar una alternativa de gestión de residuos, para evitar las malas prácticas de disposición de ellos y consecuentemente mejorar su entorno y su condición de vida, orientando a la comunidad hacia un ambiente más sustentable.

El presente proyecto fue realizado con apoyo de la organización TECHO Paraguay.

Metodología

- Presentación del proyecto a la comunidad seleccionada en conjunto con la organización TECHO Paraguay.
- Realización de talleres y charlas de capacitación sobre los estudios realizados en la comunidad, detallando cronograma de actividades.
- Determinación de número de muestras, selección de participantes y realización de encuestas a la población para recaudar datos de diagnóstico de gestión de residuos sólidos actuales.
- Realización de estudios de cuarteo y caracterización de residuos.

- Cuantificar la cantidad de residuos generados por habitante y la caracterización de ellos.
- Plantear soluciones para la gestión de los residuos sólidos en la comunidad en base a los datos obtenidos de cantidad de residuos generados, densidad de los residuos y caracterización de ellos.

Resultados

El asentamiento 8 de diciembre ubicado en la ciudad de Luque, se encuentra constituido por 8 manzanas y cuenta con un total de 1274 personas distribuidas en 260 familias, donde el ingreso aproximado por familia es de 190 USD por familia, muy por debajo del sueldo mínimo que se recibe en Paraguay.



Figura 1. Ubicación y dimensión del Asentamiento 8 de Diciembre

En la comunidad no existe un sistema de recolección de los residuos sólidos, el 100% de los encuestados realiza la quema de sus residuos sólidos. Del total de encuestados un 30% además de la realización de la quema, realiza actividades de reciclaje o entierran sus residuos (Figura 2).

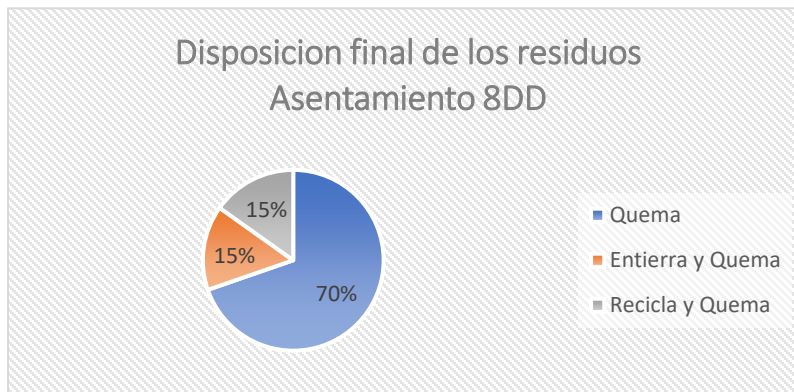


Figura 2. Disposición final de los Residuos del Asentamiento 8 de Diciembre

Por medio de los estudios realizados se determinó que la población genera de residuos sólidos un total de 0,53 kg/hab./día con una densidad de 0,154 kg/l.

La caracterización de los residuos se encuentra dada por la siguiente tabla:

Tabla 1. Caracterización de los residuos sólidos en el asentamiento 8 de Diciembre

| Componente | Composición (%) |
|----------------------|-----------------|
| ORGANICOS | 44% |
| PLASTICOS | 12% |
| SANITARIOS Y PAÑALES | 11% |
| VIDRIO | 7% |
| ARENA | 5% |
| CERAMICA Y PIEDRA | 5% |
| ROPA Y TEXTILES | 4% |
| PAPEL Y CARTON | 4% |
| METALES NO FERROSOS | 2% |
| OTROS | 6% |

Conclusión

La suma de los residuos valorizables y de los residuos orgánicos representan el 70% de los residuos totales donde se plantea que estos sean o reciclados o procesados como el caso de los orgánicos, por lo que, realizando una gestión insitu de los residuos valorizables y la materia orgánica, solamente el 30% restante de los residuos totales iría a disposición final.

Considerando las características de los residuos de la comunidad, se realizó una comparación entre las alternativas más apropiadas, donde se determinó que la solución más adecuada para la comunidad es la estrategia de recolección de residuos por medio de puntos estratégicos de acopio.

Se propuso la instalación de dos puntos de acopio donde las ubicaciones de los puntos de disposición de residuos deben encontrarse en lugares que las personas de la comunidad frecuenten durante sus actividades diarias, donde determinamos que cada punto debe contar con 1 contenedor de 5m³ para los residuos considerados como no valorizables y 3 bolsas de 1m³ conocidas en el mercado local como Bigbags

donde se colocarán los residuos de aluminio, vidrio y plástico que posteriormente serán vendidos a recicladoras.

A modo de facilitar la disposición de los residuos, se estableció que cada Bigbag se debe encontrar señalizado debidamente con su color correspondiente, según el tipo de residuo que contiene y contar con una pequeña ilustración de materiales comunes que se suelen encontrarse en cada categoría.

Para la frecuencia de recolección se determinó que para los contenedores debe ser al menos 1 vez por semana, a modo de evitar que estos se conviertan en captadores de insectos y roedores que pueden ser vectores de enfermedades, mientras que una frecuencia de entre 1 y 2 veces al mes para los residuos valorizables.

Tabla 2. Cálculo de contenedores y frecuencia de recolección

| Parámetro | Residuos generados esperados semanales (tn) | Volumen (m3) | Contenedores Necesarios (und) | Frecuencia de Recolección |
|--------------------------|---|--------------|-------------------------------|---------------------------|
| Plástico | 0,46 | 1,98 | 2 und de 1 m3 | 1 vez a la semana |
| Vidrio | 0,26 | 0,8 | 2 und de 1 m3 | 1 vez cada 15 días |
| Metales no ferrosos | 0,07 | 0,18 | 2 und de 1 m3 | 1 vez cada 15 días |
| Residuos no valorizables | 1,52 | 9,87 | 2 und de 5 m3 | 1 vez a la semana |

Para que la comunidad tome conciencia de la importancia de la gestión de residuos se propuso la aplicación de capacitaciones utilizando la metodología RANAS donde se toman en cuenta factores como los riesgos, actitud, normas, habilidad y autorregulación

Otras propuestas fueron la realización de campañas de difusión tanto por medios impresos, así como también digitales, para que las personas puedan asistir a los diversos eventos de capacitaciones.

Para que la alternativa seleccionada sea económicamente viable se determinó que los pobladores deben lograr un reciclado de entre 80% a 85% de sus residuos valorizables generados en la comunidad, con este porcentaje de elementos reciclados los costos de ganancias esperadas compensan los costos operativos de la recolección mensual (Figura 3).

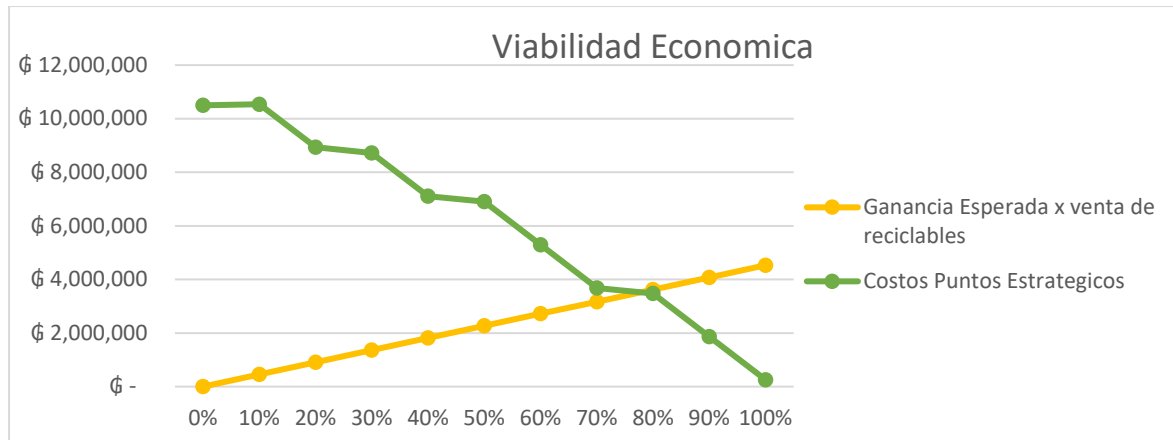


Figura 3. Cálculo de rentabilidad del proyecto

Paralelamente, se concluyó en base a la disposición de pago de la comunidad que el proyecto será viable si se reciclan entre el 20% al 25% de sus residuos sólidos.

Si no se cumplen las condiciones citadas previamente, se determinó que el proyecto no sería viable debido a que las familias no podrán abonar por los costos operativos.

Referencias

Casati Morales, R. (2010). Evolución y tendencia de la cantidad, generación y composición de los residuos sólidos en asunción.

Lima Morra, R. (2002). Manual de Gestión Integral de Residuos Sólidos y sus actualizaciones.

Lima Morra, R. A. (2004). Manejo de los Residuos Sólidos del Conjunto Habitacional de la Cooperativa de Viviendas por Ayuda Mutua, Ciudad de Itá.

PNUD & MADES (2019). Guía Metodológica Para la Caracterización de los Residuos Sólidos Urbanos.

[Phttps://www.jircas.go.jp/sites/default/files/publication/green/green44-15_1-11.pdf](https://www.jircas.go.jp/sites/default/files/publication/green/green44-15_1-11.pdf)

Sakurai, K. (1983), Método sencillo del análisis de residuos sólidos, Hoja de Divulgación Técnica 17, CEPIS/OPS.

Senasa & Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social. (2015). Plan de Gestión ambiental de residuos sólidos en la comunidad de Pirayú – Paraguay

TECHO Paraguay. (2019, junio). ECO - Encuestas a Comunidades 8 de Diciembre.

USAID & EAWAG. (2017). Behavior Change manual.



DESCARTE IRREGULAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM GRANDES CIDADES LATINO-AMERICANAS: ESTUDO DE CASO DE FORTALEZA- CEARÁ -BRASIL

Rocha, Raphael Cândido Sobral¹; Silva, Adeildo Cabral²; Cabral, Nájila Rejanne Alencar Julião³; Mendes Júnior, Carlos Alberto⁴

¹ Fortaleza, Ceará, Brasil, raphael-fortaleza@hotmail.com

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brasil, cabral@ifce.edu.br

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brasil, najila@ifce.edu.br

⁴ Superintendência Estadual de Meio Ambiente do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brasil, carlos.alberto@semace.ce.gov.br

Resumo

A cidade de Fortaleza é a quinta capital do país em população, com o maior produto interno bruto (PIB) da região Nordeste do Brasil em 2020. Apresenta aproximadamente 1500 pontos de descartes irregulares de resíduos sólidos. O presente trabalho teve por objetivo identificar os principais pontos de descarte irregular de resíduos sólidos no Bairro Passaré, em Fortaleza, e analisar seus impactos socioambientais em escala local. No período de junho a dezembro de 2020, houve visitas a campo para a identificação dos pontos de descarte irregular dos resíduos e para a coleta de informações. Aplicou-se questionário à população do Bairro, utilizando-se a ferramenta *Google Forms*, sobre os impactos ambientais e sobre disposição de resíduos. Cinco pontos de descarte inadequado de resíduos foram identificados como mais críticos, com algumas características em comum, a saber: estão situados em terrenos desocupados; na maioria dos casos, estão localizados em esquinas entre duas ruas; no seu entorno, existem imóveis residenciais, praças e escolas; o material descartado é composto por resíduos domiciliares e da construção civil. O descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos é uma realidade inconveniente, com significativo impacto econômico e ambiental para toda cidade.

Abstract

The city of Fortaleza is the fifth capital of the country in terms of population, with the largest gross domestic product (GDP) in the Northeast region of Brazil in 2020. It has approximately 1.500 points of irregular solid waste disposal. This study aimed to identify the main points of irregular disposal of solid waste in Bairro Passaré, in Fortaleza, and analyze their social and environmental impacts at a local scale. In the period from June to December 2020, field visits were made to identify irregular waste disposal points and to collect data. We applied a questionnaire to the population of the neighborhood, using the Google Forms tool, concerning environmental impacts and waste disposal. Five points of inadequate waste disposal were identified as the most critical, with some common features, such as: they are located on unoccupied land; in most cases, they are located on corners between two streets; in its surroundings, there are residential properties, open urban squares and schools; the discarded material is made up of household and construction waste. The inadequate disposal of urban solid waste is an inconvenient reality, with a significant economic and environmental impact for the entire city.

Palabras clave/keywords: resíduos sólidos, impactos socioambientais, Fortaleza/ solid waste, environmental impact, Fortaleza.

1. Introdução

A gestão de resíduos sólidos em praticamente toda América Latina apresenta boa estrutura de coleta e deficitária destinação final, técnica e ambientalmente sustentável. Os problemas mais graves do descarte irregular estão presentes nos grandes centros urbanos, como: Cidade do México, Cidade do Panamá, Lima, Caracas, Quito, Assunção, Brasília, Fortaleza, entre outras (NALINI, 2016).

Os resíduos sólidos são uma das áreas do saneamento básico. No Brasil, os resíduos sólidos se constituem em um grave problema urbano, notadamente, nas grandes cidades. O crescimento populacional ocorrido nas décadas de 1960 e 1970 sem a devida infraestrutura urbana foi uma das forças motrizes a pressionar o meio ambiente, com ênfase na geração de resíduos.

Apesar de existir legislação pertinente à temática ambiental que induz condutas mais aproximadas com a sustentabilidade, a exemplo da Política Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 1981), da Política Nacional de Educação Ambiental (Brasil, 1999), da Política Federal de Saneamento Básico (Brasil, 2007), da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), entre outras; ainda persistem comportamentos e atitudes que provocam significativo passivo ambiental, em especial com relação aos resíduos sólidos.

O Estado do Ceará possui população estimada de 9.187.103 habitantes (IBGE, 2020) e sua capital, Fortaleza tem 2.686.212 habitantes (IBGE, 2020). O Ceará possui também ampla legislação que trata das questões ambientais, a exemplo da Política Estadual de Meio Ambiente (Ceará, 1987), da Política Estadual de Educação Ambiental (Ceará, 2011), da Política Estadual de Resíduos Sólidos (Ceará, 2016a), da Política Estadual de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário (Ceará, 2016b) e outras; mesmo assim, há dificuldade em que a população atenda aos dispositivos legais, notadamente na questão de descarte de resíduos sólidos.

Reconhecidamente, o acúmulo de resíduos em locais inadequados são propícios à proliferação de doenças como a dengue, a zika, a chikungunya, hepatite A, verminoses e tantas outras (Ministério da Saúde, 2017). O descarte irregular em locais impróprios, chamados de vazadouros à céu aberto, também podem provocar transtornos nas áreas urbanas como alagamentos e enchentes, por serem responsáveis pelo entupimento dos equipamentos de drenagem. Fortaleza apresenta cerca de 1.500 pontos de descarte irregular de resíduos sólidos (Saraiva, 2021).

Nesse contexto, o presente trabalho optou por concentrar sua atenção na capital do Ceará, Fortaleza, em um de seus bairros mais populosos, o Bairro Passaré. A pesquisa teve por objetivo identificar os principais pontos de descarte irregular de resíduos sólidos no Bairro Passaré, em Fortaleza, e analisar seus impactos socioambientais em escala local.

2. Metodologia

A pesquisa é descritiva e exploratória, com estudo de caso em um dos bairros mais populosos da capital cearense. O bairro Passaré tem 50.940 habitantes e é o local onde estão situados a Arena Castelão e outros equipamentos desportivos, que sediaram a Copa do Mundo FIFA 2014, bem como o Hospital Sarah Kubitscheck, referência em doenças do aparelho locomotor.

2.1 Métodos e técnicas

Para a pesquisa de campo foram realizadas 10 visitas ao Bairro Passaré, no período de junho a dezembro de 2020, percorrendo o trajeto do P1 ao P5 (ver Figura 1), tanto nos dias de semana, seguindo a rota em vermelho, quanto nos finais de semana, seguindo a rota em azul.

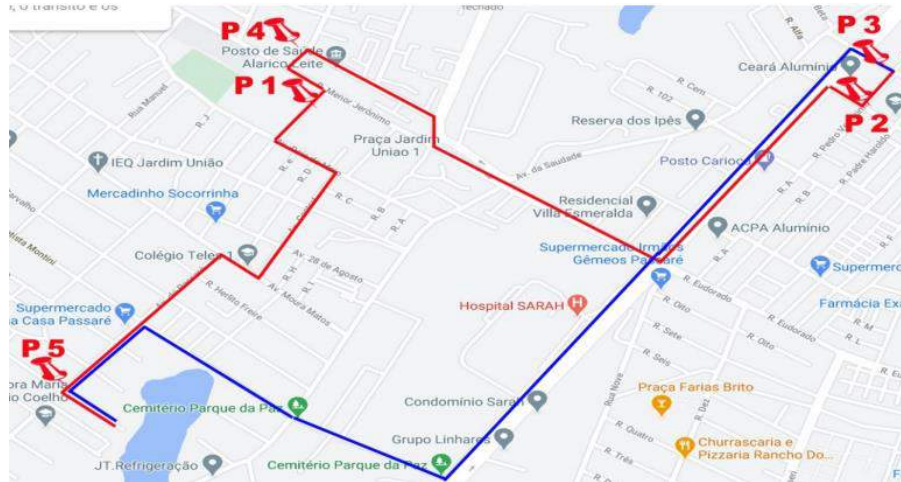


Figura 1. Roteiro para realização da pesquisa de campo no Bairro Passaré, Fortaleza, Ceará, Brasil

Para reconhecer a percepção dos moradores sobre os impactos ambientais decorrentes da disposição irregular de resíduos, foi aplicado um questionário a 50 pessoas, maiores de 18 anos, por meio da ferramenta *Google Forms*, no qual a primeira página se constituía no Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, garantindo-se o anonimato dos respondentes. A abordagem do questionário versava sobre a regularidade do serviço de limpeza da prefeitura, a percepção dos impactos que o lixo disposto inadequadamente causa ao meio ambiente e sobre o conhecimento de disposição final dos resíduos em Fortaleza. O formulário foi enviado por meio do aplicativo *Whatsapp*, diretamente para o contato dos entrevistados.

3. Resultados e discussão

Os resultados da pesquisa de campo permitiram a identificação de cinco pontos críticos de descarte inadequado de resíduos, que apesar de distantes uns dos outros, possuem as seguintes características comuns: estão situados em terrenos desocupados; na maioria dos casos, estão localizados em esquinas entre duas ruas; no seu entorno, existem imóveis residenciais, praças e escolas; o material descartado é composto por resíduos domiciliares e da construção civil.

Algumas fotos permitem visualizar a situação de alguns dos pontos críticos de descarte irregular (ver figura 2). À esquerda, imagem do local de descarte situado entre a Rua Menor Jerônimo com a Avenida Maria Mirtes Pereira. No centro, imagem do descarte de gesso cartonado e cerâmicas, utilizadas em construção civil, cujo local está situado entre a Rua Pedro Veríssimo e Rua Professor Moreira de Souza. À direita, outro local de descarte de resíduos domiciliares entre a Rua Pedro Veríssimo e Rua Cachoeirinha.



Figura 2. Mosaico de fotos dos pontos críticos: a) descarte irregular na Rua Menor Jerônimo; b) descarte de resíduos na Rua Pedro Veríssimo; c) descarte na Rua Pedro Veríssimo com Rua Cachoeirinha, no Bairro Passaré, Fortaleza, CE.

Dois dos pontos críticos de descarte irregular encontram-se próximos, situados em esquinas de uma mesma rua (Rua Pedro Veríssimo). Nas visitas de campo foi possível observar que são locais de pouca movimentação de pessoas e com poucas ocupações (residências, comércios), o que pode contribuir para que o local seja utilizado de maneira inadequada para descarte de resíduos.

A figura 3 mostra a situação do descarte irregular de dois distintos pontos, à esquerda o ponto localizado entre as Rua Oiticicas e Rua Menor Jerônimo; à direita foto do ponto situado na Avenida Presidente Costa e Silva, conhecida como Avenida Perimetral (ver figura 3).



Figura 3. Pontos críticos de descarte irregular: a) descarte de resíduos na Rua Oiticicas; b) descarte irregular na Avenida Presidente Costa e Silva, no Bairro Passaré, Fortaleza, CE

Observa-se que dois dos pontos críticos de descarte irregular estão situados em esquinas da Rua Menor Jerônimo, o que chama a atenção por ser também a rua em que está situado o Ecoporto do Bairro Passaré, inaugurado em 16 de setembro de 2019, em frente ao número 2930. Citado Ecoporto conta com estrutura especializada para receber “entulho, restos de poda, móveis e estofados velhos, além de óleo de cozinha, papelão, plásticos, vidros e metais” (FORTALEZA, 2019).

3.4. Percepção de moradores sobre os impactos ambientais do descarte irregular de resíduos sólidos

Quanto à percepção dos moradores sobre o serviço público de limpeza urbana do município, 86% dos entrevistados afirmaram que o caminhão passa 3 vezes por semana recolhendo, em sistema porta a porta, os resíduos sólidos domiciliares; 12% afirmaram que o veículo coletor passa duas vezes na semana e 2% afirmaram que não há coleta regular de resíduos. Constata-se que não há omissão por parte do poder público municipal em cumprimento aos dispositivos legais, que conferem à municipalidade o dever de coletar esse tipo de resíduo. Conforme a prefeitura do município a coleta no Bairro Passaré é regular, no horário diurno, nas segundas, quartas e sextas (FORTALEZA, 2020).

A respeito da percepção dos moradores sobre os efeitos negativos ocasionados pelo descarte irregular de resíduos em locais inapropriados, 52% dos entrevistados afirmaram que tem conhecimento dos impactos ambientais negativos provocados no meio ambiente; 44% dos entrevistados afirmaram que sabem somente o básico sobre o assunto e 4% dos entrevistados afirmaram que não tem nenhum conhecimento que o descarte irregular poderia provocar danos ao meio ambiente. Há de se destacar que o descarte irregular se constitui em infração ambiental de acordo com o Decreto Federal n. 6.514/2008, quando diz textualmente ser infração “toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente” (BRASIL, 2008).

Os dados desta pesquisa não permitem afirmar que as pessoas responsáveis pelo descarte dos resíduos em locais inadequados são aquelas entrevistadas que disseram não ter conhecimento ou saberem pouco sobre os danos e impactos para o ambiente. No entanto, os dados trazem uma importante reflexão para a necessidade de implementação de ações educativas e de repasse de informações, no sentido de sensibilizar os moradores sobre a nocividade e os danos decorrentes de descarte irregular de resíduos sólidos, bem como da importância do cuidado com a manutenção da qualidade ambiental urbana.

O questionário abordou a percepção dos moradores quanto seu conhecimento de destinação final dos resíduos quando coletados, porta a porta, pelo serviço público municipal. Os resultados apontam que 78% dos entrevistados não tinham ciência sobre a destinação final dos resíduos sólidos do município de Fortaleza. Fortaleza dispõe os resíduos domiciliares coletados em Aterro Sanitário Consorciado, que se constitui em adequada disposição final. Esse dado de que a maioria dos respondentes desconhece a responsabilidade ambiental do município pode constatar que, provavelmente, as infrações ambientais cometidas pelos moradores pelo descarte irregular de resíduos podem estar relacionadas a um não sentimento de pertencimento ao local, que se traduz no não cuidado aos ambientes urbanos.

Ações educativas poderiam auxiliar no sentido de adoção de hábitos mais sustentáveis por parte da população, como reduzir a quantidade de resíduos gerados, bem como descartá-los nos dias em que o serviço de coleta pública passar no bairro. Existem diferentes programas de educação ambiental em execução, a exemplo do programa Ecoponto e do programa Recicla Fortaleza (FORTALEZA, 2019). O primeiro se constitui em dotar um local de infraestrutura apropriada para receber materiais recicláveis; inclusive existe um Ecoponto na Rua Menor Jerônimo, no Bairro Passaré, bem próximo de um dos pontos críticos de descarte identificados nesta pesquisa. O Programa Recicla Fortaleza tem o propósito de, por meio de parceria com a companhia de energia, viabilizar descontos na tarifa de energia elétrica quando comprovada a entrega dos resíduos recicláveis nos Ecopontos.

4. Conclusões

O descarte inadequado de resíduos sólidos é uma realidade encontrada não somente no Bairro Passaré, mas também, em vários bairros da cidade de Fortaleza. Apesar do sistema de limpeza urbana pública ser eficiente, considerando que existe a coleta regular no sítio estudado, a conduta de moradores em descartar resíduos domiciliares e resíduos da construção civil levam a potencial risco à saúde humana e à degradação do ambiente urbano.

O desconhecimento de informações sobre os riscos e perigos inerentes do descarte irregular de resíduos é um dos fatores agravantes da problemática encontrada no Bairro Passaré, visto que é realizado pela própria comunidade e também por prestadores de serviço denominados carroceiros, que descartam, principalmente, restos de entulhos da construção civil, restos de podas de árvores e móveis antigos nos 5 pontos analisados nesta investigação. Em consequência do descarte inadequado, para além da poluição visual, está a ocorrência de odor desagradável, da potencial contaminação do solo, da água e do ar.

A educação ambiental se apresenta como uma ferramenta viável para auxiliar na minimização da problemática aqui analisada (descarte irregular de resíduos). É preciso continuar investimentos em programas socioambientais, ampliando-se os Ecopontos, bem como intervindo em ações educativas que promovam a alteração de condutas e de comportamentos para promoção de melhoria da qualidade ambiental urbana.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Energias Renováveis e Conforto Ambiental (LERCA), do Departamento da Construção Civil, do IFCE, *campus* Fortaleza; bem como à Superintendência Estadual de Meio Ambiente do Ceará (Semace) pelo suporte institucional.

Referências

BRASIL. (1981). Lei Federal n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 2 nov. 1981.

BRASIL. (1999). Lei Federal n. 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Nacional de Educação Ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, 29 abr. 1999.

BRASIL. (2007). Lei Federal n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais de saneamento básico, cria o Comitê Interinstitucional de Saneamento Básico e dispõe sobre a Política Federal de Saneamento Básico. Diário Oficial da União, Brasília, 11 jan. 2007.

BRASIL. (2008). Decreto Federal n. 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o procedimento administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 23 jul. 2008.

BRASIL. (2010). Lei Federal n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, 3 ago. 2010.

CEARÁ. (1987). Lei Estadual n. 11.411, de 28 de dezembro de 1987. Dispõe sobre a Política Estadual de Meio Ambiente. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, 4 out. 1987.

CEARÁ. (2011). Lei Estadual n. 14.892, de 31 de março de 2011. Dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Estadual de Educação Ambiental. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, 4 abr. 2011.

CEARÁ. (2016a). Lei Estadual n. 16.032, de 20 de junho de 2016. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos no âmbito do Estado do Ceará. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, 22 jun. 2016.

CEARÁ. (2016b). Lei Complementar n. 162, de 20 de junho de 2016. Institui a Política Estadual de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário no Estado do Ceará, institui o Sistema Estadual de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário, o Sistema de Informações em Saneamento e cria o Fundo Estadual de Saneamento. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, 22 jun. 2016.

FORTALEZA (2019). Prefeito Roberto Cláudio inaugura Eco ponto no bairro Passaré e amplia programa de reciclagem na cidade. (<https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/prefeito-roberto-claudio-inaugura-ecoponto-no-bairro-passare-e-amplia-programa-de-reciclagem-na-cidade>)

FORTALEZA (2020). Cartilha - Calendário de coleta de lixo domiciliar nos bairros de Fortaleza. Fortaleza: Autarquia de regulação, fiscalização e controle dos serviços públicos de saneamento ambiental. (https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/images/urbanismo-e-meio-ambiente/cartilha/calendario_de_coleta_de_lixo_domiciliar_.pdf)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). Estatísticas. (<https://www.ibge.gov.br>)

MINISTÉRIO DA SAÚDE. (2017). Leptospirose: o que é, causas, sintomas, tratamento, diagnóstico e prevenção. (<https://saude.gov.br/saude-de-a-z/leptospirose>).

NALINI, José Eduardo (2016). Mercado de reciclagem de lixo no Brasil: entraves. Rio de Janeiro: Novas Edições Acadêmicas.

SARAIVA, Raone. (fev. 2021). Fortaleza tem mais de 1500 pontos de lixo. Fortaleza tem mais de 1500 pontos de lixo. (<https://mais.opovo.com.br/colunistas/raonesaraiva/2019/12/22/fortaleza-tem-mais-de-1-500-pontos-de-lixo.html>).



Análisis de la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su Proyecto de Modificación 2021

López Gasca, Sergio Omar¹; Hernández Berriel, María del Consuelo¹; Lobo García de Cortázar, Amaya²; Mañón Salas María del Consuelo^{1,3}; Buenrostro Delgado, Otoniel⁴; López Martínez, Ana²

¹ Tratamiento de contaminantes y aprovechamiento de residuos, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México. Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149 Tel. (52) (722) 2 08 72 00 ext. 3630. dd21280003@toluca.tecnm.mx; mhernandezb@toluca.tecnm.mx

² Departamento de Aguas y Ciencias y Tecnologías Ambientales, Grupo de Ingeniería Ambiental. Escuela de Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria, Campus Santander, Cantabria. Avda. de los Castros s / n. 39005. España. Tel.: +34 942 20 22 86. amaya.loba@unican.es; ana.lopez@unican.es

³ Representante Legal de la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C. consuelomanon@gmail.com

⁴ Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Edificio U-IV. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. otonielb@umich.mx

Resumen

Para regular la gestión de los residuos sólidos urbanos se debe contar con instrumentos legales (leyes, reglas y normas), que posean cierta jerarquía y especificidad. En México, para la selección, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de los rellenos sanitarios se cuenta con la NOM-083-SEMARNAT-2003, para la cual, como producto de su 3ª revisión, el Diario Oficial de la Federación publicó el 10 de mayo de 2021 el “Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003”. El objetivo del presente trabajo fue determinar y analizar las diferencias entre ambas normas. Para ello se elaboraron tablas comparativas y se analizaron cada uno de sus apartados y subapartados. Entre las diferencias encontradas destacan: cambios en la clasificación del sitio de disposición final según la cantidad de residuos que reciben diariamente, se agregaron tres restricciones para la ubicación del sitio, se modifican la distancia mínima a aeropuertos, los sitios de tipo D son incluidos en los estudios y análisis previos, y además, los estudios y análisis del sitio deben de estar aprobados por peritos acreditados en la materia. Aunque aún no se cuenta con la aprobación del Proyecto de modificación, es evidente el interés de las autoridades por la mejora de la NOM-083-SEMARNAT-2003, para que cuente con elementos específicos, a fin de garantizar que los rellenos sanitarios incrementen su vida útil y que los impactos al ambiente y a la sociedad se minimicen.

Abstract

To regulate the management of urban solid waste, legal instruments (laws, rules and regulations) must be in place, which have a certain hierarchy and specificity. In Mexico, for the selection, design, construction, operation, monitoring, closure and complementary works of sanitary landfills, there is NOM-083-SEMARNAT-2003, for which, as a product of its 3rd revision, the Official Gazette of On May 10, 2021, the

Federation published the “Project for the Modification of NOM-083-SEMARNAT-2003”. The objective of this work was to determine and analyze the differences between both norms. For this, comparative tables were prepared and each of its sections and subsections were analyzed. Among the differences found, the following stand out: changes in the classification of the final disposal site according to the amount of waste they receive daily, three restrictions were added for the location of the site, the minimum distance to airports is modified, the sites type D are included in the previous studies and analyzes, and also, the studies and analyzes of the site must be approved by accredited experts in the matter. Although the Modification Project has not yet been approved, the authorities' interest in improving NOM-083-SEMARNAT-2003 is evident, so that it has specific elements, in order to guarantee that sanitary landfills increase their useful life and the impacts to the environment and society are minimized.

Palabras clave/keywords: Rellenos sanitarios, Normas, Actualización/ Landfill, Norms, Actualization

1. Introducción

El Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003, tiene por objetivo establecer las especificaciones para la selección del sitio, el diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y post-clausura de un sitio de disposición final (SDF) de residuos sólidos urbanos y de manejo especial (DOF, 2021). A lo largo de los 17 años entre la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su Proyecto de Modificación se elaboraron manuales, guías y reglamentos (Hernández *et al.*, 2005; Ortiz-Conde y Hernández-Barrios, 2012; SEMARNAT *et al.*, 2004); los cuales se elaboraron para coadyuvar a la implementación de la NOM, para eliminar los Sitios No Controlados (SNC) y apoyar a que los Sitios Controlados (SC) tuvieran las características de un Relleno Sanitario (RESA). El presente trabajo tuvo por objetivo determinar y analizar las diferencias del Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2021), con respecto a la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004).

2. Metodología

Las etapas que se llevaron a cabo para realizar la investigación fueron las siguientes:

2.1. Comparación de las NOM's 2004 y 2021.

Para la comparación se elaboró una tabla colocando en la primera columna los puntos de la NOM-083-SEMARNAT-2003 que fueron eliminados, en la segunda columna se escribieron los puntos agregados en el Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2021) y en la tercera columna los puntos que se modificaron de la NOM-083 SEMARNAT-2003.

2.2. Análisis de las diferencias.

Se realizó el análisis de cada uno de los puntos, consultando el reglamento y manuales de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Cabe mencionar que este punto se desarrolla a detalle en el apartado 4. Discusión, con el fin de respetar el formato establecido para el extenso.

3. Resultados

3.1 Comparación de las NOM's

Para llevar a cabo la comparación de las normas se elaboró la tabla 1, la cual en la primera columna lista los dos puntos eliminados de la NOM-083 SEMARNAT-2003 (DOF, 2004), en la segunda columna se colocaron los 44 puntos agregados en el Proyecto de Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2021) y en la tercera columna los 48 puntos que se modificaron de la NOM-083 SEMARNAT-2003.

Tabla 1. Comparación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 Y su proyecto de modificación.

| Puntos retirados de NOM-083-SEMARNAT-2003 | Puntos agregados en el Proyecto de Modificación de NOM-083-SEMARNAT-2003 | | Puntos que fueron modificados en el Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 | |
|---|---|--|---|---|
| 4.37. Residuos Sólidos Urbanos 4.38. Residuos de Manejo Especial | 4.1. Acta circunstanciada 4.8. Autoridad competente 4.9. Barrera Alternativa 4.11. Capa drenante 4.12. Celda 4.18. Control de biogás 4.19. Dictamen de verificación 4.20. Dictamen del especialista en la materia 4.22. Especialista en la materia 4.25. Evaluación de la conformidad 4.28. Franja de amortiguamiento 4.30. Geomembrana 4.32. Informe técnico 4.35. Lodos 4.36. Malla 200 4.43. Monitoreo de biogás 4.49. Piezómetro 4.50 Plan de regularización 4.54. Pruebas de biogás 4.56. Residuos 4.57. Responsable del sitio 4.58. Riesgo aviario 4.59. Sistema de control de biogás 4.60. Sistema de control de lixiviados | 4.69. Unidad de verificación (UV) 4.72. Zona de influencia del sitio de disposición final 4.73. Zona de captura 6.1.6. Restricción por sitios contaminados 6.1.10. Restricción por vida útil del sitio 6.2.2.3. Análisis de la dirección y flujo 6.2.2.4. Análisis de vulnerabilidad 6.3.3. a) Estudio geofísico 6.3.4. Estudios Hidrológicos e Hidráulicos 7.2. Esfuerzo máximo de tensión de sistemas de impermeabilización 7.7. Se trasladan los residuos de la celda de emergencia 7.8. Capacidad de la celda de emergencia 7.10.1. Obras y servicios optativos para Sitios tipo D 7.11. Obras complementarias e infraestructura 7.12. Requisitos mínimos para los SDF 8.6. Programa de control de impactos 8.7. Personas fuera de la plantilla laboral no deberán permanecer en el SDF 8.8 Mantenimiento de equipo y maquinaria 9.6. Requisitos mínimos para la clausura de un sitio controlado o sitio no controlado | 3. Referencias 4. Definiciones 4.1. cambia a 4.2 Acuíferos 4.2. cambia a 4.3 Agua subterránea 4.3. cambia a 4.4 Altimetría 4.4. cambia a 4.5 Aprovechamiento de los residuos 4.5. cambia a 4.6 Área de emergencia 4.6. cambia a 4.7 Áreas naturales protegidas 4.7. cambia a 4.10 Biogás 4.8. cambia a 4.12 Celda 4.9. cambia a 4.14 Cobertura (Cobertura de operación) 4.23. Cambia definición de Estero 4.29. Cambia definición de Frente de trabajo 4.37. Cambia definición de Manglar 4.38. Cambia definición de Mantenimiento de postclausura 4.42. Cambia definición de Monitoreo ambiental 4.44. Cambia definición de Obras complementarias 4.55. Cambia definición de Relleno sanitario 5.2. Categorías de los sitios de disposición final 6.1.1. Restricción por aeródromo y/o aeropuerto 6.1.2. Restricción por áreas naturales protegidas 6.1.3. Restricción por localidades mayores a 2500 hab | 6.1.7. Restricción por zonas de inundación 6.3.3 a) Cambia definición de Evaluación geológica 6.3.3. b) y c) Cambia definición de Evaluación hidrogeológica 6.4. b) Cambia definición de Generación de biogás 6.5. Cumplimiento de estudios y análisis previos 7.1. Sistema de impermeabilización 7.3. Modifican los requerimientos para biogás 7.4 Modifican los requerimientos para lixiviados 7.5. Se agregaron condiciones al drenaje pluvial 7.6. Se agregaron condiciones al área de emergencia 7.7. Cambia a 8.2 y amplían los requerimientos 7.9. Modifica Compactación inicial de residuos 7.10. Obras y servicios complementarios 8. Características operativas del SDF 8.5.1. Cambian requerimientos de Monitoreo de biogás 8.5.2. Cambian requerimientos de Monitoreo de lixiviados 8.5.3. Cambian requerimientos de Monitoreo de acuíferos 9.1. Conformación del sitio 9.2. Cobertura final 9.3. Mantenimiento 9.4. Programa de monitoreo 9.5. Uso final del sitio de disposición final |

3.2 Análisis de las diferencias encontradas

En la tabla 2 se muestra la reclasificación de los diferentes Tipos de SDF, de acuerdo con las toneladas diarias recibidas; entre la entre la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su Proyecto de Modificación 2021 (DOF, 2004; 2021); mientras que en la tabla 3 se presentan los requerimientos de compactación inicial, donde para el Proyecto de Modificación 2021 en el punto 7.9 se agrega la compactación para los SDF tipo D, aumenta la compactación requerida para los tipos B y C, y se quita la división de los SDF tipo A

Tabla 2. Modificación de la clasificación de los Tipos de SDF

| SITIO/NORMA | NOM-083-SEMARNAT-2003 (Apartado 5) ^{a)} | Proyecto de NOM-083-SEMARNAT-2003 (Apartado 5) ^{b)} |
|-------------|--|--|
| A | Mayor a 100 t/día | 500 t/día o más |
| B | 50 y menor de 100 t/día | 100 y menor de 500 t/día |
| C | 10 y menor de 50 t/día | 50 y menor de 100 t/día |
| D | Menor a 10 t/día | Menor a 50 t/día |

^{a)} DOF, 2004; ^{b)} DOF, 2021

Tabla 3. Requerimientos de compactación inicial.

| SITIO/NORMA | NOM-083-SEMARNAT -2003 (Apartado 7.6) ^{a)} | Proyecto de NOM-083-SEMARNAT-2003 (Apartado 7.9) ^{b)} |
|-------------|---|--|
| A | A 1 Mayor de 700 kg/m ³ | Mayor de 700 kg/m ³ |
| | A 2 Mayor de 600 kg/m ³ | |
| B | Mayor de 500 kg/m ³ | Mayor de 600 kg/m ³ |
| C | Mayor de 400 kg/m ³ | Mayor de 500 kg/m ³ |
| D | Mayor de 300 kg/m ³ | Mayor de 400 kg/m ³ |

^{a)} DOF, 2004; ^{b)} DOF, 2021

4. Discusión

De acuerdo con lo establecido en el “Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización” (DOF, 1997), se tienen que revisar las NOM’s cada 5 años, con la intención de actualizar el contenido de las mismas, ésto se atiende cabalmente en los apartados 3 y 4 del Proyecto de Modificación 2021, donde se cambian las normas y las leyes consultadas; sin embargo, el decreto se atiende excediendo por once años el tiempo establecido. Además de las diferencias mostradas en las tablas 2 y 3, de acuerdo con la tabla 1, las principales diferencias se tuvieron en los siguientes apartados:

- a) 3. En este apartado se encontró que se actualizó la NOM-052-SEMARNAT-2005, ya que se estaba utilizando la NOM aprobada en 1993, además se hace uso de la NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002 y la NOM-004-SEMARNAT-2002 (DOF, 2003).
- b) 4. Se incluyeron las definiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos y su reglamento, revisados hasta antes de la publicación del Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2014; 2015) y se eliminaron o modificaron otras definiciones, para un mayor entendimiento de la NOM.
- d) 6. Se encontraron modificaciones en los cinco puntos que comprenden este apartado:
 - 6.1.1 Disminuye la distancia a la que debe de estar un SDF del centro de la pista de un aeródromo y/o aeropuerto de 13 a 3 km, establece una distancia mínima de 15 km a partir de la cabecera de la(s)

pista(s) de un aeródromo y/o aeropuerto y en caso de los SDF que se ubiquen entre los 3 y los 15 km fuera de la trayectoria de aproximación requieren de un estudio de riesgo aviario.

- 6.1.6 Se prohíbe colocar en sitios previamente contaminados por residuos (se agregó).
 - 6.1.10 Se deberá garantizar una vida útil mayor a 15 años (se agregó).
 - 6.2.2.4 Solicita un análisis de vulnerabilidad del acuífero (se agregó).
 - 6.3.3 a) Se anexa la indicación para determinar si las fallas son activas o inactivas.
 - 6.4 b) Se indica utilizar la última versión del Modelo Mexicano de Biogás (se agregó).
 - 6.5 Es más riguroso en cuanto a los estudios y análisis necesarios, incluyendo al SDF tipo D y solo exceptuando los estudios Geológico y Geohidrológico Regionales, para tipo C y D. Se hace obligatorio que los estudios y análisis deban ser aprobados por peritos acreditados en la materia.
- e) 7. En este apartado además de modificar algunos puntos, se pasaron otros al apartado 8.
- 7.1 Se agregaron los requerimientos en caso de utilizar geomembrana, así como una figura donde se muestra la estructura que debe tener un sistema de impermeabilización.
 - 7.3 Se anexa una tabla con el numeral 3, en la que se especifican a detalle los requerimientos del sistema de captación de biogás de acuerdo con el Tipo de SDF (DOF, 2021).
 - 7.4 Se agregan requerimientos en el sistema de captación y control de lixiviados.
 - 7.6 El área de emergencia estaba contemplada en la NOM-083-SEMARNAT-2003, y en el Proyecto de Modificación se indica que debe estar fuera del área de desarrollo de las celdas y ser de fácil acceso.
 - 7.7 Los residuos dispuestos en la celda de emergencia, deben trasladarse a la celda en operación (se agregó).
 - 7.8 El área de emergencia debe tener la capacidad de recibir lo equivalente a 20 días de ingreso de residuos (se agregó).
 - 7.10 Las obras y servicios complementarios son obligatorias para todos los Tipos de SDF.
 - 7.10.1 Especifica que instalaciones son optativas para los SDF tipo D.
 - 7.11 Los SDF podrán contar con obras complementarias previo análisis de factibilidad, que entre otras incluye: Planta de selección de residuos valorizables, viveros, planta de generación de energía eléctrica, sistema de tratamiento y/o valorización de residuos orgánicos.
 - 7.12 Enuncia los requisitos mínimos que deberán cumplir los SDF para residuos no reciclables
- f) 8. El apartado 8 que en la NOM-083-SEMARNAT-2003 determinaba los requisitos mínimos a cumplir para un SDF tipo D, cambia en el Proyecto de Modificación 2021 por las Características operativas del SDF y con ello los siguientes puntos: 7.7 a 8.2, 7.8 a 8.3, 7.10 a 8.1, 7.8.1 a 8.4 y 7.11 a 8.5; agregándose los puntos 8.6, 8.7 y 8.8; los cuales hacen referencia respectivamente a: un programa permanente para el control de impactantes ambientales, las personas fuera de la plantilla laboral no deberán permanecer en el SDF y el mantenimiento del equipo y maquinaria no debe contaminar al suelo.
- g) 9. Se reacomodaron los puntos 9.1 a 9.2 y el 9.2 a 9.1; se incrementaron las condiciones que debe tener la conformación del sitio y su cobertura final; y se agregó el punto 9.6, que enmarcando los requisitos mínimos para la clausura de un SC o SNC.

Cabe resaltar, que indicar en el Proyecto de Modificación 2021 como obligatorio los estudios previos para los SDF tipo D y la aprobación por peritos acreditados en la materia, incrementará la inversión requerida como lo menciona Cuellar-Salinas y Sarmiento-Bleicher (2011), por lo que es importante considerar la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) como apoyo en los estudios previos, además de que se requiere incluir límites o rangos para los parámetros solicitados en los estudios, lo que permitiría contar con medidas de protección ambiental adicionales o más estrictas.

5. Conclusiones

El Proyecto de Modificación 2021, presenta áreas de oportunidad en cuanto al uso de SIG para los estudios previos, aunque no menciona de manera explícita su uso.

Los cambios mayores detectados entre la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su Proyecto de Modificación 2021, se detectaron en los apartados 4 y 7, que tratan sobre las definiciones y las características constructivas del SDF, respectivamente; contribuyendo a la comprensión de los criterios que se deben cumplir.

El Proyecto de Modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003, enriquece y actualiza los requerimientos para un SDF, con el fin de minimizar los riesgos por la disposición final de los RSU y RME, así como por los lixiviados y biogás generados.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca y a la Universidad de Cantabria por el apoyo brindado; así como al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por el financiamiento, mediante el Proyecto de investigación SEMARNAT-2015-1-263315.

7. Referencias

- Cuellar-Salinas R. y Sarmiento-Bleicher C. (2011). Revisión y propuesta de modificación de la NOM-083-SEMARNAT-2003. IV Simposio Hacia la sustentabilidad pp 397-402 ISBN 978-607-607-015-4
- DOF. (1997) DECRETO por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de junio de 1997.
- DOF. (2003). NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. - Lodos y biosólidos. -Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 15 de agosto de 2003.
- DOF. (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.
- DOF. (2014). Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 31 de octubre de 2014.
- DOF. (2015). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 22 de mayo de 2015.
- DOF. (2021). PROYECTO de Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 10 de mayo de 2021.
- Hernández C., Wehenpohl G. y Heredia P. (2005). Guía para la realización de planes de regularización conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Agencia de Cooperación Técnica Alemana (GTZ). (Documento WEB, último acceso 23/03/2021) http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/Guia_regularizacion_NOM_083.pdf
- Ortiz-Conde R y Hernández-Barrios C. (2012). Manual de rehabilitación, clausura y saneamiento de sitios de disposición final. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). (Documento WEB, último acceso 23/03/2021) <https://es.slideshare.net/IvanSoto4/manual-derehabilitacion-clausuraysaneamiento desitiosdedisposicionfinal>
- SEMARNAT & GTZ, S. del M.A. y R.N. & A. de C.T.A. (2004). Guía de Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/Guia_Cumplimiento_NOM_083.pdf



EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE FIN DE VIDA DE PEQUEÑO APARATO ELÉCTRICO Y ELECTRÓNICO DESDE LA PERSPECTIVA AMBIENTAL Y ECONÓMICA. APLICACIÓN A HERVIDORES (*KETTLES*)

Sandez, Sonia¹; Ibáñez-Forés, Valeria¹; Pérez-Belis, Victoria²; Bovea, María D.¹

¹INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España, bovea@uji.es

²PRINS, Departamento de Proyectos de Ingeniería, Universitat Politècnica de València, Valencia, España, vicprebe@dpi.upv.es

Resumen

El Nuevo Plan de Acción de Economía Circular fomenta, entre otros aspectos, el diseño de productos que incrementen su vida útil mediante la incorporación de requisitos de diseño relacionados con su reparabilidad, reutilizabilidad o actualizabilidad, siendo, la categoría de aparatos eléctricos y electrónicos, una de las prioritarias. En este contexto, y tomando como caso de aplicación los hervidores domésticos de agua, el objetivo de este estudio es identificar, desde el punto de vista ambiental y económico, la mejor alternativa de fin de vida si se ha producido un fallo en el aparato: sustituir o reparar y seguir utilizando. Para ello, se definen escenarios alternativos en función del tipo de fallo y el año en el que se produce el fallo. La información necesaria para modelar cada escenario se obtiene de la caracterización de componentes y materiales en el laboratorio de un aparato, y de bases de datos de reparación, servicios de atención al cliente o reparadores. Cada uno de los escenarios de fin de vida se analiza desde la perspectiva ambiental mediante la aplicación de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV) y desde la perspectiva económica mediante la aplicación de la metodología de Coste del Ciclo de Vida (CCV).

Palabras clave:

ACV, CCV, fin de vida, evaluación ambiental, evaluación económica.

Abstract

The New Circular Economy Action Plan promotes, among other aspects, the design of products that increase their lifespan by incorporating design requirements related to their reparability, reusability or updatable, being, the category of electrical and electronic equipment, one of the priorities. In this context, and taking as a case study the domestic kettles, the aim of this study is to define and analyze, from the environmental and economic point of view, the best end-of-life scenarios if there has been a failure in the device: replacement or repair and continue to use. To do this, alternative scenarios are defined depending on the type of failure and the year in which the failure occurs. The information needed to model each scenario is obtained by the characterization of the components and materials of the device in the laboratory, and from reparation databases, repairers, or customer services. Each of the end-of-life scenario are analyzed from

the environmental perspective through the application of the Life Cycle Analysis (LCA) methodology and from the economic perspective through the application of the Life Cycle Cost (LCC) methodology.

keywords:

LCA, LCC, end-of-life, environmental performance, economic performance.

1 Introducción

Los principios de la economía circular se orientan a conseguir que el valor de los productos, los materiales y los recursos se mantengan durante el mayor tiempo posible en el ciclo de economía (Ellen McArthur Foundation 2013). Con el fin de promover la transición hacia esta economía circular, la Comisión Europea ha establecido un Nuevo Plan de Acción de Economía Circular (COM 98 2020) que, desde la perspectiva de diseño de productos, promueve la extensión de la vida útil de estos mediante la incorporación de medidas que mejoren su durabilidad, reutilizabilidad, actualizabilidad y/o reparabilidad. Además, propone a la categoría de aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) como una de las prioritarias, debido al elevado crecimiento tanto de la cantidad de aparatos puestos en el mercado como de la cantidad de residuos que genera.

El objetivo principal de esta comunicación es analizar la mejor estrategia de fin de vida, tanto desde el punto de vista ambiental como económico de un aparato eléctrico y electrónico para dotar al usuario de la información necesaria sobre el impacto de las decisiones tomadas en el caso de que su aparato se estropee. Especialmente, esta metodología sirve para poder seleccionar la mejor alternativa entre sustitución o reparación visto desde el punto de vista ambiental y económico. Para ello, se aplicará la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (UNE-EN ISO 14040 2006) y Coste del Ciclo de Vida (CCV) (Swarr et al. 2011) con el fin de obtener indicadores ambientales y económicos de cada escenario aplicado a la subcategoría de pequeño aparato eléctrico y electrónico (PAEE): hervidores de agua domésticos (*kettle*).

Son escasos los estudios centrados en analizar, desde la perspectiva ambiental, alternativas de fin de vida que mejoren la circularidad de los PAEE (Pérez-Belis et al., 2017, Bovea et al., 2020 o Pamninger et al., 2021). Sin embargo, ninguno de ellos analiza la categoría de hervidores de agua domésticos ni integra conjuntamente el aspecto ambiental y el económico.

Como se observa, aunque los diferentes trabajos analizados estudian diferentes escenarios de fin de vida, incluyendo en muchos de ellos la reparabilidad, no incluyen, en el alcance del estudio, la modificación de la vida útil estimada del aparato, ni combinan el efecto que ello tiene sobre el desempeño económico y ambiental conjuntamente.

Para poder identificar la mejor alternativa de final de vida (sustitución o reparación) desde la perspectiva ambiental y económica, a continuación se detallan los pasos seguidos aplicados al caso de los hervidores de agua en España.

2 Definición de escenarios

En primer lugar, se proponen distintos escenarios (E_{xyz}) basados en la combinación de los siguientes parámetros, mostrados en la Figura 1:

- Vida útil estimada del hervidor (x). A partir de la información de Gallego-Schmid et al. (2018), EC (2020) y EC (2014), se propone considerar una vida útil estimada de 4, 6 u 8 años, respectivamente.

- Año en el que se produce el fallo (y). Se estima que el fallo puede producirse en cualquier momento durante la vida útil estimada del aparato. Se supone el fallo año a año.
- Alternativa de fin de vida (z). Se proponen dos alternativas de fin de vida tras el fallo del hervidor:
 - Sustitución: reemplazar el hervidor cuando éste deja de funcionar por uno nuevo equivalente, con la misma vida útil estimada y consumo. (z = S)
 - Reparación: reparar y continuar utilizando el hervidor hasta el final de su vida útil estimada. Dado que el fallo del hervidor se puede dar por diferentes causas, se han considerado los siguientes modos de fallos con su correspondiente probabilidad de éxito, información obtenida de bases de datos como Anstiftung, RepairCafé, Restart u Open Repair (Open Repair Alliance, 2021):
 - . Fallo de la base. Este fallo ocurre en el 3.53% de las veces que falla un hervidor, teniendo la reparación una probabilidad de éxito del 62.5% de las veces. Se asume la sustitución de la base por su correspondiente pieza de repuesto, sin operación de reparación. (z = R1)
 - . Fallo del botón interruptor de encendido/apagado. Este fallo sucede en el 26.70% de las veces que falla un hervidor, teniendo la reparación una probabilidad de éxito del 72%. Se asume la reparación manual por parte del usuario mediante el desmontaje de parte del hervidor, posicionamiento del botón en el sitio correcto y montaje de nuevo, sin requerir llevarlo al servicio técnico o equivalente. (z = R2)
 - . Fallo por incorrecto mantenimiento, lo que provoca acumulación de cal en el contenedor de agua del hervidor. Si bien sólo sucede en un 7.05% de las veces que falla un hervidor, la eficacia de realizar un buen mantenimiento supone una probabilidad de éxito del 96.2%. Se asume que la reparación consiste en descalcificar el contenedor de agua para eliminar la cal acumulada. (z = R3)

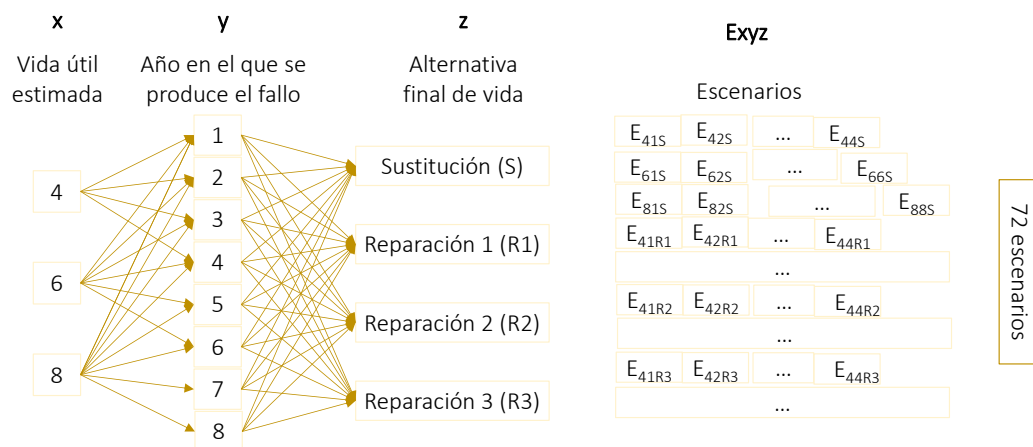


Figura 1: Definición de los escenarios

3 Evaluación ambiental y económica

El objetivo de este paso es calcular los impactos ambientales y económicos de cada uno de los 72 escenarios, mediante la aplicación de las metodologías ACV y CCV, respectivamente.

En ambos estudios, el alcance del análisis incluye la extracción de materias primas, transporte de las mismas hasta la planta de producción (100 km) y producción en China. Su distribución hasta España, que se realiza en barco transoceánico (12000 km) y camión de 16-32t (75 km), un uso promedio anual de 208 litros de

agua hervida, y el fin de vida, que considera su tratamiento en planta de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos y la valorización de los materiales plásticos y férricos como materia prima secundaria. Como cargas evitadas, se consideran las materias secundarias producidas y la parte proporcional del hervidor que deja de adquirirse en los escenarios de reparación. Queda fuera del alcance del estudio la infraestructura y el impacto asociado al vertido de las fracciones no valorizadas.

Para configurar los modelos de inventario, se han utilizado datos primarios obtenidos del desmontaje y caracterización del hervidor y datos secundarios de la base de datos Ecoinvent (2020) para el ambiental, y datos de precios de mercado de materiales, componentes, piezas de repuesto, etc. para el económico.

Respecto a la etapa de evaluación del impacto, se ha seleccionado la categoría de impacto “calentamiento global” y el método de evaluación del impacto CML (CML, 2016) mediante el software SimaPro 8.3 (PRÉ Consultants, 2018). La evaluación del impacto económico se ha tenido en cuenta desde la perspectiva del consumidor, incluyendo el precio de venta al público del hervidor y de sus piezas de recambio (que incluye la tasa de tratamiento de fin de vida del hervidor) y el hecho de reparación gratuita los dos primeros años que dura la garantía.

Para cada escenario, el impacto ambiental e impacto económico se han calculado aplicando las siguientes ecuaciones:

Escenarios de sustitución del hervidor (E_{xyS}):

$$I_{xyS} = [I_{MP} + I_D + I_U * X + I_{FV} + \frac{(I_{MP} + I_D + I_{FV})}{X} * (X - y)] \quad (1)$$

Escenarios de reparación del hervidor ($E_{xyR1/R2/R3}$):

$$I_{xyRi} = [I_{MP} + I_D + I_U * X + I_{FV} - \frac{(I_{MP} + I_D + I_{FV})}{X} * (X - y) + I_{Ri}] * t_{\text{éxito}} + [I_{MP} + I_D + I_U * X + I_{FV} + \frac{(I_{MP} + I_D + I_{FV})}{X} * (X - y) + I_{Ri}] * (1 - t_{\text{éxito}}) \quad (2)$$

donde:

| | |
|--|---|
| <p>I = impacto ambiental/económico.</p> <p>x = años de vida útil estimada, que toma valores de 4, 6 y 8.</p> <p>y = año en que se produce el fallo, que toma valores de 1, 2, 3, ... x.</p> <p>z = alternativa de fin de vida, que toma valores de S (sustitución), R1 (cambio de la base), R2 (reparación del botón) y R3 (descalcificación)</p> <p>$t_{\text{éxito}}$: tasa de éxito de la reparación, que toma valor 0.625, 0.72 y 0.962 para R1, R2 y R3, respectivamente.</p> | <p>MP: Materia prima y Producción</p> <p>D: Distribución</p> <p>U: Uso anual</p> <p>FV: Fin de vida</p> |
|--|---|

4 Comparativa de escenarios

Para cada uno de los 72 escenarios descritos, se ha calculado el impacto ambiental y económico con el fin de poder valorar, en función del año en que se produce la rotura y los años de vida media estimada, si es mejor sustituir el hervidor por uno nuevo o si es mejor repararlo. Para ello, se comparan los impactos de los siguientes escenarios $E_{xyR1/R2/R3} - E_{xyS}$:

- Si el impacto de reparar el hervidor > impacto de sustituir el hervidor → se debe sustituir.
Es decir, si $E_{xyR1/R2/R3} - E_{xyS} > 0$ → se debe sustituir.
- Si el impacto de reparar el hervidor < impacto de sustituir el hervidor → se debe intentar reparar.
Es decir, si $E_{xyR1/R2/R3} - E_{xyS} < 0$ → se debe intentar reparar.

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 1, donde para cada tipo de fallo (R1, R2, R3), año en el que se te rompa (y) y años de vida útil estimada (x) se indica si es mejor sustituir (S), reparar (R) o si el impacto es el mismo en ambas alternativas (S-R). La parte superior izquierda de cada celda indica la mejor alternativa considerando el impacto ambiental (calentamiento global) y la parte inferior derecha considerando el impacto económico (coste para el usuario) para cada uno de los escenarios.

Tabla 1. Impacto ambiental - Calentamiento global

| | | y = 1 | y = 2 | y = 3 | y = 4 | y = 5 | y = 6 | y = 7 | y = 8 | |
|---------|----------------------|-------|-------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|------------|
| R1 vs S | $E_{4yR1} - E_{4yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | S/S | - | - | - | - | z = 4 años |
| | $E_{6yR1} - E_{6yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | S/S | S/S | - | - | z = 6 años |
| | $E_{8yR1} - E_{8yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | R/R | R/R | S/S | S/S | z = 8 años |
| R2 vs S | $E_{4yR2} - E_{4yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | S-R/S-R | - | - | - | - | z = 4 años |
| | $E_{6yR2} - E_{6yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | R/R | S-R/S-R | - | - | z = 6 años |
| | $E_{8yR2} - E_{8yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | R/R | R/R | R/R | S-R/S-R | z = 8 años |
| R3 vs S | $E_{4yR3} - E_{4yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | S/S | - | - | - | - | z = 4 años |
| | $E_{6yR3} - E_{6yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | R/R | S/S | - | - | z = 6 años |
| | $E_{8yR3} - E_{8yS}$ | R/S-R | R/S-R | R/R | R/R | R/R | R/R | R/R | S/S | z = 8 años |

Tal y como se observa en la Tabla 1, en general, para todos los años de vida del hervidor excepto para el último, el impacto de reparar el hervidor es menor que el de sustituirlo por uno nuevo. Por el contrario, desde el punto de vista económico, los dos primeros años el coste es cero para el usuario, tanto si decide sustituirlo o repararlo, debido a que está en el periodo de garantía.

Analizando el escenario R1 (sustitución de la base), se observa que, si bien la base lleva incorporado el cable, el impacto de sustituir la base solo, aún con su porcentaje de éxito, tiene mejor comportamiento ambiental que sustituir todo el hervidor para los primeros años de vida. Cuando la vida media estimada es de 6 y 8 años, sin embargo, el impacto de sustituir todo el hervidor es menor en los últimos dos años de vida. Los impactos económicos están alineados con los ambientales, puesto que el precio de la base es aproximadamente un tercio del precio total del hervidor.

Para los escenarios R2, reparación del botón de encendido, dado que no hay coste económico de llevar a cabo esta tarea, solo compensa el hecho de sustituirlo el último año de vida tanto económica como ambientalmente, siendo en estos casos que se igualan las cargas ambientales y económicas de intentar repararlo que de sustituirlo por uno nuevo.

Si se produce un fallo por acumulación de cal y se efectúa un mantenimiento a partir de ese momento, los escenarios R3, al igual que pasaba con los R2, el coste es mínimo respecto a la compra de uno nuevo, por lo que salvo en el último año donde se igualan los impactos de sustituir el hervidor y de repararlo, siempre es mejor repararlo tanto desde el punto de vista ambiental como económico (quitando los años de garantía).

5 Conclusiones

Se han planteado 72 escenarios alternativos que permiten comparar los impactos ambientales y económicos asociados a distintos tipos de fallo de los PAEE, aplicado al caso de estudio de los hervidores

de agua. Estos resultados permiten dar a conocer a los compradores y usuarios la información relativa a los impactos ambientales y económicos que sus decisiones y acciones ocasionan.

En conclusión, se puede afirmar que la mejor manera de proceder es intentar reparar el hervidor pues las tasas de éxito son muy elevadas. Por otro lado, el hecho de que el usuario decida durante los años de garantía sustituir su hervidor por otro nuevo, no debería suponer un aumento de las cargas ambientales, pues las nuevas normativas se enfocan a mejorar la reparabilidad de los AEE, lo que podría suponer que el fabricante solucionase el fallo y volviese a poner el aparato otra vez en el mercado en lugar de llevarlo para su tratamiento de final de vida.

Agradecimientos

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación de la Generalitat Valenciana (GV/2020/172 y ACIF/2020/334).

6 Referencias

- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V. & Pérez-Belis, V. (2020) Repair vs. replacement: selection of the best end-of-life scenario for small household electric and electronic equipment based on life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 254, 109679.
- CML (2016) <https://www.universiteitleiden.nl/>
- COM 98 (2020) A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- EC (2014) Preparatory study to establish the Ecodesign Working Plan 2015-2017. European Commission.
- EC (2020) Preparatory study for kettles implementing the Ecodesign Working Plan. European Commission.
- Ecoinvent (2020) <https://www.ecoinvent.org/>
- Ellen McArthur Foundation (2013). Towards a circular economy. The Ellen MacArthur Foundation.
- Gallego-Schmid, A, Jeswani, H.K., Mendoza, J.M.F. & Azapagic, A. (2018) Life cycle environmental evaluation of kettles: recommendations for the development of eco-design regulations in the European Union. *Science of the Total Environment*, 625, 135-146.
- Open Repair Alliance (2021) <https://openrepair.org/>. 2nd Collection of open repair data.
- Pamminger, R., Glaser, S. & Wimmer, W. (2021) Modelling of different circular end-of-use scenarios for smartphones. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26 470-482.
- Pérez-Belis, V., Bakker, C., Juan, P. & Bovea, M.D. (2017) Environmental performance of alternative end-of-life scenarios for electrical and electronic equipment: A case study for vacuum cleaners. *Journal of Cleaner Production*, 159 158-170.
- PRé Consultants, 2018 - SimaPro 8.3 (2018) <http://www.pre.nl/simapro>
- Swarr, T.E., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.L., Ciroth, A., Brent, A.C. & Pagan, R., (2011). Environmental life-cycle costing: A code of practice. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 389-391.
- UNE-EN ISO 14040 2006. Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia.

DESMANTELAMIENTO DE AEROGENERADORES: ESCENARIOS DE GESTIÓN DE RESIDUOS MEDIANTE ACV

Márquez Benavides, Liliana¹, Espinoza Perez, Alejandro¹; Aguilar Virgen, Quetzalli²; Taboada Paul Adolfo², Evelia Santillán Ferreyra¹

¹*Grupo residuos sólidos y sustentabilidad, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, km 13 carretera al aeropuerto, México, *autor de correspondencia, liliana.marquez@umich.mx*

²*Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad No. 14418, Mesa de Otay, Tijuana 22390, México, qaguilar@uabc.edu.mx*

Resumen

El istmo de Tehuantepec, en Oaxaca, México, es una zona privilegiada en relación a los vientos generados, que alcanzan velocidades de hasta 12 m/s, mientras que el promedio mundial es de 6 m/s. En esta zona se encuentra el mayor parque de aerogeneradores de América Latina. En el año 1994, la comisión federal de electricidad (CFE) (el organismo mexicano que ve la producción del mix mexicano de electricidad) implementó el primer parque de aerogeneradores, que han llegado al final de su vida útil. Al mejor conocimiento de los autores, en México no se cuenta con un plan de desmantelamiento de aerogeneradores; esta situación es compleja en el sentido de la logística que debiera implementarse. A la fecha, los manifiestos de impacto ambiental señalan el desmantelamiento simplemente como “el proceso reverso de la implementación de un aerogenerador”. Esto acarreará un manejo no apropiado, sobretodo en el contexto de un crecimiento explosivo de parques de aerogeneradores, ya no solo en el sur, sino a través de todo México. Se desarrolló un análisis de ciclo de vida (ACV) para conocer el impacto de distintos escenarios de disposición final de aerogeneradores. Se encontraron elementos como la fibra de vidrio, que probablemente tengan un manejo difícil en el contexto de entidades federativas que carecen de los grados de tecnificación necesarios.

Abstract

The Isthmus of Tehuantepec, in Oaxaca, Mexico, is a privileged area in relation to the winds generated, which reach speeds of up to 12 m / s, while the world average is 6 m / s. The largest wind turbine park in Latin America is located in this area. In 1994, the federal electricity commission (CFE) (the Mexican body that sees the production of the Mexican electricity mix) implemented the first wind turbine park, which has reached the end of its useful life. To the best of the authors' knowledge, Mexico does not have a wind turbine dismantling plan. This situation is complex in the sense of the logistics that should be implemented. To date, environmental impact manifests point to decommissioning simply as "the reverse process of the implementation of a wind turbine." This will probably lead to inappropriate management, especially in the context of an explosive growth of wind turbine parks, not only in the south, but throughout Mexico. A life cycle analysis (LCA) was developed to know the impact of different wind turbine final disposal scenarios, finding elements such as glass fiber, that are most likely to be difficult to handle in the context of states that traditionally lack the necessary degrees of technification.

Palabras clave: aerogeneradores, istmo, México, ACV

1. Introducción

La energía eólica es una energía limpia que representa el 8,6 % de la capacidad instalada para la generación de eléctrica en México (AMDEE, 2021). Esta energía limpia evita 12,2 millones de toneladas de CO₂e y puede suplir las necesidades energéticas de 14 millones de hogares mexicanos. El istmo de Tehuantepec, en Oaxaca, México, es una zona privilegiada en relación a los vientos generados, que alcanzan velocidades de hasta 12 m/s, mientras que el promedio mundial es de 6 m/s (Guevara, 2013). En esta zona se encuentra el mayor parque de aerogeneradores de América Latina. En el año 1994, la comisión federal de electricidad (CFE) (el organismo mexicano que ve la producción del mix mexicano de electricidad) implementó el primer parque de aerogeneradores, que ha llegado al final de su vida útil. Este es el parque mas antiguo en el país y es un parque de siete aerogeneradores ubicados en el municipio de Juchitán de Zaragoza (suroeste mexicano), al menos cuatro de ellos ya no están en operación.

México cuenta con 68 parques eólicos en 14 estados de la republica con aproximadamente 3175 aerogeneradores, con planes de crecimiento importantes. Sin embargo, al mejor conocimiento de los autores, no se cuenta con un plan de desmantelamiento nacional para aerogeneradores. Esta situación es compleja en el sentido de la logística que debiera implementarse, y debido a que la propiedad de los aerogeneradores ahora es mayoritariamente de la iniciativa privada. A la fecha, los manifiestos de impacto ambiental requerido por la ley, señalan el desmantelamiento simplemente como “el proceso reverso de la implementación de un aerogenerador”. Esto sugiere que se acarreará un manejo no apropiado, sobretudo en el contexto de un crecimiento explosivo de parques de aerogeneradores, ya no solo en el sur, sino a través de todo México.

Se desarrolló un análisis de ciclo de vida (ACV) para conocer el impacto de distintos escenarios de disposición final de aerogeneradores, encontrando los elementos que mas probablemente tengan un manejo difícil en el contexto de entidades federativas que tradicionalmente carecen de los grados de tecnificación necesarios.

2. Metodología o desarrollo del Análisis de Ciclo de Vida para escenarios de residuos

A continuación, se presenta el desarrollo del ACV de acuerdo a la norma ISO 14040:2006 (ISO, 2006). Esta normativa marca cuatro distintas etapas de estudio (Figura 1).



Figura 1. Etapas principales de un ACV de acuerdo a la ISO 14040.

2.1. Definición de objetivos y alcance

El objetivo del ACV fue determinar las contribuciones por impactos ambientales potenciales de cada etapa del ciclo de vida del campo de aerogeneradores La Venta I en Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, aunque este trabajo solo cubre los escenarios de disposición final. El estudio será presentado como proyecto de tesis en la Maestría en Ciencias de Ingeniería Ambiental, y los estudios serán reportados a la comunidad científica y tecnológica. No se consideran comparaciones entre sistemas similares. El sistema de este estudio implica generar energía eléctrica a partir del viento mediante un aerogenerador terrestre tipo Vestas V27/ 225. El aerogenerador opera bajo condiciones de viento de 10 m/s en promedio (Juárez-Hernández, 2014), en un periodo de 20 años (vida útil) y con un flujo de referencia en 1 MWh / año hacia la red eléctrica nacional.

La unidad funcional consta de los siguientes elementos que se enlistan a continuación *Producto*: Aerogenerador Vestas V27/225 de 27 m de diámetro del rotor, con góndola y torre de 30 m de altura. *Función*: Transformar la energía potencial del viento en energía mecánica rotacional y a su vez mediante el uso de un generador eléctrico convertirla en energía eléctrica. Unidad funcional: 1 aerogenerador Vestas V27/225. Los límites del sistema fueron: *Área geográfica*- Los escenarios de disposición de residuos pertenecen a México. *Horizonte de tiempo*-Las etapas de obtención de materia prima, la manufactura y transporte pertenecen al año 1994, la etapa de uso y mantenimiento se encuentran en el intervalo de 1994 - 2014 y disposición de residuos pertenecen al año 2014. En este trabajo solo se presenta la etapa de vida final, considerando tres opciones de tratamiento: Disposición en relleno sanitario, incineración y reciclaje del aerogenerador desmantelado.

El campo de aerogeneradores estudiado se encuentra en la localidad de La Venta, municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca y la estación de CFE a cargo de este campo lleva por nombre "La Venta I". Este campo de aerogeneradores fue el primero instalado en México, en noviembre de 1994 como proyecto piloto para la generación de energía eléctrica a partir de fuentes eólicas, su operación depende del gobierno federal a cargo de CFE. El campo de aerogeneradores cuenta con 7 aerogeneradores daneses V27/225 de la marca Vestas, con torre de 30 m de altura y rotor de 27 m de diámetro. En la Figura 2 se muestra los tres aerogeneradores que aún continúan operando en La Venta I al año 2020.



Figura 2. Imagen satelital del campo de aerogeneradores La Venta I.

2.1.1. Generalidades del funcionamiento de un aerogenerador Vestas V27/225

Un aerogenerador es un dispositivo que convierte la energía cinética del viento en energía eléctrica. El aerogenerador puede dividirse en tres elementos principales: la torre, la góndola y el rotor, todo sobre una cimentación de concreto y acero de refuerzo oculta debajo del suelo (Figura 3). El componente visual principal del rotor son las hélices, estas también reciben el nombre de álabes, palas o cuchillas.



Figura 3. Elementos principales de un aerogenerador

2.2 Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

2.2.1. Desmantelamiento de un aerogenerador Vestas V27/225

Actualmente (2021), solo continúan en operación tres de los siete aerogeneradores instalados en el campo La Venta I. Los aerogeneradores que concluyeron operación no fueron desmantelados por fin de vida útil u obsolescencia, sino debido a siniestros que concluyeron su funcionamiento. Para la obtención de datos se consultó la información mediante el Portal de web del Instituto Nacional de transparencia y acceso a la Información (INAI) (<https://home.inai.org.mx>), donde se accedió a la información de que el proceso de desmantelamiento por aerogenerador tuvo una duración aproximada de tres días y cuyo costo por aerogenerador fue de \$1100000 MXP (\$55000 USD). De acuerdo a la CFE se necesitaron para el proceso de desmantelamiento los elementos de la Tabla 1. Por otro lado, los elementos constitutivos de un aerogenerador se listan agrupados en tipo de material y peso (kg) en la Tabla 2. Para la generación del ICV se identificaron los elementos de la base de datos Ecoinvent 3 en el software SimaPro V. 8.2.3.0., como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 1. Elementos utilizados para el desmantelamiento de un aerogenerador Vestas V27/225.

| Listado de elementos para el proceso de desmantelamiento |
|--|
| Grúa con pluma telescópica de 50 m y 20 T |
| Grúa Hiab |
| Planta de luz |
| Eslingas |
| Estrobos |
| Grilletes |
| Cadenas |
| Herramienta manual |
| Herramienta hidráulica |

Tabla 2. Materiales constitutivos de un aerogenerador Vestas V27/225.

| Material | Góndola | Rotor | Torre | Total (kg) |
|---------------------|---------------|--------|---------|----------------|
| | Cantidad (kg) | | | |
| Acero | 6192,5 | 647,0 | 12045,0 | 18884,5 |
| Cobre | 400,0 | 0,0 | 125,0 | 525,0 |
| Fibra de Vidrio | 300,0 | 1880,0 | 0,0 | 2180,0 |
| Fundición de hierro | 1027,0 | 450,0 | 0,0 | 1477,0 |
| Poliuretano | 0,5 | 3,0 | 0,0 | 3,5 |
| Total (kg) | 7920,0 | 2980,0 | 12170,0 | 23070,0 |
| Porcentaje (%) | 34,3 | 12,9 | 52,7 | 100,0 |

Tabla 3. (ICV): Etapa de obtención de materias primas de un aerogenerador Vestas V27/225.

| ENTRADAS al software SIMAPro | | |
|------------------------------|---|---------------|
| Material | Elemento usado | Cantidad (kg) |
| Cobre | Copper {GLO} market for Alloc Def, U | 525,0 |
| Fundición de hierro | Cast iron {GLO} market for Alloc Def, U | 1477,0 |
| Acero | Steel, low-alloyed {GLO} market for Alloc Def, U | 18884,5 |
| Fibra de Vidrio | Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up {GLO} market for Alloc Def, U | 2180,0 |
| Poliuretano | Polyurethane, flexible foam {GLO} market for Alloc Def, U | 3,0 |

2.3 Evaluación de impacto de Ciclo de Vida (EICV) e interpretación de resultados

Se encontró que la generación de energía eléctrica por estos aerogeneradores implicaba una muy baja contribución al cambio climático, de tan solo 25.96 g CO₂ eq/kWh sin proceso de reciclaje y 19.79 g de CO₂ eq/kWh al reciclar los residuos por desmantelación de aerogeneradores. A diferencia, la energía eléctrica convencional en México tiene un factor de 0.494 g CO₂ eq/kWh (Registro Nacional de emisiones, 2021). Aunque los resultados no se muestran, la EICV de la cuna a la tumba (no solo de los escenarios de disposición final) mostró como significativas las etapas de manufactura y obtención de materias primas. Sin embargo, esas etapas corresponden a sitios fuera de México (los aerogeneradores son de manufactura danesa). En ese enfoque de cuna a la tumba, la etapa menos significativa fue de la de escenarios de residuos (menor al 5%). Al realizar un análisis de distintas opciones de disposición final de los materiales de un aerogenerador desmantelado (Tabla 2), es evidente que el potencial de tener un ahorro en emisiones de CO₂e o equivalente es atractivo por el potencial de reciclaje del acero y otros metales. El reciclaje del acero y el cobre, que son el 84% de los componentes del aerogenerador Vestas V27/225 implicaría un ahorro de 41.2 ton CO₂e por aerogenerador (Figura 4).

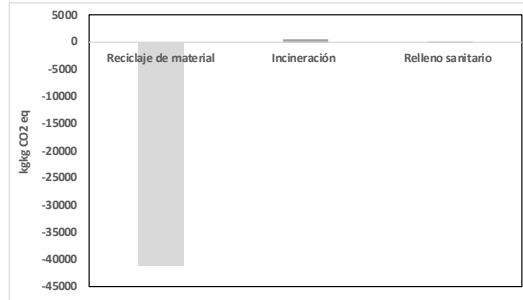


Figura 4. Elementos principales de un aerogenerador

A pesar de que el enfoque de la cuna a la tumba la disposición final de los aerogeneradores parece ser de poco impacto, existen varios aspectos que ameritan planeación. Los escenarios propuestos son los que la normativa mexicana establece para los tipos de materiales. El interés económico en las cantidades de metal pueden hacer que se mueva una maquinaria de recuperación relativamente eficiente. Sin embargo, otros materiales, como la fibra de vidrio de los alerones (2.1 ton), necesitan de una planeación adicional de manejo. Este material no cuenta con un mercado de recuperación ni estrategias de reciclaje en México. El istmo de Tehuantepec concentra el 65% de la producción eólica nacional, con el parque de aerogeneradores más grande América Latina. Eso implica una producción de cientos o miles de toneladas de fibra de vidrio como residuo en una zona cuyos sitios de disposición final son mayormente tipo D (para poblaciones de hasta 10 mil habitantes) o basurales a cielo abierto. Además, es incierto quien deberá pagar por los costos asociados al desmantelamiento. Tampoco se tiene claro quien será responsable por el costo de manejo de residuos como la fibra de vidrio, en un entorno con alto grado de marginación social e indígena como lo es el istmo de Tehuantepec.

2.4. Referencias

AMDEE (Asociación Mexicana de Energía Eólica) (2021) El viento en números. Link: <https://amdee.org/el-viento-en-numeros.html>. Accesada: 25 de junio de 2021.

Guevara Díaz, J.M. (2013). Cuantificación del perfil del viento hasta 100 m de altura desde la superficie y su incidencia en la climatología eólica. *Terra*, 29(46), 81-101. Obtenida desde: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1012-70892013000200006&lng=es&tlng=es

ISO 14040 (2006). International Standard ISO 14040 (2006) Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principle and Frame.

Registro Nacional de Emisiones (2021) Factor de emisión del sistema eléctrico nacional 2020. Link: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/630693/Aviso_FEE_2020.pdf Accesada: 22 junio 2021

4. Conclusiones

En México, es necesario el establecimiento ordenado de una logística transparente, sostenible y justa para el manejo de los aerogeneradores que se comenzarán a desmantelar de este año en adelante. Se identificó la producción de energía eléctrica por medio de aerogeneradores como una energía limpia, de baja contribución al cambio climático. Sin embargo, la historia completa debe implicar la defensa de las condiciones de comunidades indígenas aledañas que no cuentan con sistemas de gestión de residuos tecnificados.



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

IMPACTO Y RIESGO AMBIENTAL





Elementos do saneamento e descartes de plásticos na praia de Intermares – Cabedelo – PB – Brasil

Beatriz Couto de Oliveira dos Santos, Anna¹; Eugênia da Mota Rocha Cirne, Luiza²; Maria Araújo Leite; Cibelly³; Luiza Viana Santos; Ana⁴; Gomes da Silva, Gilberlando⁵

¹ Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, beatrizcout5@gmail.com

² Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, luiza.cirne@yahoo.com.br

³ Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, cibellymariaal@gmail.com

⁴ Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, luiza.viiana@outlook.com

⁵ Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, gilber_gomes@hotmail.com

Resumen

Os oceanos foram imprescindíveis para a colonização dos continentes e atualmente fundamentais para segurança alimentar, mineração, transporte, turismo, lazer e benefícios ambientais. Os mares e oceanos cobrem 70% do planeta porém, o que banha o Brasil é o Atlântico, essencial para a regulação do clima brasileiro e global, além de importante fonte de renda para população brasileira, pois cerca de 80% da nossa população vive a até 200 quilômetros do mar. Mundialmente, a poluição marinha tem sido um desafio, pois o mar tem sido usado como depósito de contaminantes, resultando em riscos à vida. Observando-se os elementos do saneamento na Praia de Intermares – Cabedelo - PB, verificou-se a existência de resíduos nas áreas de drenagem urbana e natural apesar da presença de coletores distribuídos em diversos locais da praia. O objetivo foi realizar a caracterização dos descartes realizados, e os dados revelaram 87,66% de uma mistura de plásticos, de 10,46% de polietileno de alta densidade (PEAD), 0,84% de polietileno de baixa densidade (PEBD), 0,49% de polipropileno (PP) e 0,55% de poliestireno (PS). A diversidade de resíduos plásticos coletados indicaram a possibilidade de que tais resíduos foram gerados no continente, e que devido a descartes inadequados foram carregados pela rede de drenagem até a praia no período chuvoso. Concluiu-se que os elementos de saneamento são imprescindíveis para o gerenciamento de resíduos, porém devem ser associados à programas de educação ambiental visando o descarte correto de resíduos e a proteção de praias e ecossistemas marinhos.

Palavras-Chave: coleta seletiva, educação ambiental, oceano, plástico, saneamento.

Abstract

The oceans were essential for the colonization of continents and are currently fundamental for food security, mining, transport, tourism, leisure and environmental benefits. The seas and oceans cover 70% of the planet, however, what bathes Brazil is the Atlantic, essential for the regulation of the Brazilian and global climate, as well as an important source of income for the Brazilian population, as around 80% of our

population lives in the up to 200 kilometers from the sea. Worldwide, marine pollution has been a challenge, as the sea has been used as a repository for contaminants, resulting in risks to life. Observing the sanitation elements at Intermares Beach - Cabedelo - PB, it was verified the existence of residues in the urban and natural drainage areas despite the presence of collectors distributed in several places on the beach. The objective was to carry out the characterization of the disposals performed, and the data revealed 87.66% of a mixture of plastics, 10.46% high density polyethylene (HDPE), 0.84% low density polyethylene (LDPE), 0.49% polypropylene (PP) and 0.55% polystyrene (PS). The diversity of plastic waste collected indicated the possibility that such waste was generated on the continent, and that, due to inadequate disposal, it was carried by the drainage network to the beach in the rainy season. It was concluded that sanitation elements are essential for waste management, but they should be associated with environmental education programs aimed at the correct disposal of waste and the protection of beaches and marine ecosystems.

Keywords: environmental education, ocean, plastic, sanitation, selective collection.

1. Introdução

A UNESCO instituiu oficialmente a década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021-2030). O termo “oceano” foi usado no singular com a finalidade de reforçar a importância de pensarmos em um “oceano global”, o maior bioma do planeta, responsável por proporcionar segurança alimentar e regulação climática, entre outros serviços essenciais para a humanidade. Essa conscientização é fundamental para o cumprimento dos 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, especialmente o ODS 14 – Vida na Água. (UNESCO,2021.) De acordo com o Projeto Golfinho Rotador-2020, dos seis biomas do Brasil, quatro estão presentes na Região Nordeste. A Zona litorânea é a região de transição ecológica e sobreposição do Oceano Atlântico com os biomas Caatinga, Cerrado, Floresta Amazônica e Mata Atlântica. A zona litorânea não é um bioma reconhecido pelo IBGE, sendo definida como Sistema Costeiro Marinho. A faixa litorânea é a área da Região Nordeste com maior ocupação agrícola, urbanização e industrialização. A região metropolitana da capital da Paraíba, João Pessoa e a região Estuarina do Rio Paraíba estende-se com diversos municípios conurbados e estes contribuem para o lançamento de dejetos e resíduos diversos no manancial. (SEABRA, 2014). O município de Cabedelo - PB-Brasil é uma cidade portuária, localizada numa península entre o Oceano Atlântico e o Rio Paraíba, sendo o Porto de Cabedelo responsável pela movimentação de importantes produtos para a economia do Estado. O município congrega seis praias urbanas consideradas como preferenciais para moradias permanentes e temporadas de veraneio. Dentre elas, destaca-se a Praia de Intermares que se conurba com João Pessoa e foi classificada como área de preservação ambiental por abrigar ninhos e desovas de tartarugas de pente, monitoradas pelo Projeto Tartarugas Urbanas. As tartarugas marinhas sofrem diretamente com o impacto negativo das ações antrópicas, fazendo necessário voltar a nossa atenção na importância de preservá-las, relatando o seu papel ecológico dentro de suas comunidades e ecossistemas, e que os mantém em equilíbrio. Dado que se trata de animais amplamente ameaçados e que são entendidas como “espécie chaves” ou “espécies guarda-chuva”, ou seja, espécies que desempenham um papel ecológico fundamental ao ecossistema do qual fazem parte, (GUAJIRU, 2021). A Política Nacional de Saneamento, instituiu os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, incluindo serviços de drenagem e manejo das águas pluviais, tratamento, limpeza e fiscalização preventiva das redes como objetivos do saneamento, conforme a Lei Nº 14.026 DE 15 DE JULHO DE 2020. A universalização dos serviços de saneamento são desafiadores para os municípios brasileiros, sobretudo na integração de ações de gestão: água, drenagem e resíduos que sejam eficazes para a salubridade ambiental. (CIRNE,2010). Frequentemente são veiculados na mídia questões referentes à presença de resíduos em estuários, mangues e praias urbanas, tanto na área de passeio (areia seca ou úmida) ou na área de arrebatamento das ondas próximo à costa, em espaços de vegetação de restinga e em áreas urbanizadas, representando riscos para a vida dos ecossistemas, além do comprometimento estético e ambiental.

Objetivo

Realizar coleta e caracterização de resíduos sólidos lançados indevidamente na praia de Intermares – Cabedelo – PB.

2. Metodologia

2.1 Coleta

A partir de observações de elementos do saneamento na Praia de Intermares – Cabedelo - PB, foi possível identificar a presença de coletores de resíduos distribuídos em locais de maior fluxo de banhistas, assim como a construção de rede de drenagem artificial e desobstrução da drenagem natural, correlacionados com o objeto do estudo. A coleta dos resíduos plásticos foi realizada em 1,5 Km de área de passeio e em 500 metros das redes de drenagem a fim de identificar o descarte e/ou fluxo de resíduos do continente para o oceano. As coletas ocorreram nos meses de julho a novembro de 2020, nas quais os resíduos coletados foram identificados por sua posição geográfica no momento da coleta e encaminhados para o laboratório de tecnologias agroambientais da Universidade Federal de Campina Grande para realização de análise e caracterização.

2.2. Classificação

Inicialmente, os resíduos foram separados por dimensões de partículas, pesados e classificados considerando sua semelhança à um objeto. Devido à maior abundância de material plástico verificada nas coletas, o trabalho deu maior ênfase aos plásticos que foram classificados de acordo com a identificação original da embalagem, do objeto ou de fragmento do objeto, utilizando-se a norma da ABNT NBR 13230 (1994), que estabelece os símbolos para identificação da resina termoplástica, utilizada na fabricação de embalagens: BOPP; PEAD; PET; PS e PP.

2.3. Resultados e Discussão

Os dados apresentados (ver tabela 1) revelaram os tipos de materiais coletados nas áreas da pesquisa (ver figura 1). A caracterização revelou a presença de 87,66% de uma mistura de plásticos, classificados como outros (7) visto a impossibilidade de identificação visual e degradação do material coletado. Verificou-se a presença de 10,46% de polietileno de alta densidade (PEAD), 0,84% de polietileno de baixa densidade (PEBD), 0,49% de polipropileno (PP) e 0,55% de poliestireno (PS). A diversidade de resíduos plásticos coletados revelam a possibilidade de que tais resíduos sejam gerados no continente, e que devido a descartes inadequados são carreados pela rede de drenagem até a areia da praia no período chuvoso da região litorânea.

Tabela 1. Caracterização dos resíduos plásticos coletados na praia de intermares-PB.

| Tipo de Plástico | Percentual (%) | Classificação ABNT |
|------------------|----------------|------------------------------------|
| PP | 0,49 | Polipropileno (5) |
| PEAD | 10,46 | Polietileno de alta densidade (2) |
| PEBD | 0,84 | Polietileno de baixa densidade (4) |
| PS | 0,55 | Poliestireno (6) |
| Outros | 87,66 | Outros (7) |

Os dados apresentados (ver Tabela 1) revelam os tipos de materiais coletados nas redes de drenagem (ver Figura 1). Durante as coletas verificou-se a presença de objetos e partes de plásticos diversificados em 5 amostras cujas observações estimam que tais resíduos sejam gerados no continente, e que devido a descartes inadequados e ao período chuvoso da região litorânea, se deslocam até a praia através das redes de drenagem.

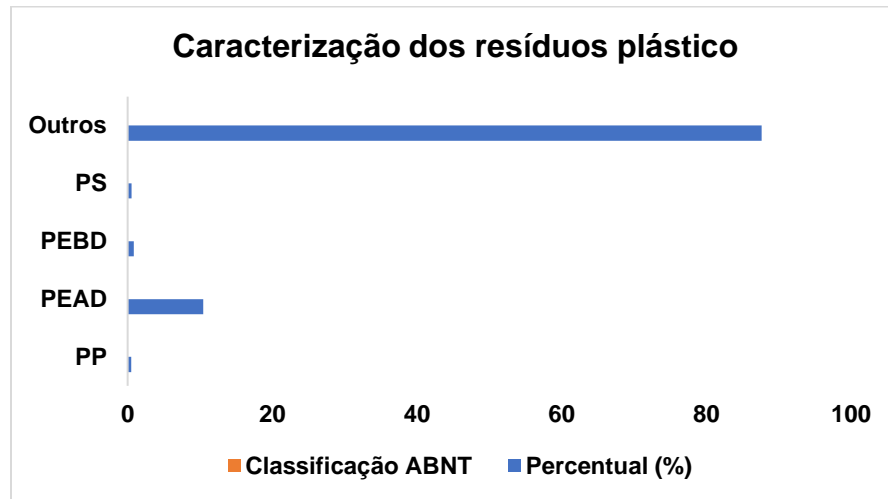


Figura 1. Percentual dos resíduos plásticos coletados e caracterizados segundo a NBR 13230

Materiais coletados em rede de drenagem foram analisados e classificados em laboratório, onde é possível observar diversos tipos de elementos que foram descartados de maneira incorreta (ver figura 2).

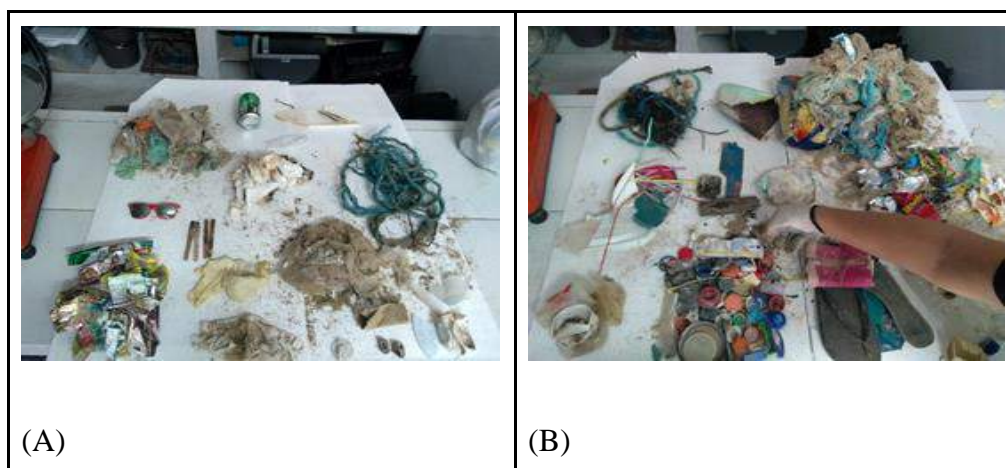


Figura 2. Caracterização dos materiais coletados em redes de drenagem

As coletas realizadas na área de passeio (ver figura 3), se assemelham bastante com as das redes de drenagem, no entanto, verificou-se uma diversidade de objetos e embalagens advindas de produtos, tais como picolés, refrigerantes e outros alimentos, consumidos em diversas praias bem como microplásticos e objetos de outras dimensões que representam riscos aos diversos elementos do ecossistema. Atentamos para as dimensões dos resíduos coletados desde os microplásticos a partes de objetos, perceptíveis a olho nú, que deveriam ser descartados de forma correta por seus responsáveis.

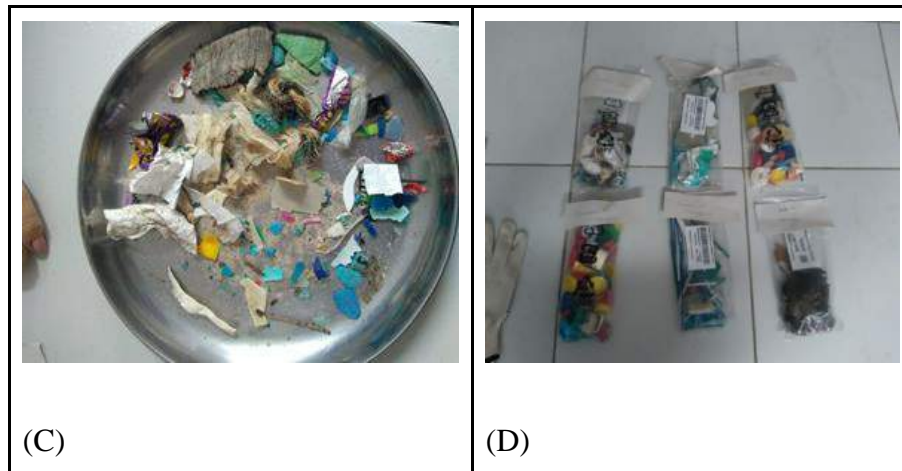


Figura 3. Resíduos coletados em área de passeio e classificados em laboratório

Foram coletados 2,143 Kg no curso de drenagem e 14,230 Kg nas áreas de passeio, totalizando 16,373 Kg de resíduos plásticos de dimensões definidas como microplásticos e objetos de outras dimensões que representam riscos aos diversos elementos do ecossistema.

3. Conclusiones

Foi possível concluir que apesar da presença dos elementos do saneamento, redes de drenagem e recipientes coletores de resíduos na praia de Intermares – Cabedelo - Brasil, os mesmos se mostraram insuficientes para evitar o descarte e acúmulos de resíduos indevidos, sendo necessário programas de educação ambiental junto aos banhistas e moradores da área.

4. Referencias

- ABNT NBR 13230, Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1994 - São Paulo.
- CIRNE, L. E. da M. R. (2010) - A Coleta Seletiva como Subsídio à Criação de um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) em Campina Grande-PB: Implicações Ambientais, Econômicas e Sociais. Tese de Doutorado Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais-PPGRN-UFCG-PB-Brasil.

- Plano de Educação Ambiental para o Turismo de Sol e Praia - Fernando de Noronha (2020). Projeto Golfinho Rotador. <https://golfinhorotador.org.br/publicacoes/plano-de-educacao-ambiental-para-o-turismo-de-sol-e-praia/>> Acesso em 16/05/2020.
- Guaijiru, Associação. (2021) – Projeto Tartarugas Urbanas – Cabedelo – Paraíba – Brasil. https://www.instagram.com/tartarugas_urbanas. Acesso em 12/05/2021.
- SEABRA, G. (2014). Paraíba-Joao Pessoa. Editora da UFPB,352p.
- UNESCO. Década da Ciência Oceânica (2021) – Brasil. <https://pt.unesco.org/news/década-da-ciencia-oceanica-o-desenvolvimento-sustentável-é-lançada-oficialmente>. Acesso em 10/05/2021

COLETA SELETIVA EM TEMPOS DE SARS-COV-2: PROCEDIMENTOS DE SEGURANÇA OPERACIONAL DOS CATADORES DA COTRAMARE.

Maria Araujo Leite, Cibelly¹; Eugênia da Mota Rocha Cirne, Luiza²; Luiza Viana Santos, Ana³; de Moraes Ribeiro, Maricelma⁴; Marques de Souza, Patrício⁵

¹Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, cibellymariaal@gmail.com

²Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, luiza.cirne@yahoo.com.br

³Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos - GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, luiza.viiana@outlook.com

⁴ Professora da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil, maricelma.ribeiro@gmail.com

⁵ Professor da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Brasil, patriciomsouza@gmail.com

Resumo

Com a pandemia do coronavírus Sars-CoV-2, os catadores de materiais recicláveis tiveram que enfrentar novas dificuldades, a interrupção das atividades pela diminuição de resíduos, com o fechamento dos comércios e a pausa de serviços, mas também pelo perigo eminente a que os catadores de resíduos estão expostos, tendo em vista o descarte inadequado de resíduos contaminados com Sars-Cov-2. Com o objetivo de dar sequência as atividades, mantendo a segurança social e financeira dos catadores, ocorreram reuniões técnicas com apoios da UFCG e catadores da COTRAMARE, que juntos, decidiram pela continuidade dos serviços de coleta seletiva em condomínios e empresas. Os catadores receberam equipamentos de proteção para a continuação do trabalho e após as coletas os resíduos foram deixados em quarentena. Depois desse período é que são realizadas as etapas de separação, enfardamento, prensagem e estocagem dos materiais, porém devido as fortes quedas na tabela de preços dos materiais no setor da reciclagem, a comercialização foi interrompida. Desprovidos de auxílios emergenciais, os catadores ficaram sem provimento para suas famílias e foi preciso aguardar a melhoria nos preços praticados aos recicláveis. A fim de supri-los em suas necessidades realizou-se campanhas para doações, obtendo-se gêneros alimentícios e de higiene. Como medida de segurança coletiva, foram distribuídos nos espaços geradores de resíduos, materiais informativos com os cuidados na separação dos resíduos infectados. Concluímos que as estratégias adotadas contribuiriam sobremaneira para a continuação da categoria no mercado de trabalho e a garantia da saúde dos mesmos frente ao Sars-CoV-2.

Palavras-chave: sars-CoV-2, resíduos, recicláveis, catadores, segurança

Abstract

With the Sars-CoV-2 coronavirus pandemic, the waste pickers had to face new difficulties, the interruption of activities due to the decrease in waste, with the closure of businesses and the pause of services, but also due to the eminent danger to which the waste pickers are exposed, given the inadequate disposal of waste contaminated with Sars-Cov-2. In order to give continuity to the activities, keeping the social and financial security of the collectors, technical meetings were held with the support of UFCG and COTRAMARE collectors, who together decided for the continuity of the selective collection services in condominiums and companies. The collectors received protective equipment for the continuation of the work and after the collections the waste was left in quarantine. After this period the stages of separation,

balancing, pressing, and storage of the materials are carried out, but due to the sharp drops in the price of materials in the recycling sector, the commercialization was interrupted. Deprived of emergency aid, the waste pickers were left without provision for their families and had to wait for the prices of recyclables to improve. In order to supply their needs, campaigns were held for donations, obtaining food and hygiene products. As a collective safety measure, informative materials were distributed in the spaces that generate waste, with care in the separation of infected waste. We conclude that the strategies adopted contributed greatly to the continuation of the category in the labor market and the guarantee of their health against Sars-CoV-2.

keywords: sars-CoV-2, waste, recyclables, scavengers, security

1. Introdução

De acordo com a Organização Mundial da Saúde – OMS, em dezembro de 2019, ocorreram alertas sobre casos de pneumonia na cidade de Wuhan, na República Popular da China, identificou-se portanto um Coronavírus não presente antes em seres humanos, confirmando-se a existência do novo Coronavírus responsável por causar a doença COVID-19. Os casos se espalharam mundo afora e segundo a OMS e a Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS, até o dia 30 de junho de 2021, foram confirmados no mundo 18,5 milhões de casos de COVID-19 e 516 mil mortes. Os estados brasileiros tomaram medidas para evitar a proliferação do Covid – 19 e na Paraíba, a Secretaria de Saúde de Estado, confirmou, até o dia 29 de junho de 2021, 395 mil casos confirmados, com 8.586 óbitos confirmados e 250 mil casos recuperados nos 223 municípios.

A crise ambiental instalada pelo Covid 19, provocou efeitos sociais e econômicas graves, como exemplo a interrupção do consumo e circulação de matérias primas e serviços que afetou fortemente os trabalhadores em especial os catadores de materiais recicláveis. Para os catadores da Cooperativa de Trabalhadores de Materiais Recicláveis - COTRAMARE, a situação foi agravada visto que são contratados pela prefeitura para prestação dos serviços de coleta seletiva, impossibilitando-os dentre outros a manutenção do galpão e de seus cooperados.

A partir de pesquisas e consultas, verificou-se na nota técnica DIVS N° 006/2020 publicada pelo governo de Santa Catarina (2021), que o novo coronavírus (COVID-19), poderia ser enquadrado como agente biológico classe de risco 3 (RDC n. 222/18), neste aspecto, trata-se de transmissão de alto risco individual (podendo se propagar de pessoa a pessoa) e risco moderado para a comunidade e meio ambiente. Portanto, todos os resíduos infectantes de assistência à saúde provenientes de indivíduos suspeitos ou confirmados de infecção pelo novo coronavírus (COVID-19) são classificados na categoria A1 da RDC n. 222/2018. (GOVERNO DO ESTADO DE ALAGOAS, 2021). Segundo nota técnica publicada pela Secretaria de Estado da Saúde de Santa Catarina, cientistas dos Centros de Controle e Prevenção de Doenças (CDC), da Universidade da Califórnia, de Los Angeles, avaliaram a resistência do vírus em alguns materiais, onde mostraram que a Covid-19 permanece mais estável em produtos plásticos e de aço inoxidável, produtos comumente utilizados por toda a população e bastante representativos na geração de renda dos catadores, visto que são materiais recuperados em grandes quantidades pelos catadores que atuam na reciclagem.

Neste sentido, visando a preservação da saúde dos geradores de resíduos, dos catadores e dos garis foram construídos e entregues aos usuários e espaços geradores de resíduos, procedimentos de segurança quanto ao manuseio e descartes de resíduos no período da pandemia COVID -19. O objetivo geral foi monitorar e implantar a coleta seletiva em empresas e condomínios visando a manutenção dos catadores da COTRAMARE em postos de trabalho através da coleta seletiva incluindo procedimentos e protocolos de segurança frente ao COVID-19.

2. Metodologia

A metodologia foi baseada na coleta seletiva em condomínios, desenvolvida por CIRNE-2010, com adaptações frente aos protocolos de segurança exigidos no período da pandemia-COVID 19. Observou-se os princípios legais vigentes da OMS- COVID 19, regulamentos das empresas e condomínios, estatuto da cooperativa dos catadores - COTRAMARE e demais resoluções ABES, CONAMA e demais decretos estaduais e municipais referentes aos serviços de saneamento. As intervenções propostas foram realizadas pelos partícipes, através do uso de instrumentos remotos de coleta de dados, como contatos telefônicos, e-mails, Instagram e reuniões no Google Meet, obedecendo os protocolos de segurança e isolamento exigidos pelas instruções normativas da extensão universitária da UFCG.

3. Resultados

3.1. Continuidade dos serviços de coleta seletiva

A atividade de coleta seletiva realizada pelos catadores da COTRAMARE é considerada um serviço essencial e ininterrupto, neste sentido considerou-se a continuidade dos serviços em condomínios e empresas, parceiras da cooperativa. Vislumbrando o cenário econômico e social ora apresentado pela pandemia, a interrupção da coleta seletiva representaria o esgotamento econômico da cooperativa e de seus membros e perdas consideráveis de recursos naturais. Foram mantidas as ações firmadas entre as partes através do termo de adesão, baseando-se em consultas a outros empreendimentos de estados brasileiros que permaneceram nos serviços de coleta seletiva.

3.2. Quarentena dos resíduos recicláveis secos

Previamente, foram realizadas pesquisas sobre a permanência do vírus em materiais recicláveis secos, que se evidenciou a inatividade do vírus em um período de 12 dias de quarentena nos materiais papel, plástico, vidro e metais. Após este período os resíduos foram submetidos aos processos seguintes de separação, enfardamento e estocagem (ver figura 1).



Figura 1. Separação, enfardamento e estocagem dos resíduos recicláveis.

3.3. Comercialização dos resíduos recicláveis secos

Inicialmente o período da pandemia trouxe consequências aos mercados de matérias primas secundárias rebaixando valores de comercialização dos materiais nobres, como: papel, metal, vidro e plástico o que evidentemente prejudicou sobremaneira a comercialização das cooperativas brasileiras. A fim de evitar perdas econômicas, foi utilizada como estratégia, estocagem do material coletado e enfardamento para aguardar a reação econômica do setor de reciclagem e melhorias nos preços praticados na

comercialização dos mesmos. A análise comparativa dos valores de comercialização versam sobre os períodos antes e pós pandemia da COVID 19, comparando-se os valores verificou-se que em relação ao ano de 2020 ocorreu um decréscimo de 64.521Kg (64,5 toneladas) de materiais em relação ao ano de 2019 (ver tabela 1), percebendo-se que os catadores foram afetados diretamente com a paralização de atividades geradoras de resíduos, como o fechamento dos comércios e empresas, bem como submeter-se a correr riscos com a continuidade dos serviços de coleta seletiva e manuseio de materiais possivelmente contaminados.

Tabela 1. Comparativo do total de resíduos sólidos arrecadados em Kg do ano de 2016 a 2020.

| Ano | Total Comercializado (Kg) |
|------|---------------------------|
| 2016 | 248.664,60 |
| 2017 | 235.318,38 |
| 2018 | 257.263,10 |
| 2019 | 283.949,20 |
| 2020 | 219.428,10 |

Com relação a renda per capita mensal (ver tabela 2) verificou-se que no ano de 2020, apesar das dificuldades enfrentadas pelos catadores, ocorreu um acréscimo na renda, fato atribuído a novas parcerias de empresas e condomínios e a reação positiva do mercado de matérias primas secundárias comercializadas no ano de 2020.

Tabela 2. Comparativo da renda mensal(R\$)/catador do ano de 2016 a 2020.

| Ano | Renda mensal(R\$)/catador |
|------|---------------------------|
| 2016 | 523,75 |
| 2017 | 700,00 |
| 2018 | 700,35 |
| 2019 | 761,14 |
| 2020 | 765,92 |

3.4. Campanhas nas mídias:

A maioria dos catadores não foi beneficiada pelos programas emergenciais do governo federal, sendo necessário realizar junto as comunidades parceiras, campanhas nas mídias sociais (ver figura 2), para supri-los de gêneros alimentícios, materiais de limpeza e higiene pessoal.



Figura 2. Campanhas nas mídias sociais do laboratório.

3.5. Protocolos de segurança:

Os catadores da COTRAMARE reforçaram os protocolos de segurança individual através do uso de máscaras, luvas, óculos, higiene das mãos com álcool e lavagem dos fardamentos. Reforçaram ainda os cuidados na coleta e manuseio dos resíduos (ver figura 3).



Figura 3 . Utilização de EPI's.

4. Conclusão

A pandemia do vírus Sars-Cov-2 possibilitou aos catadores de resíduos sólidos, reforçar hábitos de higienização, introduzir novos procedimentos e cuidados laborais como forma de preservar seu estado de saúde e evitar o adoecimento por vírus tais como o Sars-Cov-2 nos resíduos possivelmente infectados e manuseados. Embora a questão econômica seja de extrema relevância para a sobrevivência dos que vivem da catação e reciclagem de resíduos, é de suma importância que mais estudos sejam realizados buscando compreender a sobrevivência do Sars-Cov-19 em superfícies de materiais/resíduos, pois a saúde destes profissionais devem ser garantida acima de quaisquer aspectos.

5. Referências

- BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. (Diário Oficial da União, 3.8.2010).
- BRINGHETI, JACQUELINE. Coleta Seletiva dos Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Operacionais e da Participação da População. Universidade de São Paulo-USP. São Paulo-SP-2014.

- CIRNE, Luiza Eugênia da Mota Rocha. A coleta seletiva como subsídio à criação de um plano de gestão integrada de resíduos sólidos (PGIRS) em Campina Grande – PB: implicações ambientais, econômicas e sociais. – Campina Grande, 2010.
- GOVERNO DE SANTA CATARINA. Nota Técnica DIVS N° 006/2020. Orienta sobre as boas práticas no gerenciamento dos resíduos de serviço de saúde na atenção a saúde de indivíduos suspeitos ou confirmados pelo novo coronavírus (covid-19). Secretaria de Estado da Saúde, Sistema Único de Saúde, Superintendência de Vigilância em Saúde, Diretoria de Vigilância Sanitária. Disponível em: <https://www.saude.sc.gov.br/coronavirus/arquivos/ntc-006-2020.PDF>. Acesso em: 30 de jun. de 2021.
- GOVERNO DO ESTADO DE ALAGOAS. Coronavírus sobrevive até 3 dias em materiais como aço e plástico, aponta estudo. Escrito por Márcio Chagas, 2020. Disponível em: <http://agenciaalagoas.al.gov.br/noticia/item/32565-coronavirus-sobrevive-ate-3->. Acesso em: 30 de jun. de 2021.
- JARDIM, Niza Silva et al. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo: IPT: CEMPRE, 1995.
- MAGERA et al. Viabilidade Econômica da Reciclagem dos Resíduos Sólidos. Instituto de Filosofia e Ciências Humanas – IFCH-Departamento de Sociologia-UNICAMP/SP 2004.
- XAVIER, Lúcia Helena et al. Sistemas de logística reversa: criando cadeias de suprimento sustentáveis. São Paulo; Atlas, 2013.



PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN BLOQUEADORES SOLARES

Cervantes Cabrera, Getsemaní¹; Napolitano, Dora Alexandra ²; Paredes Mejía, Felipe A.²; Vázquez Morillas, Alethia¹.

¹ Tecnologías Sustentables, Depto. de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana, México, San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco 02200, al2172002132@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx

² Zurciendo el planeta, zurciendoelplaneta.org, México, dora@zurciendoelplaneta.org, felipe.mparedess@gmail.com

Resumen

La presencia de microplásticos en los ambientes marinos es una problemática global, que pone en riesgo el equilibrio de estos ecosistemas, indispensables para la vida en el planeta. Estas partículas sintéticas, menores a 5 mm, pueden producirse por la fragmentación de productos plásticos desechados (microplásticos secundarios), o ser fabricados en esas dimensiones (microplásticos primarios). Una de las fuentes de microplásticos primarios son los productos de cuidado personal. En esta investigación se analizó la presencia de microplásticos en 42 bloqueadores solares disponibles en el mercado mexicano, así como su país de origen y componentes principales, a través de la información contenida en sus etiquetas. Se encontró que el 54% de los productos contienen microplásticos; 47% incluyó polietileno, 39% polimetilmetacrilato y 8% poliamida. Estos productos fueron fabricados en Estados Unidos (89%) y Chile (11%). Se observó que entre los ingredientes presentes en una proporción relevante de los productos (>60%), están el octocrileno, el homosalato y compuestos conocidos como “fragancia”, los cuales tienen un considerable potencial tóxico según la información consultada. El octocrileno en particular ha sido señalado como alérgeno, bioacumulable en especies acuáticas y posible disruptor endócrino. Los resultados muestran la urgente necesidad de regular la formulación de estos productos de cuidado personal, que tienen un alto potencial de liberar compuestos tóxicos para la salud y el ambiente. Es necesario, además, formular políticas y campañas educativas que permitan a los consumidores comprender la información contenida en el etiquetado de los productos y sus posibles efectos, para promover el consumo responsable.

Palabras clave: microperlas, productos de cuidado personal, polietileno, toxicidad

Abstract

Microplastics in marine environments are an issue of global concern, which affects the equilibrium in these ecosystems, essential for life on the planet. These synthetic particles, smaller than 5 mm, can be formed by the fragmentation of discarded plastic products (secondary microplastics) or produced in the aforementioned size (primary microplastics). Personal care products are relevant sources of primary microplastics. This research looks at the presence of microplastics in 42 sunscreen products, their origin and main components, by way of a review of their labels. Up to 54% of the products available on the Mexican markets had microplastics; 47% included polyethylene, 39% polymethacrylate and 8% polyamide. These products were produced in the US (89%) and Chile (11%). The ingredients found in a relevant proportion of products (>60) included octocrylene, homosalate, and generic compounds known as “fragrance”, which have a high toxicity potential according to literature. Octocrylene particularly has been identified as allergenic, bioaccumulative in aquatic species, and a potential endocrine disruptor. Results show an urgent need to regulate the formulation of these personal care products, which have a

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

high risk of releasing compounds toxic to human health and the environment. Also, policies and educational campaigns are required to enable consumers to understand the information on the product labels and their possible effects. This will advance the responsible consumption of products.

Keywords: microbeads, personal care products, polyethylene, toxicity

1. Introducción

Los plásticos entraron en producción masiva en la década de 1950 y sus características favorables, como durabilidad y bajo costo, los hicieron populares para muchas funciones domésticas, laborales e industriales. Sin embargo, el crecimiento en el consumo de los mismos ha sido exponencial y la industria y la sociedad no han considerado la otra faceta de su durabilidad: cómo hacer una disposición final de un material que no se biodegrada. Ésta problemática se manifiesta a escala global: en 2021 casi todos los productos a la venta vienen con algún tipo de plástico asociado al proceso de manufactura, transporte, embalaje y/o venta (Geyer et al 2017). Al ser los plásticos polímeros generalmente sintéticos y diseñados para ser durables, no existen en el medio natural organismos evolucionados para consumirlos, que pudieran contribuir a reintegrarlos a los ciclos naturales.

Debido al consumo masivo de plásticos de vida útil corta y a las prácticas deficientes en la gestión de residuos plásticos por parte de las autoridades y la sociedad, muchos plásticos llegan al ambiente tanto porque son desechados en vertederos clandestinos o porque llegan a los cuerpos de agua por el drenaje municipal. Esto trae graves problemas para la salud humana y la de otras formas de vida. Los plásticos liberados al ambiente, al fragmentarse, dan origen a la formación de microplásticos. La definición general de microplástico comprende todos los polímeros sintéticos de menos de 5mm (GESAMP 2015). Estos incluyen plásticos de uso común identificados por sus números 1-7 y otros polímeros sintéticos ampliamente usados en procesos industriales y elaboración de productos (GESAMP 2015). Incluso, se incluyen los polímeros llamados “biodegradables” porque en el medio acuático y marino rara vez se dan las condiciones necesarias para su biodegradación (Vazquez Morillas et al., 2018).

Los microplásticos se clasifican de diversas maneras pero la más común es la que distingue entre los llamados primarios y secundarios. Los primarios son aquellos que son generados directamente por el hombre como micropartículas. Estos incluyen los pellets que se utilizan como materia prima en la manufactura de productos plásticos y partículas utilizadas en productos de aseo personal así como en procesos industriales para limpiar las superficies de los barcos y quitar la corrosión de algunas máquinas. También se utilizan como vectores para la administración de algunos medicamentos (Nerland et al 2014).

Una categoría relevante de microplásticos primarios son las microperlas o microbeads que se incluyen a propósito en productos para venta al público, como los productos de aseo, como exfoliadores, pastas de dientes y cosméticos. Un estudio europeo de 2016 identificó que son el destino de un 4.1% de las microperlas que se producen, equivalente a entre 2,461 y 8,627 toneladas de microplásticos que llegan al medio marino solo desde Europa cada año (Sherrington et al., 2016). En las últimas décadas muchos productos de limpieza, aseo personal y cosmética incorporaron estas micropartículas de plástico en sus formulaciones para darle diversas características a sus productos como viscosidad, cuerpo, absorción de componentes activos, abrasividad entre otros, con la ventaja de ser más baratas y conservarse mejor que otras alternativas (Hirst y Bennett 2017). Sin embargo, frente a una serie de campañas internacionales que demostraron posibles daños a la salud humana y de los ecosistemas, 448 marcas de 119 fabricantes se comprometieron a retirar las microperlas de sus productos de uso doméstico/personal (Plastic Soup Foundation 2021). Muchos países han establecido legislación que prohíbe la venta, fabricación o importación de productos con microperlas. Sin embargo, en México no existe legislación sobre los plásticos, salvo en el caso de la Ciudad de México, ni se cuenta con estudios sobre la presencia de microperlas en los productos más comunes de limpieza, aseo personal y cosmética. Algunos

países/ciudades hacen una distinción entre los productos llamados “rinse off” (de enjuague), que se aplican y enjuagan enseguida (como jabones, shampoo o pasta de dientes) y los llamados “leave on” (dejar puesto) que uno aplica y no retira a propósito, como sería el caso de los bloqueadores solares, aunque se vayan lavando solos en albercas, mar y regaderas. La legislación de la CDMX no hace esta distinción: sólo prohíbe la "comercialización, distribución y entrega de productos que contengan microplásticos añadidos intencionalmente" (Ley de Residuos Sólidos, 2019).

En este contexto, el objetivo del presente artículo es evaluar la presencia de microperlas plásticas en protectores solares presentes en el mercado mexicano, así como de otras sustancias potencialmente tóxicas incluidas en los mismos. Con ello se busca generar y difundir información que permita a los tomadores de decisiones y ciudadanos realizar un consumo responsable basado en el conocimiento y la reflexión sobre los efectos ambientales del mismo.

2. Metodología

Esta investigación se desarrolló en 2019 en la Ciudad de México. Se visitaron dos supermercados y se capturaron imágenes de las etiquetas de los 42 bloqueadores solares disponibles. Se analizó la información contenida en las etiquetas, con el fin de identificar los componentes más utilizados, la presencia de microplásticos y el país de origen de los productos. La información se registró en una base de datos, a partir de la cual se realizó el análisis de la misma, con el fin de determinar la utilización de microplásticos en los productos, el país de origen de aquellos que los contienen, y la utilización de componentes tóxicos en los bloqueadores. La posible toxicidad de los componentes se determinó a partir de una revisión bibliográfica.

3. Resultados

3.1 Presencia de microplásticos en bloqueadores solares

Los microplásticos encontrados y el porcentaje de productos que lo contienen se muestran en la Tabla 1. De los datos mostrados se destaca que el 57% de los productos tiene al menos un ingrediente clasificado como microplástico y entre ellos el polietileno es el más recurrente. Este compuesto ha sido el objeto de estudio de múltiples investigaciones dedicadas a establecer los efectos que las partículas de polietileno pueden causar en el ambiente. Dichas investigaciones demuestran que la presencia de estas partículas posibilita la absorción de contaminantes orgánicos, contribuyendo de esa forma a la persistencia de estos contaminantes en el medio, a su movilidad y acumulación en organismos vivos (Hüffer et al., 2019; Lanctôt et al., 2020; Razanajatovo et al., 2018; Wang et al., 2020; Xu et al., 2018).

Tabla 1. Microplásticos presentes en bloqueadores solares

| Tipos de microplásticos | Proporción del total de productos que los contienen (%) |
|-------------------------|---|
| Polietileno | 47 |
| Metilmetacrilato | 39 |
| Poliamida 5 | 8 |

| | |
|--|----|
| Total de productos que contienen uno o más tipos de microplásticos | 57 |
|--|----|

Se evaluó a continuación la procedencia de los productos con presencia de microplásticos. Los resultados muestran que todos los productos son importados, siendo Estados Unidos el principal lugar de origen (89%), seguido de Chile (11%). Cabe mencionar que Estados Unidos tiene normativas vigentes que restringen la fabricación, empaque y distribución de productos cosméticos y de aseo rinse-off que contengan microplásticos en sus formulaciones (Microbead-Free Waters Act, 2015), sin embargo, empresas radicadas en dicho país comercializan productos que contienen microplásticos en México.

3.2 Presencia de sustancias potencialmente tóxicas en bloqueadores solares

Para analizar la presencia de sustancias potencialmente tóxicas en estos productos se determinó en primer lugar las sustancias más recurrentes en las formulaciones de los productos disponibles en el mercado mexicano. Los resultados mostrados en la Figura 2 muestran que el compuesto más común es el Acetato de tocoferilo, el cual está presente en más del 90% de los productos.

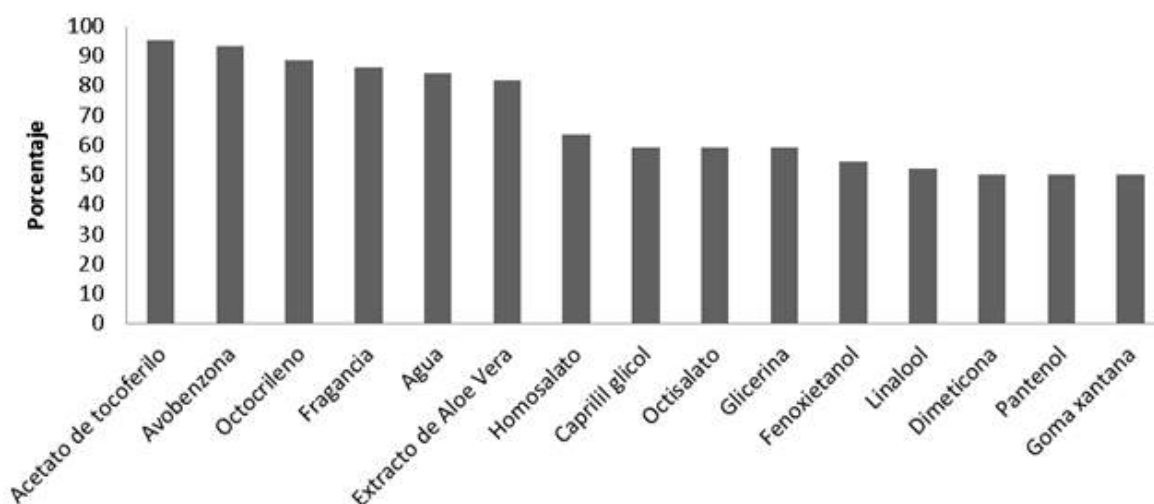


Figura 2. Ingredientes más recurrentes en bloqueadores solares disponibles en el mercado mexicano

De las sustancias enlistadas, la avobenzona, el octocrileno, el homosalato y el octisalato, son los compuestos que, por su capacidad de absorber luz ultravioleta brindan un efecto de protector solar para la piel. Así mismo, son los compuestos que tienen mayor potencial tóxico según la información consultada.

El octocrileno, por ejemplo, ha sido clasificado en algunas investigaciones como un alérgeno fuerte debido al reporte de casos de reacciones alérgicas provocadas por esta sustancia (Avenel-Audran et al., 2010; Groot & Roberts, 2014). Su toxicidad también se ve evidenciada en los resultados de estudios que reportan la acumulación de octocrileno en especies acuáticas y los efectos adversos en su funcionamiento endocrino (Blüthgen et al., 2014; Buser et al., 2006; Gago-Ferrero et al., 2013; Zhang et al., 2016). Teniendo en cuenta la información revelada por este tipo de investigaciones, el octocrileno es parte de los ingredientes que han sido prohibidos por el gobierno de Palau por su potencial toxicidad sobre las especies coralinas (The Republic of Palau Bans Sunscreen Chemicals to Protect Its Coral Reefs

and UNESCO World Heritage Site, 2020). Por su parte, el homosalato se ha reportado como potencial coadyuvante en la absorción cutánea de insecticidas (Pont et al., 2004), además de que puede dar origen a compuestos de mayor toxicidad al descomponerse en medios acuáticos (Imamović et al., 2015).

Cabe destacar también al ingrediente denominado fragancia. Éste es un término genérico que hace referencia a un amplio grupo de compuestos químicos usados como aromatizantes. Esta mezcla de compuestos se asocia con la manifestación de reacciones alérgicas y dermatitis según investigaciones consultadas (Hamilton & Gannes, 2011).

4. Conclusiones

La presencia de microplásticos en bloqueadores solares es potencialmente peligrosa, debido a los efectos que las partículas en sí puedan generar, pero también por su posible papel como medios de ingreso de distintos contaminantes hidrofóbicos en la cadena trófica. Los resultados obtenidos muestran que, a pesar de las normativas de restricción vigentes en países productores como los Estados Unidos, se continúa comercializando protectores solares con micro plásticos en el mercado mexicano, lo que muestra la aplicación de dobles estándares en el desempeño ambiental de algunas empresas.

Con el fin de prevenir la llegada de microperlas a los ecosistemas marinos es necesario fortalecer los marcos legales y generar medidas que limiten su uso en productos de cuidado personal. Aunque existe una mención al respecto en las regulaciones de la Ciudad de México, no se cuenta con la normatividad complementaria que permita su cumplimiento; por otro lado, las otras entidades del país no tienen reglamentación al respecto. Además de modificar leyes y crear normas es indispensable promover el consumo responsable entre la ciudadanía, de forma que la composición de los productos sea uno de los elementos a considerar al adquirirlos. Para ello, además de campañas educativas, se requiere del desarrollo de sistemas de evaluación, certificación y etiquetado, de forma que faciliten a los consumidores una elección adecuada tanto para su salud como para el ambiente.

5. Referencias

Avenel-Audran, M., Dutartre, H., Goossens, A., Jeanmougin, M., Comte, C., Bernier, C., Benkalfate, L., Michel, M., Ferrier-Lebouëdec, M. C., Vigan, M., Bourrain, J. L., Outtas, O., Peyron, J. L., & Martin, L. (2010). Octocrylene, an Emerging Photoallergen. *Archives of Dermatology*, 146(7), 753-757. Obtenido desde <https://doi.org/10.1001/archdermatol.2010.132>

Blüthgen, N., Meili, N., Chew, G., Odermatt, A., y Fent, K. (2014). Accumulation and effects of the UV-filter octocrylene in adult and embryonic zebrafish (*Danio rerio*). *Science of The Total Environment*, 476-477, 207-217. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.015>

Buser, H.-R., Balmer, M. E., Schmid, P., y Kohler, M. (2006). Occurrence of UV Filters 4-Methylbenzylidene Camphor and Octocrylene in Fish from Various Swiss Rivers with Inputs from Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology*, 40(5), 1427-1431. Obtenido desde <https://doi.org/10.1021/es052088s>

Cruz Salas, A. A. (2020). Evaluación de la calidad ambiental y su relación con la presencia de microplásticos en cinco playas mexicanas (Tesis de maestría). Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, CDMX, México.

Gago-Ferrero, P., Alonso, M. B., Bertozzi, C. P., Marigo, J., Barbosa, L., Cremer, M., Secchi, E. R., Azevedo, A., Lailson-Brito Jr., J., Torres, J. P. M., Malm, O., Eljarrat, E., Díaz-Cruz, M. S., y Barceló, D. (2013). First Determination of UV Filters in Marine Mammals. Octocrylene Levels in Franciscana Dolphins. *Environmental Science & Technology*, 47(11), 5619-5625. Obtenido desde <https://doi.org/10.1021/es400675y>

GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p. Obtenido desde <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>

Groot, A. C. de, y Roberts, D. W. (2014). Contact and photocontact allergy to octocrylene: A review. *Contact Dermatitis*, 70(4), 193-204. Obtenido desde <https://doi.org/10.1111/cod.12205>

Hamilton, T., & Gannes, G. (2011). Allergic contact dermatitis to preservatives and fragrances in cosmetics. *Skin therapy letter*, 16, 1-4.

Hirst, D., Bennett, O. (2017) Microbeads and microplastics in cosmetic and personal care products, BRIEFING PAPER Number 7510, 4 January 2017, House of Commons Library, Obtenido desde <https://researchbriefings.files.parliament.uk/documents/CBP-7510/CBP-7510.pdf>

Hüffer, T., Metzelder, F., Sigmund, G., Slawek, S., Schmidt, T. C., y Hofmann, T. (2019). Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. *Science of The Total Environment*, 657, 242-247. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.047>

Imamović, B., Trifunović, S., Bečić, E., Dedić, M., y Šober, M. (2015). Study of homosalate stability in chlorinated water and identification chalogenated by-products by gas chromatography-mass spectrometry. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 12.

Lañcôt, C. M., Bednarz, V. N., Melvin, S., Jacob, H., Oberhaensli, F., Swarzenski, P. W., Ferrier-Pagès, C., Carroll, A. R., y Metian, M. (2020). Physiological stress response of the scleractinian coral *Stylophora pistillata* exposed to polyethylene microplastics. *Environmental Pollution*, 263, 114559. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114559>

Microbead Free Waters Act (2015) Obtenido <https://www.congress.gov/bill/114th-congress/house-bill/1321>

Nerland, I.L., Halsband, C., Allan, I., y Thomas, K. V. (2014) Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects, Norwegian Institute for Water Research. Oslo, Noruega. Obtenido desde <https://www.researchgate.net/publication/273089847>

Plastic Soup Foundation 2021 Beat the Microbead Global Impact. Obtenido desde <https://www.beatthemicrobead.org/impact/global-impact/>

Pont, A. R., Charron, A. R. y Brand, R. M. (2004). Active ingredients in sunscreens act as topical penetration enhancers for the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 195(3), 348-354. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.taap.2003.09.021>

Razanajatovo, R. M., Ding, J., Zhang, S., Jiang, H. y Zou, H. (2018). Sorption and desorption of selected pharmaceuticals by polyethylene microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 516-523. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.048>

Sherrington, C., Darrah, C., Hann, S., Cole, G., Corbin, M. (2016) Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources, Report for European Commission DG Environment Obtenido desde <https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/MSFD%20Measures%20to%20Combat%20Marine%20Litter.pdf>

The Republic of Palau Bans Sunscreen Chemicals to Protect its Coral Reefs and UNESCO World Heritage site. (2020). The International Coral Reef Initiative. Obtenido desde <https://www.icriforum.org/the-republic-of-palau-bans-sunscreen-chemicals-to-protect-its-coral-reefs-and-unesco-world-heritage-site/>

Vázquez Morillas, A., Beltrán Villavicencio, M., Velasco Pérez, M., Espinosa Valdemar, R. M., Sotelo Navarro, P., Alvarez Zeferino, J. C., Quecholac Piña, X. (2018). Degradación y Biodegradación de Plásticos (Resumen ejecutivo), Informe para la Asociación Nacional de la Industria Química A.C., CDMX, México.

Wang, F., Gao, J., Zhai, W., Liu, D., Zhou, Z., y Wang, P. (2020). The influence of polyethylene microplastics on pesticide residue and degradation in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 394, 122517. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122517>

Xu, B., Liu, F., Brookes, P. C., y Xu, J. (2018). The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 191-196. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.027>

Zhang, Q. Y., Ma, X. Y., Wang, X. C., y Ngo, H. H. (2016). Assessment of multiple hormone activities of a UV-filter (octocrylene) in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 159, 433-441. Obtenido desde <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.037>

USO DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA LOCALIZAR RECURSOS HÍDRICOS POSIBLEMENTE CONTAMINADOS POR LA INADECUADA DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Pérez Palacios, Iris Margarita^{1,2}; Hernández Berriel, María del Consuelo¹; Jiménez Núñez, María de la Luz²; Zavala Arce, Rosa Elvira²; De la Rosa Gómez, Isaias¹

¹Tratamiento de contaminantes y aprovechamientos de residuos, División de estudios de posgrado e investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México. Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149, Metepec, México, iperezp@toluca.tecnm.mx; mhernandezb@toluca.tecnm.mx

²Síntesis, simulación y aplicación de materiales, División de estudios de posgrado e investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México. Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149, Metepec, México, iperezp@toluca.tecnm.mx; mjimenezn@toluca.tecnm.mx

Resumen

La disposición de residuos sólidos urbanos (RSU) cercana a cuerpos de agua se ha incrementado en México. El objetivo de este estudio fue localizar sitios de disposición final (SDF) con distancias menores a 500 metros a cuerpos de agua y/o recursos hídricos; los cuales posiblemente tengan afectaciones por influencia de lixiviados y RSU. Se utilizaron fuentes de información digital como Atlas de Riesgos municipales y del Estado de México, así como Sistemas de Información Geográfica (SIG); con los que se generaron mapas con capas de información WMS (por sus siglas en inglés Web Map Service), para los SDF en la Región Hidrológica Administrativa número VIII (RHA-VIII) Lerma-Santiago-Pacífico. Se analizaron las capas de curvas de nivel, cuerpos de agua, área de concentración de pozos y escurrimientos superficiales.

De los 12 SDF existentes en la RHA-VIII, se detectaron tres como posibles fuentes de contaminación de cuerpos de agua aledaños, de acuerdo con las restricciones hidrográficas en las secciones 6.1.4 a 6.1.7 de la NOM-083-SEMARNAT-2003. La Estación de Transferencia de Tianguistenco se encuentra en una zona de concentración de pozos y el sitio no controlado de Santa Cruz afecta escurrimientos superficiales, en el caso del Sitio Controlado "El Llano" obstruye el flujo de agua. Con base al mapeo se detectó que existen más sitios no controlados que los reportados; esto último evidencia la falta de gestión de los RSU en la RHA-VIII.

Abstract

The disposal of municipal solid waste (MSW) near water bodies has increased in Mexico. The objective of study was to locate final disposal sites (SDF) with distances less than 500 meters to bodies of water and/or water resources, which may be affected by the influence of leachate and solid waste. Used digital information sources were Atlas of Municipal Risks and the State of Mexico, as well as Geographic Information Systems (SIG) Qgis; with which maps were generated with WMS (Web Map Service) information layers for the SDF in the Administrative Hydrologic Region number VIII (RHA-VII) Lerma-Santiago-Pacífico. Were analyzed: contour line, water bodies, concentrating area and Surface runoff.

Of the 12 SDFs in the RHA-VIII, two were detected as possible sources of contamination of nearby water bodies, in accordance with the hydrographic restrictions in sections 6.1.4 to 6.1.7 of NOM-083-SEMARNAT-2003. The Tianguistenco Transfer Station is located in area of concentration of wells and uncontrolled site of Santa Cruz landfill affects Surface runoff in the case of the "El Llano" landfill it

obstructs the flow of water. Based on the mapping, it was detected that those reported; the latter shows the lack of management of MSW in the RHA-VIII.

Palabras clave/keywords: Contaminación, cuerpos de agua, residuos sólidos, sistemas de información geográfica, sitios de disposición / contamination, bodies of water, solid waste, GIS, disposal sites.

1. Introducción

La generación de residuos sólidos en el Estado de México (EdoMéx) se contabiliza en 16,739 toneladas por día de los cuales el 74,13% son depositados en un sitio de disposición final (SDF). El EdoMéx cuenta con 71 SDF (SEMARNAT, 2020), clasificados en 14 SDF tipo A, 6 tipo B, 33 tipo C y 18 tipo D calificados en base a los requisitos de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Estos sitios se pueden agrupar por su localización en las regiones hidrológicas administrativas (RHA), regiones clasificadas para su estudio y aprovechamiento por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

Los subproductos provenientes de SDF como lixiviados son potenciales contaminantes para la hidrografía cercana a esos sitios. Trabajos como los elaborados por Niño Carbajal, *et al* (Niño, 2016) y León-Gómez *et al* (León-Gómez, 2015), han demostrado la afectación ambiental que provoca la mala gestión de SDF en aguas superficiales y subterráneas.

El trabajo desarrollado inicia con el supuesto de que todos los SDF; Rellenos sanitarios (ReSa), Sitios controlados (SC) y Sitios no controlados (SNC), tienen mal manejo de residuos sólidos (RSU), y falta de control de lixiviado. Para el análisis espacial de los datos se utilizó el programa Qgis, programa informático de uso libre llamado sistema de información geográfica (SIG), especialmente adecuado al estudio de problemas de localización que disponen de muchos elementos necesarios para su estudio: coordenadas de posición (Giménez, 2012).

2. Metodología

La metodología aplicada en este trabajo consideró tres etapas: localización del área de estudio y SDF, creación y montaje de capas en Qgis y aplicación de criterios de exclusión.

2.1 Localización del área de estudio y Sitios de Disposición Final

Se seleccionaron los municipios de la periferia del EdoMéx de la RHA-VIII como área de estudio. Se elaboró un mapa base con esta información utilizando Qgis. La existencia de los SDF para estos municipios se investigó en el Atlas de Riesgo (EDOMEX, 2019). Para el posicionamiento geográfico de los SDF, se utilizó el Simulador de Flujos de Aguas de Cuencas Hidrográficas (SIATL) (SIATL, 2019) y se verificó su ubicación con Google Earth Proo (GOOGLE, s.f.).

2.2 Creación y Montado de capas

Para ubicar los SDF en el mapa base se crearon capas Shapefile (SHP), para ello se formó una base de datos con información como: Nombre del sitio, Municipio, posicionamiento geográfico, altitud y tipo de SDF. Se integraron las capas de datos hidrográficos WMS extraídos de los portales: a) Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), b) Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y, c) Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO). Se integraron también los SHP con información de los SDF.

2.3 Criterios de Exclusión

Se aplicaron criterios de exclusión hidrográficas señaladas entre las secciones 6.1.4 y 6.1.7 de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004). Estos criterios fueron: a) No debe ubicarse en zona de recarga de acuíferos (sección 6.1.4); b) El SDF no debe extruir el flujo (sección 6.1.5); c) La distancia de ubicación del SDF, con respecto a cuerpos de agua superficiales con caudal continuo, lagos y lagunas, debe ser de

500 m (quinientos metros) como mínimo (sección 6.1.6); d) La ubicación entre el límite del SDF y cualquier pozo de extracción de agua de uso doméstico, industrial, riego y ganadero, tanto en operación como abandonados, no será menor de 500 m (sección 6.1.7). Para visualizar la información se realizaron mapas de referencia por SDF en el programa Qgis 3.10 (Qgis, 2019), considerando un radio de 500 m (buffer de distancia) a partir del centro del sitio. A cada capa de información se le asignó el valor de uno cuando no se cumple el criterio y se realizó la sumatoria algebraica para determinar la mayor posibilidad de afectación de cuerpos de agua aledaños.

3. Resultados

3.1 Localización del área de estudio y Sitios de Disposición Final

El área de estudio se encuentra ubicada en nueve municipios del EdoMéx de la Región Hidrológica Lerma-Santiago (RH-LS) situada en la RHA-VIII, donde se localizaron 12 SDF como muestra la Figura 1.

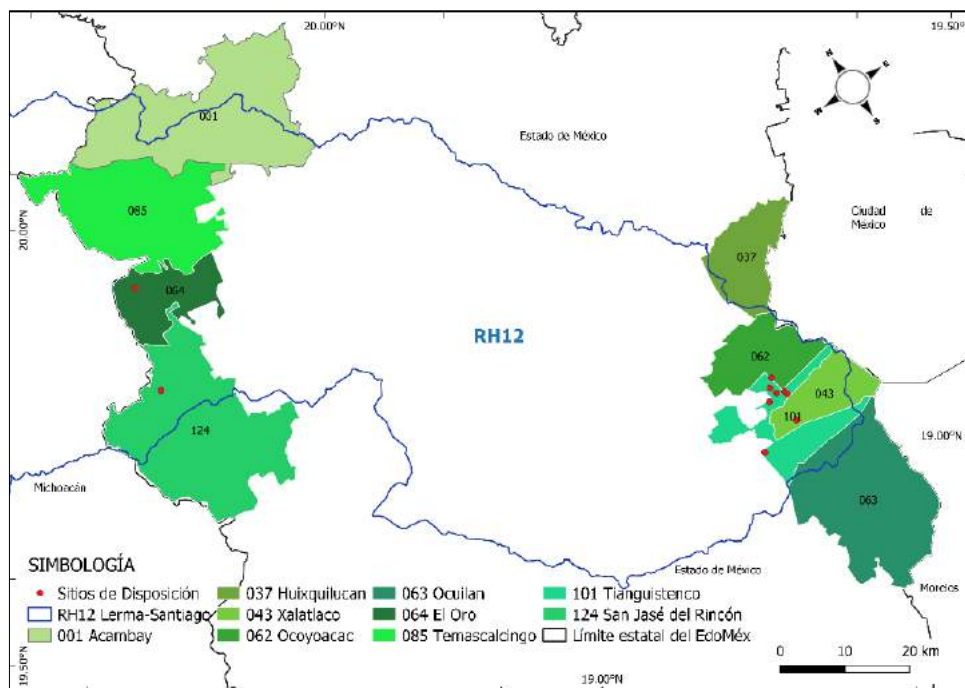


Figura 1. Localización de municipios y SDF en del área de estudio (Qgis, 2021).

3.2 Creación y montado de capas

La capa “Sitios de disposición” creada se incluyó en el mapa base (ver figura 1) y se identificaron los SDF. Las capas de información en formato WMS utilizadas, se extrajeron de sitios gubernamentales públicos y secretarías relacionadas con datos hidrográficos (Tabla 1).

Tabla 1. Capas hidrográficas extraídas de servicios de información geográfica.

| Capa | Sitio | Capa | Sitio |
|--|---------|--|---------------|
| Regiones hidrológicas ^[1] | CONABIO | Cuerpos de agua ^[2] | INEGI |
| Corrientes de agua ^[2] | INEGI | Área concentración de pozos ^[3] | INEGI |
| Flujo de aguas subterráneas ^[2] | INEGI | Pozos de extracción ^{[4][5]} | INEGI-CONAGUA |

[1] CONABIO-CONAGUA 2007; [2] INEGI, 2019; [3] INEGI a, 2019; [4] INEGI b, 2019; [5] CONAGUA (2019).

3.3 Criterios de exclusión

Al identificarse los SDF y aplicarse los criterios de exclusión en los mapas por SDF se seleccionaron la ET municipal y el SNC en Santa Cruz ambos de Tianguistenco y el SC “El Llano” en Xalatlaco.

Del análisis para el SC “El Llano”; imagen mostrada en la figura 2, se puede observar un área controlada, una zona de separación de residuos, reciclaje y una zona de composteo. Se detectó un escurrimiento superficial presente en época de lluvias obstaculizado por una celda de disposición de RSU afectando la ruta del flujo (criterio 6.1.5).

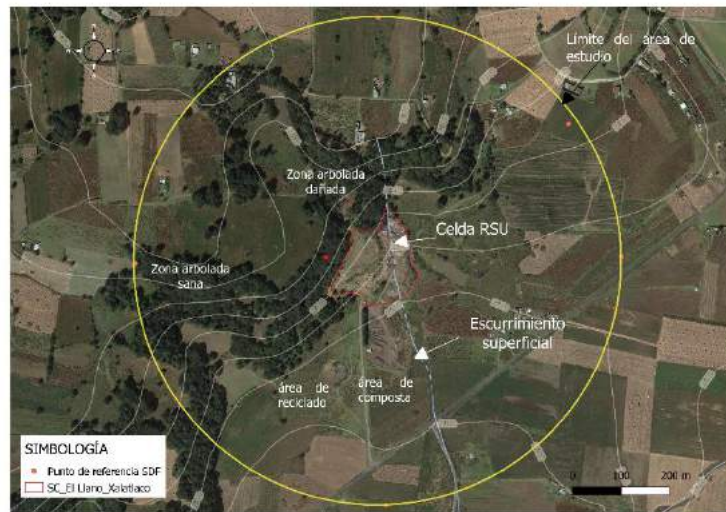


Figura 2. SC “El Llano” del municipio de Xalatlaco

En las figuras 3 y 4 se muestran la ET municipal y el SNC en Santa Cruz Bravo del municipio de Tianguistenco.

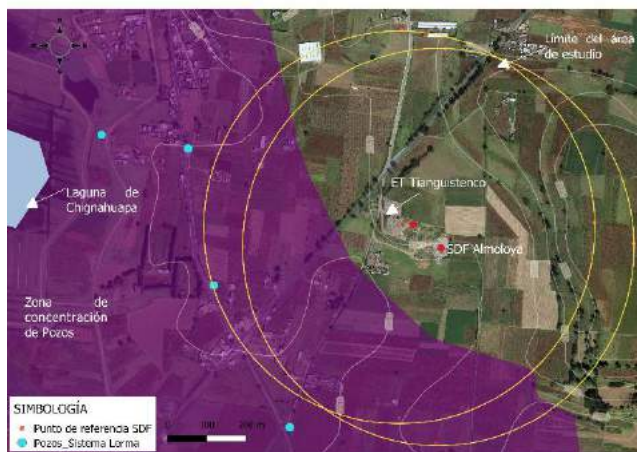


Figura 3. ET municipal

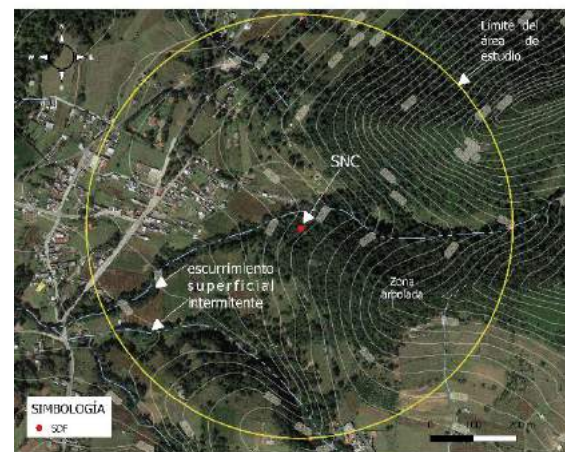


Figura 4. SNC en Santa Cruz

La ET limita con el SDF del municipio de Almoloya del Río. En el análisis se detectaron dos pozos de abastecimiento de agua potable a 500 y 585 m de la ET (criterio 6.1.7). En la figura 3, se muestra una serie de pozos de extracción de agua potable cercanos a los SDF. La Laguna de Chignahuapan se encuentra a 800 m de distancia aproximadamente, y aunque está fuera del radio establecido en los criterios, por altimetría fue posible establecer la posibilidad de que algunos escurrimientos e infiltraciones lleguen a la Laguna, con el riesgo de llegar al subsuelo y contaminar la zona, afectando el área de concentración de pozos.

En el SNC, que está ubicado en la zona boscosa de la carretera Xalatlaco-Santa Cruz (figura 4), se identificaron dos corrientes superficiales, una al norte a una distancia de 10 m lo que pudiera significar un mayor riesgo de contaminación y obstrucción del flujo; y otra al sur a 350 m.

En la tabla 2 se presentan los criterios de la NOM-083-SEMARNAT-2003 que se incumplen para cada SDF, destacando para la ET el 6.1.4 y 6.1.7 y para el SNC de Santa Cruz los criterios 6.1.5 y 6.1.6.

Tabla.2. Resultados de la ponderación para la selección del sitio.

| Criterios de la NOM-083-SEMARNAT-2003 | SDF | | |
|---|-----------------|---------------------|-------------------|
| | SC Xalatlaco | ET Tianguistenco | SNC Santa Cruz |
| 6.1.4 Zona de recarga de acuíferos | 0 | 1 | 0 |
| 6.1.5 Obstrucción el flujo | 1 | 0 | 1 |
| 6.1.6 Ubicación del SDF a cuerpos de agua | 0 | 0 | 2 |
| 6.1.7 Ubicación entre SDF y pozos | 0 | 2 | 0 |
| TOTAL | 1 | 3 | 3 |

4. Discusión

Al realizar este estudio, los datos de localización geográfica de algunos SDF no se encontraron actualizados, por lo que fue necesario su rastreo mediante Google Earth. Además, de que en algunos casos no corresponde el tipo de registro encontrado en los Atlas de riesgo municipales y Estatal, con lo observado en imágenes satelitales.

Si bien, en México se encuentra disponible una extensa información hidrográfica, en este trabajo solo se utilizaron las capas WMS; corrientes de agua, flujo de aguas subterráneas, cuerpos de agua, área de concentración de pozos y pozos de extracción debido a que, en los SDF de este estudio, solo se detectaron estos sistemas de agua.

Uno de los obstáculos que se debieron salvar fue la homologación de los sistemas de referencia, con los que trabajan las diferentes fuentes de información (Google, 2019; Qgis, 2019; SIATL, 2019), lo cual fue posible transformando los ejes coordenados al mismo sistema EPSG:4326 WGS 84.

5. Conclusiones

Conforme a los criterios 6.1.5 y 6.1.6, los SDF de Xalatlaco y Tianguistenco estudiados, tienen altas probabilidades de afectar a los escurrimientos superficiales cercanos a los SDF los cuales se forman en época de lluvias. Además, la ET de Tianguistenco también presenta la posibilidad de contaminación de aguas subterráneas debido a que se encuentra en un área de concentración de pozos.

El grado de asertividad de los resultados obtenidos mediante la metodología aplicada en este trabajo puede variar de acuerdo con la fecha de actualización de la información geográfica y de las imágenes, así como de las condiciones climatológicas en el momento que fueron tomadas por el satélite.

6. Referencias

CONABIO-CONAGUA(2007), Regiones hidrológicas, escala 1:250,000, Republica Mexicana, Catalogo de Metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad CONABIO-Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), publicación: 27-05-2009, datos ESRI Shapefile (SHP). Obtenido de Regiones Hidrológicas, escala 1:250000. República Mexicana (conabio.gob.mx).

CONAGUA (2019). Registro Publico de Derechos del Agua, Comisión Nacional del Agua CONAGUA, obtenido de Portal de Sistemas de Información del Agua (conagua.gob.mx).

DOF (2004), NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.

EDOMEX (2019), Atlas de Riesgo Municipal del Estado de México, Dirección de Protección Civil del Estado de México, Gobierno del Estado de México. Obtenido de <https://cgptoteccióncivil.edomex.gob.mx/atlas-riesgos>.

Giménez Vera, (2012), Localización óptima de relleno sanitario aplicando técnicas multicriterio en sistemas de información geográfica (SIG) en el área metropolitana del Alto Paraná, Séptimo congreso de medio ambiente, AUGM, La Plata Argentina, del 22 al 24 de mayo del 2012.

GOOGLE (s.f.). [Visualizaciones Aéreas en Google Earth Pro], Versión de escritorio, Estado de México, Revisado de Julio-diciembre del 2019.

GOOGLE (2019). [Visualizaciones Aéreas en Google Earth Pro], Versión de escritorio, Tianguistenco Estado de México, Revisado de septiembre-noviembre del 2019.

INEGI (2019). Información topografica 1:50,000, Servicio de mapas Web, Acervo de información Geográfica; "corrientes de agua" a, "flujo de aguas subterráneas, "cuerpos de agua". Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. Obtenido de Servicio de Mapas Web (inegi.org.mx).

INEGI a, (2019). Recursos Naturales, Acervo de información Geográfica "Área de concentración de pozos", Servicio de mapas Web, Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. Obtenido de Servicio de Mapas Web (inegi.org.mx).

INEGI b, (2019). Zonas hidrogeológicas, Acervo de información Geográfica; "Pozos". Servicio de mapas Web, , Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. Obtenido de Servicio de Mapas Web (inegi.org.mx).

León-Gómez, H. (diciembre, 2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas. Volumen 32 (No. 3), paginas 514-516. Obtenido de Revista Mexicana de Ciencias Geológicas (unam.mx)

Niño Carbajal L.X. (Jan, 2016). Physiochemical contamination of aquifers due to leachates from the El Carrasco, Bucaramanga, landfill. Revista Producción+limpia, volumen II (No. 1), páginas 66-74, obtenido desde www.scielo.org.co

QGIS Equipo de Desarrollo (2019), Sistema de Información Geográfica QGIS. Proyecto de Fundación Geoespacial de código abierto. <https://qgis.org>.

QGIS (2021), "Localización de municipios y SDF en el área de estudio", [mapa.png], Escala 1:90000, Software QGIS desktop versión 3.16 Hannover, Proyecto Fundación Geoespacial de código abierto, 14 mayo del 2021.

SEMARNAT (2020), Diagnostico básico para la gestión integral de los residuos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Obtenido de www.gob.mx/semarnat.

SIATL (2019), Simulador de Flujo de Agua de Cuencas hidrográficas, Aplicación geoespacial web, INEGI, México, 2019. Obtenido de Antares.gob.mx

SIATL (2021), Simulador de Flujo de Agua de Cuencas hidrográficas, Aplicación geoespacial web, INEGI, México, 2019. Obtenido de <https://www.sciencebase.gov/>

EFFECTOS AMBIENTALES DE ESTRATEGIAS DE ECONOMÍA CIRCULAR PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN LAS COMUNAS DE LA PINTANA Y VITACURA

Pérez, Anibal¹; López-Eccher, Camila²; Franchi-Arzola, Iván²

¹ Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile, c.ramrezfuentes@uandresbello.edu

¹ Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile, camilaa.lopez@uandresbello.edu

³ Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile, ivan.franchi@unab.cl

Resumen

La economía circular es una estrategia basada en la reducción del consumo de materiales y de generación de residuos y maximización de bucles, no obstante, existe el riesgo de que acciones en tal dirección no consideren sus efectos ambientales. Este estudio busca analizar los flujos efectivos de los sistemas de gestión de residuos sólidos municipales (RSM) de La Pintana y Vitacura y evaluar sus impactos ambientales bajo un enfoque de ciclo de vida. En Vitacura se almacenan para reciclaje el 7% de los residuos y en La Pintana, el tratamiento de fracción orgánica sólo alcanza el 2,6% de los RSM. Considerando la categoría cambio climático, en Vitacura se consigue una reducción de 80 kg CO₂ eq/t (20%), mientras que en La Pintana la reducción es sólo de 9 kg CO₂ eq/t (2%). Para otras categorías de impacto el modelo de gestión de Vitacura también presenta reducción de emisiones, como también beneficios por productos evitados, concentrándose en aquellos generados por la energía de proceso ahorrada. En el caso de La Pintana, la situación no es tan favorable, pues las deficiencias operativas en el tratamiento de aguas residuales del proceso de compostaje provocan un aumento de las emisiones para las categorías acidificación terrestre y toxicidad humana. La implementación de ambos sistemas se encuentra dentro de las alternativas para la implementación de la economía circular a escala comunal, no obstante, ambas son operaciones simbólicas, pues los flujos circulares y la disminución de impactos son mínimos.

Palabras clave: ACV, compostaje, ciudades circulares, valorización residuos

Abstract

The circular economy is a strategy based on reducing the consumption of materials and generating waste and maximizing loops, however, there is a risk that actions in this direction do not consider their environmental effects. This study seeks to analyze the effective flows of two municipal solid waste (MSW) management systems (La Pintana and Vitacura) and evaluate their environmental impacts under a life cycle approach. In Vitacura, 7% of the waste is stored for recycling and in La Pintana, the organic fraction treatment only reaches 2.6% of the MSW. Considering the climate change category, in Vitacura a reduction of 80 kg CO₂ eq/t (20%), while in La Pintana the reduction is only 9 kg CO₂ eq/t (2%). For other impact categories, Vitacura's management model also presents emission reductions, as well as benefits from avoided products, concentrating on those generated by the saved process energy. In the case of La Pintana, the situation is not so favorable, since operational deficiencies in the treatment of wastewater

from the composting process cause an increase in emissions for the categories terrestrial acidification and human toxicity. The implementation of both systems is among the alternatives for the implementation of the circular economy on a communal scale, however, both are symbolic operations, since the circular flows and the reduction of impacts are minimal.

Keywords: LCA, composting, circular cities, waste recovery

1. Introducción

La generación de residuos sólidos es una de las principales preocupaciones medioambientales a nivel mundial debido a su acelerado crecimiento. Esta generación se debe al crecimiento desmedido de la población durante el siglo XX, producto de la urbanización y la satisfacción de las necesidades básicas de las personas el cual trajo consigo un ambiente cómodo para el desarrollo urbano. Según UNEP (2018) para el caso de América Latina y el Caribe, los residuos sólidos municipales (RSM) podrían pasar de las 514.000 t/día que se generan actualmente a 670.000 t/día para el año 2050. En Chile, según SUBDERE (2017) la generación de estos residuos para el año 2017 a nivel país fue de 7.487 t y la generación por habitante fue de 1,02 kg/hab/día. Este último valor se encuentra por debajo el valor establecido por la OCDE de 1,25 kg/hab/día, pero iguala el promedio de América Latina de 1 kg/hab/día (UNEP, 2018). En Chile sólo el 1,6% de los RSM logra ser valorizado, evitando su disposición final (Valenzuela-Levi, 2019).

Si bien las estrategias de valorización de residuos se encuentran bien desarrolladas y abordadas en la literatura, el surgimiento de la economía circular como paradigma, ha generado un nuevo interés en reconocer cómo dichas estrategias reducen efectivamente el consumo de materiales y minimizan los impactos ambientales. Uno de los sectores de mayor interés es la gestión de residuos realizada dentro de las ciudades, pues además de considerar la reducción de flujos que llegan a disposición final, permite reducir los requerimientos de transporte, y en consecuencia los requerimientos de combustible, todo lo cuál se ve reflejado, en las emisiones de efecto invernadero. Bajo este escenario surge la necesidad de determinar cuál es el real efecto ambiental de estas estrategias de valorización de residuos.

En Chile la responsabilidad de gestionar los RSM es una función privativa de los municipios, debiendo hacerse cargo de todas sus etapas operativas. Según Valenzuela-Levi (2019) la recolección selectiva de residuos y el tiempo que se lleva realizando la gestión son los factores que pueden generar una mayor efectividad en la estrategia de gestión aplicada. Es así como fueron seleccionadas dos comunas que realizan recolección diferenciada de residuos para su posterior valorización y que llevan un tiempo prolongado de gestión como es el caso de las comunas de La Pintana desde el año 1995 y Vitacura desde el año 2006. Ambas comunas presentan una estrategia de gestión de residuos que incluye la valorización, de residuos orgánicos mediante compostaje y reciclaje de materiales respectivamente, junto con disposición final en relleno sanitario. Ambas comunas suelen ser empleadas como referencia de la gestión esperada en las entidades locales chilenas.

2. Metodología

El análisis de los efectos ambientales se realiza bajo un enfoque de ciclo vida, que tiene por característica el análisis de impacto ambiental considerando los flujos de entrada y salida de los procesos en estudio, ampliando los límites de sistema al punto de poder considerar todos los procesos involucrados en las estrategias de valorización de residuos. La ejecución metodológica queda caracterizada por lo establecido en ISO 14.040 y sus normas asociadas.

2.1. Flujos efectivos de residuos de cada estrategia de gestión

La determinación de los flujos efectivos de RSM se realizó a través de verificación de los antecedentes declarados por los municipios en el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes del Ministerio de Medio Ambiente y la revisión de registros diarios o mensuales existentes en las oficinas municipales para el año 2018. Con ello se realiza balance de masa por tipología de residuos considerando los movimientos de flujos según etapas operativas: almacenamiento temporal, recolección y transporte, transferencia en estación, valorización y disposición final.

2.2. Efectos ambientales a través de análisis de ciclo de vida (ACV)

2.2.1. Objetivos, alcance e inventario ACV

La unidad funcional (UF) escogida para este estudio fue de 1 tonelada de residuo gestionado. Esta UF fue necesaria para poder comparar ambas estrategias de gestión ya que estas presentan diferentes cantidades de residuos manejados. De esta forma, el flujo de referencia se definió en base a los porcentajes de cada material que componen la totalidad de residuos, expresados en cantidades y llevados a una tonelada de residuo. El límite de este estudio considera desde el almacenamiento temporal de los residuos (punto limpio, contenedor en los domicilios, contenedores en plazas), pasando por la recolección y transporte del residuo y su siguiente destino ya sea valorización o disposición final en relleno sanitario, con la extensión del sistema que incluye los productos evitados generados por la valorización y disposición final.

Las categorías de impacto seleccionados para este estudio corresponden a la recomendación realizada por Bovea & Powell (2006) para la aplicación de estudios de efectos ambientales en la gestión de residuos sólidos. Estas categorías de impacto son: potencial de calentamiento global (kg CO₂eq), agotamiento de la capa de ozono (kg CFC-11eq), acidificación terrestre (kg SO₂eq), eutrofización de aguas superficiales (kg P eq) y toxicidad humana (kg 1,4-DB eq).

Si bien el inventario utilizado para la modelación es amplio, la literatura indica que será determinante en los efectos ambientales, los procesos de tratamiento/disposición según tipología de residuos, el sistema energía y los productos evitados. En el caso de proceso en disposición se ha utilizado European Life Cycle Database 3.0 y para el sistema energía y producto evitados Ecoinvent 3.

2.2.2. Análisis de contribución, sensibilidad y puntos críticos.

Con toda la información disponible, con el uso de SIMAPRO PhD, más las respectivas bases de datos, se realizó análisis de contribución por procesos para la disposición en relleno y la valorización de ambas comunas en estudio. Asimismo, se realiza la comparación de las estrategias de gestión de residuos de ambas comunas con una disposición completa en relleno sanitario, para así conocer los beneficios ambientales de las estrategias de valorización realizadas.

Por último, se ejecuta un análisis de sensibilidad con respecto a las estrategias de valorización de cada comuna, proyectando las cantidades de material valorizado para determinar qué ocurriría en ciertos escenarios definidos. Los escenarios fueron:

- Sensibilidad nº1: Aumento de la cantidad de residuos reciclados en la comuna de Vitacura en un 30%, 50% y 70% según las cantidades de cada material manejado por la municipalidad.

- Sensibilidad nº2: Aumento de la cantidad de residuos orgánicos compostados en la comuna de La Pintana a un 30 %, 50% y 70% del total de residuos manejados por la municipalidad.

3. Resultados y discusión

3.1. Flujos y cantidades

En Vitacura se generan al año un total de 49.245 t de RSM, de las cuáles un 7% es valorizada. Dentro de esta cantidad de RSM valorizados, un 54,5% se realiza a través de punto limpio (población accede en vehículo a depositar materiales previamente separados) y 45,5% por recolección puerta a puerta. La recuperación de envases plásticos (no PET), papeles y cartones, eléctricos es mayor en el punto limpio, en tanto diarios, flujo de plásticos PET, vidrio y tetrabrick es mayor en recolección puerta a puerta. Por tanto, la valorización conseguida es de 17,5% del total generado de papeles y cartones, un 9,4% de los plásticos, un 6,4% de los metales y un 39% de los vidrios.

En La Pintana el flujo total generado es de 73.366 t de RSM y de ellas un 2,6% es valorizada, correspondiente a compostaje y vermicompostaje realizado en planta al interior del espacio urbano. La recolección de los residuos cuyo destino es la planta de compostaje se realiza a través de método puerta a puerta. Tanto esta cifra de valorización, como de la comuna de Vitacura, superan el promedio nacional, que alcanza el 1,6%. Algunos de los factores que determinan en el éxito de los programas municipales de valorización son el tiempo de ejecución de ellos (Valenzuela-Levi, 2019), el nivel de ingresos (Challcharoenwattana & Pharino, 2016), escolaridad (Cornea; Véron; Zimmer, 2017), el interés en protección ambiental (Knickmeyer, 2020) o la participación activa comunitaria (Challcharoenwattana & Pharino, 2016).

3.2 Efectos ambientales

El modelo de análisis permite comparar los efectos ambientales de la actual gestión de ambas comunas, comparando este escenario con otro donde la totalidad de los residuos llegan a relleno sanitario. En la Tabla 1 se presentan los resultados del citado modelo, donde se puede observar que la valorización de residuos realizada en la comuna de Vitacura permite reducir las emisiones netas en todas las categorías de impacto. Considerando el interés que reviste la categoría de potencial de calentamiento global o huella de carbono para la gestión de RSM, se destaca el uso de energía y disponibilidad de materia prima como las principales contribuciones por productos evitados.

En el caso de La Pintana existen dos categorías de impacto que presentan un mayor flujo de emisiones en el escenario actual, comparado con escenario de disposición total; se trata de las categorías de acidificación terrestre y toxicidad humana. Esta situación se explica por la inexistencia de sistema de tratamiento de lixiviados generados por las pilas de compostaje de la planta donde se realiza el proceso de digestión aeróbica. Pese a ello es claro que respecto al potencial de calentamiento global existe una reducción de emisiones explicada por la diferencia de emisiones netas de los procesos de degradación anaeróbica en relleno comparada con la realizada a través de proceso de compostaje.

Tabla 1. Impactos ambientales de sistemas de gestión RSM de Vitacura y La Pintana comparados con escenario de total disposición en relleno

| Categoría | Unidad | Vitacura | | La Pintana | |
|--------------------------------------|-----------------------|----------------|---------------------------|----------------|---------------------------|
| | | Gestión actual | Disposición total relleno | Gestión actual | Disposición total relleno |
| Potencial de calentamiento global | kg CO ₂ eq | 400 | 484 | 442 | 451 |
| Agotamiento de la capa de ozono | kg CFC-11eq | 7,0E-7 | 2,3E-5 | 1,35E-5 | 1,37E-5 |
| Acidificación terrestre | kg SO ₂ eq | 0,24 | 0,72 | 0,48 | 0,45 |
| Eutrofización de aguas superficiales | kg P eq | 0,22 | 0,27 | 0,28 | 0,29 |
| Toxicidad humana | kg 1,4-DB eq | -25,2 | -2,7 | -4,5 | -5,2 |

Los análisis realizados anteriormente determinaron que la cantidad de residuos valorizados por ambas comunas es baja con respecto al total de residuos manejados, por lo que con el fin de determinar qué pasaría si, en el caso de Vitacura, se lograran reciclar mayor cantidad de residuos se realizó análisis de sensibilidad para tres casos de gestión: 30%, 50% y 70% de valorización de la cantidad de materiales disponibles en la comuna, considerando el resto a disposición final en relleno sanitario. El mismo ejercicio se realiza en el caso de la comuna de La Pintana, esta vez considerando las mismas proporciones de valorización, pero aplicadas a la fracción orgánica de los RSM.

El aumento de las cantidades de materiales a valorizar en Vitacura multiplica los beneficios ambientales según la proporción que cada uno de ellos representan del total generado. Siendo los papeles y cartones, y el plástico las fracciones de mayor generación en total generado en esta comuna, maximizar su valorización resulta ser una estrategia que generará mayores beneficios ambientales comparadas con la generación actual. No obstante, se debe considerar que la recolección vía punto limpio resulta más eficiente que la recolección casa a casa, toda vez que las emisiones generadas por el transporte son un 37% menor considerando los límites del sistema. Esto implica que, de requerir aumentar las cantidades valorizadas, será también necesario un diseño apropiado de las estrategias de recolección.

Para La Pintana, una mayor cantidad de residuos orgánicos a valorizar también aumenta los beneficios ambientales, principalmente para potencial de calentamiento global. Llegar a valorizar un 70% de los residuos orgánicos, permitiría a esta comuna reducir sus emisiones en 150 kg CO₂eq, prácticamente un 25% del total de emisiones en la estrategia actual. No obstante, la existencia de deficiencias operativas respecto a los residuos líquidos generados por el proceso, indica que no es recomendable, en términos de impacto generado, un aumento de los flujos de compostaje. A ello se suma una barrera adicional, que responde a la capacidad de la actual infraestructura de La Pintana, que no permitiría aumentar su capacidad, ya que los requerimientos de superficie superarían la capacidad disponible. Un potencial aumento de valorización de la fracción orgánica de los RSM, implicaría la construcción de una nueva infraestructura, con consideraciones de cumplimiento ambiental que exigirían su localización a mayor distancia que la actual, y en consecuencia potencial emisiones producto del transporte que podrían aumentar.

4. Conclusiones

Ambas comunas presentan importantes oportunidades de mejora con respecto a sus estrategias de valorización, siendo para la comuna de Vitacura el lograr recolectar una mayor cantidad de materiales, específicamente los envases y embalajes de vidrio, metales y plástico PET los cuales presentan mayor potencial de valorización con respecto a las cantidades disponibles, junto con mejorar la gestión y clasificación de los residuos que se manejan en el punto limpio para así poder valorizar la totalidad de materiales que son gestionados.

Para la comuna de La Pintana, lograr aumentar la cantidad de materia orgánica recolectada generaría una disminución importante en las emisiones que afectan al Cambio Climático, pero aumentaría los impactos sobre la acidificación Terrestre y la toxicidad Humana, por lo que los esfuerzos deben ir destinados prioritariamente a mejorar los aspectos técnicos y operacionales de su sistema de compostaje, integrando un tratamiento de los lixiviados generados.

Se determina que el reciclaje y el compostaje de los residuos son alternativas viables de valorización que, de ser realizadas mediante ciclos operativos de rigor y correcta gestión, podrían disminuir las emisiones por la disposición final en relleno sanitario y así generar beneficios ambientales reales, por lo cual se espera que la gestión de residuos realizada por ambas comunas en estudio pueda servir como un modelo para que otros municipios comiencen a llevar a cabo estrategias de valorización y así, se comiencen a generar cambios progresivos con respecto al manejo de los residuos a nivel país y sus emisiones asociadas.

Asimismo, se revela la necesidad de considerar los efectos ambientales de las estrategias de economía circular a escala municipal, ya que de no hacerlo se corre el riesgo de desplazar la carga ambiental en términos territoriales o geográficos, o bien en el efecto sobre diferentes sistemas ambientales.

6. Referencias

- Bovea, M. D.; Powell, J. C. (2006). Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management*, 79 (2) p. 115–132.
- Chalcharoenwattana, A.; Phario, C. (2016). Multiple-criteria decision analysis to promote recycling activities at different stages of urbanization. *Journal of Cleaner Production*, 137 (1), 1118–1128.
- Cornea, N.; Véron, R.; Zimmer, A. (2017). Clean city politics: An urban political ecology of solid waste in West Bengal, India. *Environment and Planning A*, 49 (4), 728–744.
- Knickmeyer, D. (2020). Social factors influencing household waste separation: A literature review on good practices to improve the recycling performance of urban areas. *Journal of Cleaner Production*, 245 (1), 118605.
- SUBDERE (2017). *Catastro de gestión de residuos sólidos municipales en Chile*. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo. Santiago de Chile: Gobierno de Chile.
- UNEP (2018). *Waste Management Outlook for Latin America and the Caribbean | International Environmental Technology Centre*. Obtenido desde: <<https://www.unep.org/ietc/resources/publication/waste-management-outlook-latin-america-and-caribbean>>.
- Valenzuela-Levi, N. (2019) Factors influencing municipal recycling in the Global South: The case of Chile. *Resources, Conservation and Recycling*, 150 (1), 104441.

MITIGACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN VERTEDEROS MEDIANTE OXIDACIÓN DEL METANO. REVISIÓN DE ALTERNATIVAS EXISTENTES

Delgado Salgado, Mónica; López Martínez, Ana; Esteban García, Ana Lorena; Lobo García de Cortázar, Amaya

Grupo de Ingeniería Ambiental, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros, s/n, Santander, Cantabria, España, delgadosm@unican.es

Resumen

En la actualidad, el depósito de residuos en vertederos es considerado como uno de los mayores riesgos ambientales, entre otros motivos, por su alta producción de metano (CH_4) en el proceso de fermentación anaerobia de los residuos. El CH_4 es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor que el dióxido de carbono, inflamable en bajas concentraciones y nocivo para el medio ambiente y la salud humana. Algunos de los métodos de mitigación de emisiones en vertederos están basados en la oxidación del metano mediante bacterias metanótrofas, que lo transforman en CO_2 . La oxidación se lleva a cabo en las coberturas de los vertederos, especialmente en aquellas con alto contenido en materia orgánica. Este proceso se ve influenciado por numerosos factores como la temperatura, humedad del suelo, pH, etc. Para fomentar la oxidación del metano y asegurar que el proceso se lleva a cabo de manera efectiva, existen diferentes técnicas como las ventanas de oxidación, bio-coberturas o biofiltros.

En este trabajo se revisan los factores que influyen en la oxidación del metano y las técnicas más efectivas para mitigar sus emisiones a la atmósfera, tanto para vertederos con extracción de biogás como sin ella. Se proponen las medidas de mitigación más adecuadas para diferentes casos y se muestra cómo llevar a cabo estas técnicas mediante alternativas sostenibles.

Palabras clave: vertedero, emisiones, oxidación del metano, medidas de mitigación, coberturas.

Abstract

Currently, the deposit of waste in landfills is considered one of the greatest environmental risks, among other reasons, due to its high production of methane (CH_4) in the anaerobic fermentation process of waste. CH_4 is a greenhouse gas with a global warming potential 28 times greater than carbon dioxide, flammable in low concentrations and harmful to the environment and human health. Some of the methods of mitigating emissions in landfills are based on the oxidation of methane bacteria by methanotrophs, which transform it into CO_2 . Oxidation takes place on landfill covers, especially those with a high content of organic matter. This process is influenced by numerous factors such as temperature, soil moisture, pH, etc. To promote the oxidation of methane and ensure that the process is carried out effectively, there are different techniques such as oxidation windows, biocovers or biofilters.

This work reviews the factors that influence the oxidation of methane and the most effective techniques to mitigate its emissions to the atmosphere, both for landfills with and without biogas extraction. The most appropriate mitigation measures and sustainable alternatives are proposed for different cases.

Keywords: landfill, emissions, methane oxidation, mitigation measures, covers.

1. Introducción

La degradación de los residuos depositados en vertederos produce biogás, formado mayoritariamente por dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄), además de otros gases traza en pequeñas concentraciones. Actualmente las emisiones de CH₄ procedentes de vertederos son la tercera mayor fuente de emisión de CH₄ antropogénico global (GMI, 2011). Para su mitigación se potencia el uso de los sistemas de recolección de biogás para recuperarlo y obtener energía o quemarlo. Sin embargo, los sistemas de captación de biogás sólo son capaces de capturar en torno al 50-90% del biogás generado (Capaccioni et al., 2011). Parte de este seguirá emitiéndose a la atmósfera, por lo que son necesarias otras técnicas que minimicen estas emisiones y reduzcan sus efectos adversos.

Numerosos investigadores han estudiado los efectos de la oxidación microbiana del metano en los suelos, asegurando su efectividad en la reducción de las emisiones difusas (De Visscher et al., 1999)(Scheutz et al., 2009). De hecho, la optimización de la oxidación microbiana del metano aparece mencionada en el 4º Informe de Evaluación del IPCC (2007), como una de las tecnologías clave para la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en vertederos. La eficacia de los métodos de oxidación de metano depende de las técnicas de diseño, el material utilizado, la forma de operación o los factores climáticos. Su rendimiento puede oscilar desde valores despreciables hasta casi el 100% (Huber-Humer et al., 2017). Sin embargo, las investigaciones apuntan a que una cobertura bien diseñada puede favorecer la oxidación y minimizar las emisiones difusas en cualquier tipo de vertedero.

A pesar de que existe un amplio conocimiento de estas técnicas, incluso documentos guía para su correcta aplicación (Scharff & Gronert, 2015), aún son motivo de investigación, con diferentes objetivos, como: potenciar la sostenibilidad de las técnicas empleadas, analizar la eficacia de oxidación de diferentes materiales, o mejorar los aspectos económicos.

2. Oxidación del metano: mecanismo y factores

El CH₄ generado por la fermentación anaerobia de los residuos, puede ser oxidado en la cobertura de los vertederos gracias a un grupo de bacterias metanótrofas. Estas bacterias viven en condiciones aerobias y, mediante un proceso de oxidación, transforman el CH₄ en CO₂, agua y biomasa microbiana (Ecuación 1). Este proceso se lleva a cabo gracias a la enzima metano monooxigenasa que poseen estas bacterias y que les permite consumir CH₄ como fuente de energía y de carbono (Chavan & Kumar, 2018).



Otros componentes orgánicos del biogás, como hidrocarburos aromáticos y halogenados, pueden ser también parcial o totalmente degradados por bacterias metanótrofas que tengan la capacidad de metabolizar otros sustratos además del CH₄ (Abushammala et al., 2014).

Existen numerosos estudios en los que se analiza la influencia de diferentes factores en el porcentaje de oxidación del metano en la cobertura (Czepiel et al., 2003; Bian et al., 2018). Conocer las variaciones que se producen debido a estos factores, permite optimizar el diseño de los sistemas bióticos de oxidación. Algunos de los más relevantes son: porosidad del suelo (valores mayores permiten la entrada de oxígeno a capas más profundas); presencia de nitrógeno (puede actuar como inhibidor para bajas concentraciones de CH₄); temperatura del suelo (la idónea oscila entre los 25 y 30 °C); espesor de la cobertura (un mayor espesor garantiza mayor tiempo de retención); concentración de CH₄ (el porcentaje de oxidación crece linealmente con la concentración de metano para bajas concentraciones); y la humedad del suelo (un adecuado porcentaje favorece el crecimiento de las bacterias, pero una humedad excesiva puede saturar los poros y evitar la entrada de oxígeno).

3. Medidas para la mitigación de emisiones de metano

Existen diversos sistemas de mitigación de emisiones basados en la oxidación bacteriana, como las bio-coberturas, ventanas de oxidación, bio-filtros, bio-membranas o bio-lonas.

Para la implantación de medidas de mitigación adecuadas, será necesario efectuar un estudio previo de las condiciones de la cobertura y realizar medidas de campo para cuantificar las emisiones. Como se explica en el estudio de Abichou et al. (2006), según el tipo de cobertura existente en el vertedero, el patrón de emisiones será diferente, por lo que el tratamiento ideal para mitigar las emisiones de metano variará. En rasgos generales, para que la oxidación del metano se lleve a cabo de forma efectiva, los sistemas de oxidación deben estar compuestos, al menos, por las siguientes capas (ver Figura 1):

- Capa de dispersión: A través de esta capa se consigue homogeneizar la carga de metano que pasa a la capa de oxidación, para que los microorganismos tengan una actividad más estable en todas las zonas de la misma. La capa de dispersión puede construirse reutilizando materiales como desechos de vidrio (Stern et al., 2007) o gravas (Pecorini & Iannelli, 2020), y su espesor puede variar entre los 10 cm y los 50 cm.
- Capa de oxidación: Esta capa debe estar compuesta de material con alto contenido en materia orgánica, suficientemente poroso para dejar paso a la entrada de oxígeno y con capacidad de retención de humedad para favorecer la actividad de los microorganismos. Es habitual emplear mezclas de compost o mantillo vegetal como medio material para que se lleve a cabo la oxidación. Su espesor puede oscilar entre 50 y 70 cm (Pecorini & Iannelli, 2020).
- Capa superior de vegetación: La disposición de esta capa es opcional, garantiza el suministro de nutrientes para los microorganismos y también protege el suelo de la erosión. Además, su alta capacidad de retención de humedad y porosidad hacen que el proceso de oxidación pueda continuar en esta capa, consiguiendo así un mayor rendimiento.

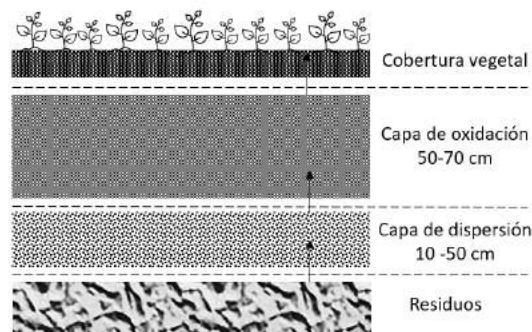


Figura 1. Capas de un sistema de oxidación del metano en vertederos.

Algunos de los métodos de oxidación más comúnmente utilizados son:

- Bio-coberturas: se instalan en gran parte de la superficie del vertedero o incluso en su totalidad. Son útiles tanto en ausencia de un sistema de extracción de biogás, actuando como medida principal de reducción de emisiones, como en vertederos con sistemas activos de extracción, donde reducen las emisiones del biogás que no es captado (Barlaz et al., 2004). Puesto que cubren grandes superficies, su coste de instalación y mantenimiento puede ser elevado. Monitorizar la actuación de una bio-

cobertura puede resultar una tarea compleja dada la dificultad de controlar los parámetros de humedad y pH en extensas superficies (Jung et al., 2019).

- Ventanas de oxidación: similares a las bio-coberturas, la diferencia reside en que este método se instala en áreas concretas en las que se detectan emisiones elevadas. Este tipo de sistema se instala en vertederos con bajas emisiones totales y flujos elevados localizados (Scheutz et al., 2014), donde la instalación de una bio-cobertura en toda la superficie del vertedero no es económicamente viable.
- Biofiltros: A diferencia de las anteriores alternativas, estos requieren de un sistema de recolección de gas, ya sea activo o pasivo, que conduzca el biogás hasta el biofiltro (Huber-Humer et al., 2008) y una estructura específica para su colocación. Este tipo de tecnología es recomendable cuando se va a deshabilitar el sistema de extracción de biogás.

4. Criterios para la selección de alternativas de mitigación

Cualquiera de las tres opciones de mitigación descritas anteriormente es útil para reducir las emisiones de metano en vertederos y sus consecuentes efectos en el medio. Pero, según el tipo de vertedero y la situación particular de cada sitio, es recomendable utilizar una u otra. A continuación, se presentan una serie de posibles escenarios y las recomendaciones correspondientes para conseguir una adecuada mitigación de las emisiones teniendo en cuenta condiciones ambientales, económicas y operacionales.

Para el caso de vertederos sin sistema de captación de biogás, tanto la instalación de una bio-cobertura como de una ventana de oxidación pueden ser buenas alternativas. La selección de una u otra dependerá de la distribución de las emisiones registradas en la superficie del vertedero. En el caso de que el vertedero presente bajas emisiones, con zonas de alta emisión localizadas (*hotspots*) es preferible la instalación de ventanas de oxidación independientes sobre estos puntos. De este modo, se reducen considerablemente las emisiones globales sin grandes inversiones y disminuyendo las labores de instalación. Si las emisiones son aproximadamente homogéneas a lo largo de la superficie del vertedero, es preferible instalar una bio-cobertura, que puede funcionar como capa superficial posclausura. Se favorece así el balance hídrico, el equilibrio de los gases y las condiciones geotécnicas. El principal inconveniente es su coste de instalación y mantenimiento, que al cubrir grandes superficies, puede ser elevado.

Aunque las mayores ventajas de estas técnicas aparecen cuando no existe un sistema de captación de biogás o cuando este está inhabilitado, en presencia de un sistema de biogás activo los beneficios son también notables, pudiendo controlar la parte del biogás que no es captada. Para la selección de la alternativa más adecuada entre las tres disponibles, habrá que tener en cuenta el tipo de distribución que presentan las emisiones en la superficie y el rendimiento de aprovechamiento del sistema de extracción. Si este ya no es útil, por la antigüedad del vertedero y su baja producción de biogás, sería recomendable la instalación de biofiltros.

5. Alternativas sostenibles

En la actualidad, las opciones de mejora de estas técnicas pueden centrarse en mejorar el rendimiento de oxidación de metano o en mejorar su eficiencia ambiental y/o económica. Con este último objetivo, una posibilidad es aprovechar materiales residuales para su construcción, integrándolas así en el marco general de prioridades de gestión de residuos de acuerdo al paradigma de la economía circular.

El material bioestabilizado en el que se lleva a cabo la oxidación puede estar formado por mantillo vegetal (Stern et al., 2007), compost derivado de residuos orgánicos separados en origen o compost procedente

de una planta TMB (Tratamiento Mecánico Biológico). Actualmente las restricciones en las normativas sobre uso de productos fertilizantes (en España el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio) limitan las salidas del compost procedente de TMB, acabando este normalmente depositado en vertedero. Por ello, el poder utilizar este material como cobertura y medida de mitigación permite su aprovechamiento cuando los residuos orgánicos no se recogen separadamente, reduciendo así las cantidades desechadas.

Por otro lado, para la capa de dispersión de las coberturas puede utilizarse cualquier material con una granulometría gruesa que permita el paso y la dispersión del gas. Podrían utilizarse desechos de vidrio que por sus características no pudieran ser reciclados, o rechazos de cantera que no encontrasen otro uso. Para la construcción de los biofiltros puede emplearse cualquier residuo de madera u otro material con el que pueda construirse la estructura necesaria para albergar el lecho del biofiltro. En cuanto a las conducciones del gas, se aprovecharán las existentes en el vertedero dándoles un segundo uso tras la desactivación del sistema de quema y aprovechamiento del biogás.

6. Conclusiones

La eficacia de los sistemas de oxidación de metano está ampliamente demostrada, presentando, con respecto a las coberturas tradicionales de arcilla, un aumento de la porosidad y mayor capacidad de retención de humedad y aporte de nutrientes, evitando también la formación de grietas que puedan actuar como salidas preferenciales del gas. Además, la instalación de estos sistemas de oxidación no supone grandes inversiones, pudiéndose incluso aprovechar los propios materiales existentes en las instalaciones del vertedero.

Aunque la oxidación de metano ha sido ampliamente estudiada, aún quedan por definir muchos aspectos de su efectividad bajo diferentes condiciones. Por otro lado, la búsqueda de la sostenibilidad en el diseño y construcción de estos sistemas de mitigación requiere llevar a cabo más investigaciones que permitan mejorar las alternativas existentes.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto REGERES, “Avances hacia la sostenibilidad y circularidad en los sistemas de gestión de residuos”, parcialmente financiado por MARE (Medio Ambiente, Agua y Residuos S.A.).

8. Referencias

- Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y., & Stern, J. (2006). Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management*, 26(11), 1305–1312. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.016>
- Abushammala, M. F. M., Basri, N. E. A., Irwan, D., & Younes, M. K. (2014). Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>
- Barlaz, M. A., Green, R. B., Chanton, J. P., Goldsmith, C. D., & Hater, G. R. (2004). Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science and Technology*, 38(18), 4891–4899. <https://doi.org/10.1021/es049605b>
- Bian, R., Xin, D., & Chai, X. (2018). A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. *Waste Management*, 77, 426–434. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.029>

- Capaccioni, B., Caramiello, C., Tatàno, F., & Viscione, A. (2011). Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste Management*, 31(5), 956–965. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.004>
- Chavan, D., & Kumar, S. (2018). Reduction of methane emission from landfill using biocover as a biomitigation system: A review. *Indian Journal of Experimental Biology*, 56(7), 451–459.
- Czepiel, P. M., Shorter, J. H., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J. B., Harriss, R. C., Kolb, C. E., & Lamb, B. K. (2003). The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management*, 23(7), 593–598. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00103-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00103-X)
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & Van Cleemput, O. (1999). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*, 33(11), 1854–1859. <https://doi.org/10.1021/es9900961>
- GMI. (2011). Landfill Methane : Reducing Emissions , Advancing Recovery and Use Opportunities. *Global Methane Initiative (GMI)*, 2030, 1–4. https://www.globalmethane.org/documents/landfill_fs_eng.pdf
- Huber-Humer, Hrad, M., Schloffer, K., & Kammerer, G. (2017). Implementation of Biowindows for Degasification of an Older Municipal Solid Waste Landfill After Removal of the Active Gas Extraction System. *Proceedings Sardinia 2017*.
- Huber-Humer, M., Gebert, J., & Hilger, H. (2008). Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management and Research*, 26(1), 33–46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>
- Jung, H., Oh, K. C., Ryu, H. W., Jeon, J. M., & Cho, K. S. (2019). Simultaneous mitigation of methane and odors in a biowindow using a pipe network. *Waste Management*, 100, 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.004>
- Pecorini, I., & Iannelli, R. (2020). Landfill GHG Reduction through Different Microbial Methane Oxidation Biocovers. *Processes*, 8, 591. <https://doi.org/10.3390/pr8050591>
- Scharff, H., & Gronert, R. (2015). *Documento guía sobre la reducción de las emisiones de gases de vertedero*. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/guia_gas_vertederos/es_def/adjuntos/guia_gas_vertederos.pdf
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H. A., Huber-Humer, M., & Spokas, K. (2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management and Research*, 27(5), 409–455. <https://doi.org/10.1177/0734242X09339325>

PRODUCCIÓN Y CONSUMO RESPONSABLES DEL HORMIGÓN HACIA UN DESARROLLO SOSTENIBLE: ¿CÓMO MEDIR?

Mack-Vergara, Yazmin L.¹

¹ Grupo de Investigación Sustainable Construction UTP, Centro Experimental de Ingeniería, Universidad Tecnológica de Panamá, Vía hacia el Aeropuerto de Tocumen, Tocumen, Provincia de Panamá, Panamá, yazmin.mack@utp.ac.pa

Resumen

El hormigón es el material de construcción más utilizado a nivel mundial. Este material tiene importantes impactos socioeconómicos ya que es utilizado para construir viviendas e infraestructura. Sin embargo, implica también impactos ambientales. Para producir hormigón de forma sostenible se requieren indicadores de gestión ambiental. El objetivo de este trabajo es identificar indicadores relevantes que puedan ser medidos por empresas productoras de hormigón hacia el cumplimiento del ODS 12 de Producción y Consumo Responsables. Entre los indicadores del ODS 12 más relevantes para la producción de hormigón se encontraron la huella material, consumo material, desechos peligrosos y la tasa de reciclaje. Además, se identificaron indicadores de análisis de ciclo de vida y de la Iniciativa de Reporte Global referentes a consumo de materias primas, emisiones de sustancias contaminantes, consumo de energía, consumo de agua y generación de residuos. Este estudio presenta cómo medir estos indicadores durante la producción de hormigón y su vínculo con el ODS 12. Se recomienda una medición de forma directa, sistemática y continua. Los resultados de este estudio pueden contribuir con la toma de decisiones informadas para mejorar el desempeño ambiental de la industria de la construcción.

Abstract

Concrete is the most widely used building material worldwide. This material has important socio-economic impacts as it is used to build housing and infrastructure. However, it also has environmental impacts. To produce concrete in a sustainable way, environmental management indicators are required. The aim of this work is to identify relevant indicators that can be measured during the production of concrete towards the fulfillment of SDG 12 of Responsible Production and Consumption. Among the most relevant SDG 12 indicators for concrete production were material footprint, material consumption, hazardous waste and recycling rate. In addition, life cycle analysis and Global Reporting Initiative indicators were identified for raw material consumption, pollutant emissions, energy consumption, water consumption and waste generation. This study presents how to measure these indicators during concrete production and their link to SDG 12. Direct, systematic and continuous measurement is recommended. The results of this study can contribute to informed decision-making to improve the environmental performance of the construction industry.

Palabras clave/keywords:

Materiales a base de cemento, construcción sostenible, objetivos de desarrollo sostenible, ODS 12, indicadores de sostenibilidad.

1. Introducción

El hormigón es el material de construcción más utilizado a nivel mundial (Han et al., 2017). Su demanda se debe a que es un material de construcción versátil, económico y encontramos materias primas adecuadas para producirlo alrededor del mundo (Scrivener et al., 2016). Este material tiene importantes impactos socioeconómicos ya que es utilizado para construir viviendas e infraestructura (Irassar et al., 2020). Sobre todo, es crítico en países en vías de desarrollo. En Panamá la contribución de la industria de la construcción fue de 12.3% en el 2020 (Comisión Económica para América Latina y el Caribe, 2021) y la mayoría de las construcciones se realizan con hormigón. Se espera que la demanda de construcciones continúe para atender las necesidades de la creciente población.

La producción de hormigón también implica impactos ambientales debido por ejemplo a las emisiones de CO₂, demanda de energía y consumo de agua (Petek Gursel et al., 2014). Además, la producción de hormigón requiere grandes cantidades de materias primas y por otro lado genera grandes cantidades de residuos durante su producción. Un análisis de flujo de materiales para la producción de hormigón en Brasil, reveló que se necesita aproximadamente doble de la masa del hormigón (~2400 kg/m³) para su producción (Reis et al., 2019). El consumo de material adicional incluye desperdicio de material, extracción no utilizada, residuos de cantera, consumo de agua y emisiones de CO₂.

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) representan un plan para lograr la paz y la prosperidad de las personas y del planeta dentro de un calendario definido (Naciones Unidas, 2015). Panamá se encuentra comprometido con los ODS y cuenta con un Plan Estratégico Nacional con Visión de Estado: Panamá 2030 cuyo propósito es hacer realidad los 17 ODS aprobados por las Naciones Unidas y adoptados en Panamá mediante Decreto Ejecutivo 393 de septiembre de 2015 (Ministerio de Relaciones Exteriores, 2015). Por lo que es necesario alinear nuestras actividades económicas con estos objetivos. Dentro de los 17 ODS, el ODS 12 se refiere a producción y consumo responsables. Este objetivo busca que haya crecimiento económico y un desarrollo sostenible por medio de la reducción de la huella ecológica.

Para tomar decisiones informadas respecto al desempeño ambiental de un producto es necesario medir y, por lo tanto, para producir hormigón de forma responsable se requieren indicadores de gestión ambiental (Balasubramanian & Shukla, 2017; Hák et al., 2016). Sin embargo, muchas veces no está claro qué indicadores incluir y cómo medirlos. Sobre todo, para la pequeña y mediana empresa que no cuenta con un departamento de sostenibilidad, pero cuyo aporte socioeconómico es importante. Son necesarios entonces indicadores que puedan ser aplicados por grandes empresas, así como por la mediana y pequeña empresa. Así se podrá obtener más información referente a los ODS a nivel nacional.

En este contexto, el objetivo de este trabajo es identificar indicadores relevantes que puedan ser medidos por empresas productoras de hormigón hacia el cumplimiento del ODS 12 de Producción y Consumo Responsables. Se busca de esta forma poder darle seguimiento a la contribución de la industria de la construcción (específicamente de la producción de hormigón que es el material de construcción más utilizado) al ODS 12 con el que esta actividad está claramente vinculada. Los resultados de este trabajo serán de interés para las empresas productoras de hormigón con miras hacia el cumplimiento de los ODS en Panamá, así como para la sociedad en general que se verá beneficiada con una gestión ambiental que permita aprovechar los beneficios socioeconómicos del hormigón reduciendo sus impactos ambientales.

2. Metodología

Para este estudio se considera la producción de hormigón premezclado. Inicialmente se realizó una descripción detallada del proceso de producción de hormigón en base a experiencias previas y visitas técnicas ya que es necesario conocer las distintas actividades que se llevan a cabo, así como consumos de recursos y generación de emisiones.

Luego se realizó una revisión de la literatura sobre indicadores de sostenibilidad por medio del motor de búsqueda Google Académico para literatura científico-académica y del motor de búsqueda Google para identificar literatura gris (informes de sostenibilidad de empresas, publicaciones de la industria, normas internacionales, etc.). Esto incluye indicadores ya establecidos dentro de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2015), así como otros indicadores que sean compatibles con los ODS. En algunos casos los indicadores de los ODS no son aplicables a un contexto específico (por ejemplo, la producción de hormigón) y por lo tanto es necesario contar con indicadores adicionales.

La búsqueda se restringió a estudios a partir de 2015 (año de publicación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2015)). Para la búsqueda se utilizaron las palabras clave "indicador(es)", "sostenibilidad", "ODS" y "producción de hormigón", así como combinaciones de estas palabras. Se seleccionaron estudios relevantes para el análisis de indicadores. Aunque el ODS 12 incluye aspectos sociales y económicos, los indicadores evaluados en este estudio se limitan a aspectos ambientales. Una vez se identificaron y clasificaron los indicadores disponibles según la literatura, se realizó un análisis y discusión de cada metodología/indicador y su aplicación a la producción de hormigón. Los resultados de este estudio son preliminares y se estarán complementando con estudios a futuro y de ser posible en conjunto con la industria.

3. Resultados

El hormigón en su forma más sencilla se encuentra compuesto por agregados finos y gruesos, cemento, agua y aditivos. Los agregados representan aproximadamente el 80% del volumen del hormigón. El cemento proporciona la resistencia del hormigón por medio de una reacción química con el agua. Otra función del agua es controlar la consistencia del hormigón fresco. Los aditivos tienen distintas funciones como reducir la demanda de agua lo que aumenta la resistencia del hormigón, por ejemplo. Las distintas materias primas se encuentran almacenadas en silos en la planta de producción de hormigón. Las mismas son dosificadas y vertidas al camión mezclador donde se revuelve la mezcla durante su transporte. Este es el método más común de producción de hormigón premezclado. Dentro de la planta de hormigón se llevan a cabo otras actividades como la limpieza de los camiones, limpieza del patio y control de polvo. Algunas plantas de hormigón cuentan con planta de reciclaje del hormigón y/o planta de tratamiento de aguas residuales. La Figura 1 indica las entradas y salidas de agua, materias primas y energía.

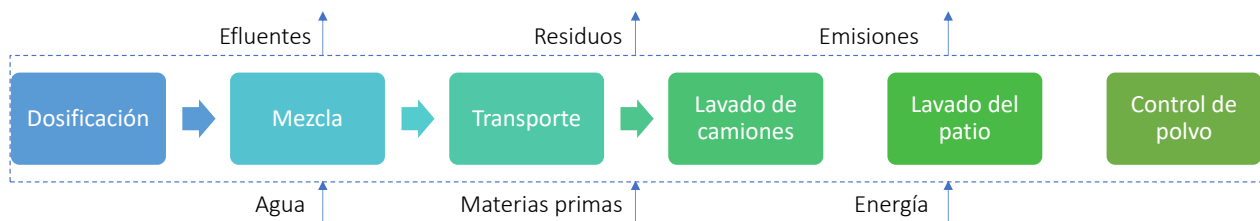


Figura 1. Diagrama de flujo de la producción de hormigón.

Entre los indicadores del ODS 12 más relevantes para la producción de hormigón se encontraron la huella material, consumo material, desechos peligrosos y tasa nacional de reciclaje. Además, se identificaron indicadores de análisis de ciclo de vida (Weidema et al., 2020) y de la Iniciativa de Reporte Global (Global Reporting Initiative, 2020) como se muestra en la Tabla 1. Los indicadores de análisis de ciclo de vida fueron respaldados por medio del artículo de (Opon & Henry, 2019) sobre indicadores para cuantificar la sostenibilidad del hormigón desde la perspectiva del desarrollo sostenible global.

Tabla 1 Indicadores de sostenibilidad para medir producción y consumo responsables (ODS 12) de hormigón.

| | | | |
|---|---|---|---|
| Metas | 12.2 De aquí a 2030, lograr la gestión sostenible y el uso eficiente de los recursos naturales | 12.4 De aquí a 2020, lograr la gestión ecológicamente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos, y reducir significativamente su liberación a la atmósfera, el agua y el suelo a fin de minimizar sus efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente | 12.5 De aquí a 2030, reducir considerablemente la generación de desechos mediante actividades de prevención, reducción, reciclado y reutilización |
| Indicadores dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (United Nations, 2017) | 12.2.1 Huella material en términos absolutos, huella material per cápita y huella material por PIB | 12.4.2 a) Desechos peligrosos generados per cápita y b) proporción de desechos peligrosos tratados, desglosados por tipo de tratamiento | 12.5.1 Tasa nacional de reciclado, en toneladas de material reciclado |
| | 12.2.2 Consumo material interno en términos absolutos, consumo material interno per cápita y consumo material interno por PIB | | |
| Indicadores de análisis de ciclo de vida (Opon & Henry, 2019; Weidema et al., 2020) | Uso del agua (kg/m ³) | Agotamiento del ozono estratosférico (kg CFC- eq/m ³) | Uso del agua (kg/m ³) |
| | Escasez de recursos minerales (kg/m ³) | Acidificación (kg SO ₂ eq/m ³) | Escasez de recursos minerales (kg/m ³) |
| | Escasez de recursos fósiles (MJ/m ³) | Eutrofización (kg PO ₄ /m ³) | Escasez de recursos fósiles (MJ/m ³) |
| | | Toxicidad (kg 1.4-Diclorobenceno/m ³) | |
| Indicadores de la Iniciativa de Reporte Global (Global Reporting Initiative, 2020) | Materiales utilizados (peso o volumen) Insumos reciclados (%) Productos reutilizados y materiales de envasado (%) | Extracción de agua (ML) Vertidos de agua (ML) Consumo de agua (ML) | Materiales utilizados (peso o volumen) Insumos reciclados (%) Productos reutilizados y materiales de envasado (%) |
| | Consumo energético dentro de la organización (julios, vatios-hora o múltiplos) Intensidad energética (julios, vatios-hora o múltiplos) Reducción del consumo energético (julios, vatios-hora o múltiplos) Reducción de los requerimientos energéticos de productos y servicios (julios, vatios-hora o múltiplos) | Emisiones de sustancias que agotan la capa de ozono (SAO) (toneladas métricas de CFC-11 (triclorofluorometano) equivalente.) Óxidos de nitrógeno (NO _x) Óxidos de azufre (SO _x) Otras emisiones significativas al aire (kilogramos) | Residuos generados (toneladas métricas) Residuos reusados o reciclados (toneladas métricas) Residuos destinados a vertederos o incinerados (toneladas métricas) |
| | | Residuos generados (toneladas métricas) Residuos reusados o reciclados (toneladas métricas) Residuos destinados a vertederos o incinerados (toneladas métricas) | |

4. Discusión

Los indicadores del ODS 12 son medidos a nivel nacional agregando por ejemplo la huella material de diferentes actividades. Por lo que, es necesario medir desde el nivel de producción para que posteriormente los gestores de estos indicadores cuenten con la información necesaria para calcular los mismos a nivel nacional. Por lo tanto, se recomiendan una serie de indicadores a nivel del proceso de producción de hormigón como se describe a continuación.

Para un análisis de ciclo de vida es necesario definir una unidad funcional (que en el caso de la producción de hormigón podría ser 1 m³ de hormigón producido), levantar un inventario de entradas y salidas de materias primas, agua y emisiones y realizar una evaluación de impacto ambiental. Los indicadores de análisis de ciclo de vida usualmente se expresan en términos de impactos ambientales pero lo que se puede medir en sitio son los datos de inventario. Las Normas ISO 14040 e ISO 14044 (International Organization for Standardization, 2006a, 2006b) son las guías utilizadas a nivel internacional para realizar análisis de ciclo de vida de productos y servicios incluyendo actividades de la industria de la construcción y producción de hormigón (Fava, 2006; Petek Gursel et al., 2014). Los indicadores de análisis de ciclo de vida son particularmente útiles para el seguimiento de la meta 12.4 que precisamente estipula *“...lograr la gestión ecológicamente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida...”*. Weidema et al. (2020) presenta cómo evaluar estos indicadores y su vínculo con los ODS.

La Iniciativa de Reporte Global cuenta con indicadores sencillos aplicables a procesos de producción y que están alineados con las metas de los ODS como se muestra en la Tabla 1. Esta iniciativa ha sido ampliamente usada por la industria incluyendo a empresas productoras de hormigón a nivel mundial (Argos, 2021; Cemex, 2021). Los indicadores de la Iniciativa de Reporte Global se encuentran a nivel de inventario si lo comparamos con la perspectiva de análisis de ciclo de vida y por lo tanto son un punto de partida para empresas que estén incursionando en gestión ambiental y más adelante podrían realizar su evaluación de impacto ambiental con este inventario. Los indicadores propuestos deben medirse a nivel de proceso de forma directa, sistemática y continua por unidad funcional (1 m³ de hormigón producido).

Los indicadores que se identificaron pueden ser útiles para el seguimiento de las metas del ODS 12 en cuanto a producción de hormigón, también pueden contribuir parcialmente al seguimiento de otros ODS como lo son el ODS 6 Agua limpia y saneamiento, ODS 7 Energía asequible y no contaminante, ODS 8 Trabajo decente y crecimiento económico, ODS 9 Industria, innovación e infraestructura, ODS 11 Ciudades y comunidades sostenibles, ODS 14 Vida submarina y al ODS 15 Vida de ecosistemas terrestres. Esto demuestra el vínculo existente entre los distintos ODS. Vale la pena recordar que el ODS 12 incluye otras metas e indicadores pero que no se encuentran vinculados directamente a la producción de hormigón.

5. Conclusiones

Este estudio presenta como resultados preliminares, indicadores ambientales relevantes de consumo de materias primas, emisiones de sustancias contaminantes, consumo de energía, consumo de agua y generación de residuos que pueden medirse durante la producción de hormigón y su vínculo con las metas del ODS 12. Los indicadores de la Agenda 2030, son indicadores a nivel nacional. Por lo tanto, es necesario aplicar indicadores a nivel de producción que permitan posteriormente agregar la información necesaria. Se recomienda una medición de forma directa, sistemática y continua. Se pudo observar una posible sinergia entre los indicadores de la Iniciativa de Reporte Global y los indicadores de análisis de ciclo de vida. Además, se observó que algunos indicadores están vinculados con otros ODS (ODS 6, ODS7, ODS 8, ODS 9, ODS 11, ODS 14 y ODS 15). Los resultados de este estudio podrían contribuir con la toma de decisiones informadas para mejorar el desempeño ambiental de la industria de la construcción.

Referencias

- Argos. (2021). *Reporte Integrado 2020*. https://argos.co/wp-content/uploads/2021/03/Argos_RI2020_Espanol.pdf
- Balasubramanian, S., & Shukla, V. (2017). Green supply chain management: An empirical investigation on the construction sector. *Supply Chain Management: An International Journal*, 22(1), 58-81. <https://doi.org/10.1108/SCM-07-2016-0227>
- Cemex. (2021). *Reporte Integrado 2020*. <file:///C:/Users/Yazmin%20Mack/Downloads/ReporteIntegrado2020.pdf>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2021). *CEPALSTAT Perfiles nacionales*. <http://estadisticas.cepal.org/cepalstat/perfilesNacionales.html?idioma=spanish>
- Fava, J. A. (2006). Will the Next 10 Years be as Productive in Advancing Life Cycle Approaches as the Last 15 Years? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 6-8. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.003>
- Global Reporting Initiative. (2020). *Linking the SDGs and the GRI Standards*. <https://www.globalreporting.org/media/lbvnxb15/mapping-sdgs-gri-update-march.pdf>
- Hák, T., Janoušková, S., & Moldan, B. (2016). Sustainable Development Goals: A need for relevant indicators. *Ecological Indicators*, 60, 565-573. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.003>
- Han, B., Zhang, L., & Ou, J. (2017). *Smart and Multifunctional Concrete Toward Sustainable Infrastructures*. Springer, Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-4349-9>
- International Organization for Standardization. (2006a). *ISO 14040:2006 Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*.
- International Organization for Standardization. (2006b). *ISO 14044:2006 Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines*.
- Irassar, E. F., John, V. M., Tobón, J. I., Punhagui, K. R. G., & Vergara, Y. L. M. (2020). Ciudades sostenibles y resilientes: El desafío latinoamericano. *Cemento & Concreto de Iberoamérica y el Caribe*, 7. <https://www.ficem.org/revista-concreto-y-cemento-2020/mobile/index.html>
- Ministerio de Relaciones Exteriores. (2015). *Decreto Ejecutivo 393 de septiembre de 2015*. https://www.gacetaoficial.gob.pa/pdfTemp/27870_B/GacetaNo_27870b_20150917.pdf
- Naciones Unidas. (2015). Objetivos y metas de desarrollo sostenible. *Desarrollo Sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Opon, J., & Henry, M. (2019). An indicator framework for quantifying the sustainability of concrete materials from the perspectives of global sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, 218, 718-737. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.220>
- Petek Gursel, A., Masanet, E., Horvath, A., & Stadel, A. (2014). Life-cycle inventory analysis of concrete production: A critical review. *Cement and Concrete Composites*, 51, 38-48. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2014.03.005>
- Reis, D. da C., Mack-Vergara, Y., & John, V. M. (2019). Material flow analysis and material use efficiency of Brazil's mortar and concrete supply chain. *Journal of Industrial Ecology*, 23(6), 1396-1409. <https://doi.org/10.1111/jiec.12929>
- Scrivener, K. L., John, V. M., & Gartner, E. M. (2016). *Eco-efficient cements: Potential, economically viable solutions for a low-CO2, cementbased materials industry* (p. 50). United Nations Environment Programme. <https://lmc.epfl.ch/files/content/users/184559/files/2016-UNEP%20Report-Complete6.pdf>
- United Nations. (2017). *Resolution adopted by the General Assembly on 6 July 2017 71/313. Work of the Statistical Commission pertaining to the 2030 Agenda for Sustainable Development*. <https://undocs.org/A/RES/71/313>
- Weidema, B., Goedkoop, M., Meijer, E., & Harmens, R. (2020). *LCA-based assessment of the Sustainable Development Goals*. <https://lca-net.com/files/Report-SDGs-Aug-2020.pdf>

EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES DEL COMPOSTEO DE PAÑALES DESECHABLES

Guzmán Garduño, Saúl Darío¹; Turpin Marion, Sylvie Jeanne¹, Sotelo Navarro, Perla Xochitl²

¹ Área de Tecnologías Sustentables, Departamento de Energía, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, UAM-Azcapotzalco, CDMX, MÉXICO, al2183803118@azc.uam.mx; stm@azc.uam.mx

² Cátedra CONACYT-CINVESTAV, Doctorado Transdisciplinario en Desarrollo Científico y Tecnológico para la Sociedad, CINVESTAV, Unidad Zacatenco, Ciudad de México, México, Apartado postal 14-740, perla.sotelo@cinvestav.mx

Resumen

Los pañales desechables para bebés han experimentado un gran incremento en su nivel de consumo, el cual se reporta en seis pañales al día por bebé. Derivado de su corta vida útil, los pañales usados, contribuyen con una fracción importante a los Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Actualmente en México el escenario de disposición más utilizado es el envío a rellenos sanitarios, generando impactos ambientales negativos.

Para reducir estos impactos una propuesta de tratamiento es el composteo de los pañales usados mezclados con residuos orgánicos de jardín en una relación 30:70 respectivamente. Este trabajo tuvo como objetivo elaborar un Análisis de Ciclo de Vida sobre el proceso de composteo de los pañales desechables usados, utilizando como información de base para el inventario, el proceso estudiado en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la UAM Azcapotzalco.

El análisis de ciclo de vida se realizó sobre un flujo de referencia de 1 ton de pañales desechables de bebés, considerando desde la recepción de los residuos para su acondicionamiento, la aireación mediante volteo mecánico, el riego con mangueras, hasta el empaqueo del producto "composta" utilizando sacos de papel Kraft. Se consideró que todos los residuos resultantes (plásticos) se depositan en rellenos sanitarios. La evaluación de impacto del inventario se realizó mediante la metodología ReCiPe 2016 Midpoint, con el software SimaPro. Los resultados mostraron que el consumo de diésel utilizado para realizar los volteos mecánicos de la pila de composta es la entrada que más contribuyó en 13 de las 18 categorías de impacto evaluadas.

1. Introducción

En México el escenario de disposición final actual de los residuos sólidos urbanos en general y de los pañales desechables en particular, es el confinamiento en rellenos sanitarios. Los principales problemas de esta práctica de disposición final son: altos volúmenes generados con una muy lenta degradación, con la consecuencia demanda de grandes espacios de terreno para su disposición, aunado a todos los impactos ambientales que involucra al mezclarse con otros desechos entre los que destacan las emisiones a la atmósfera y la generación de lixiviados (SEMARNAT, 2020; Kimani *et al.*, 2015).

Para la disposición final de los pañales desechables se presentan alternativas que permiten acelerar la degradación de su material y que pretenden reducir los impactos ambientales en la última etapa de su ciclo de vida. El composteo es uno de los tratamientos estudiados y técnicamente factible de implementación, dado que los principales componentes de los pañales son compuestos orgánicos, como la celulosa y las excretas humanas (Sotelo, 2013). El composteo es la descomposición biológica aerobia de los residuos orgánicos, donde los microorganismos convierten la materia orgánica a una forma más estable llamada composta. El composteo de los desechos orgánicos se realiza en sistemas con ventilación

activa o pasiva, con la finalidad de garantizar que se suministre el oxígeno suficiente para la descomposición, durante un periodo de 2 a 4 semanas, posteriormente ocurre una fase de maduración con un periodo de duración similar. Finalmente, el producto obtenido es cribado para eliminar componentes no deseados y quede listo para su uso (Kumar, 2011).

Con la finalidad de determinar si el proceso de composteo representa una alternativa sustentable en la disposición final de los pañales desechables usados, se puede utilizar la técnica del Análisis del Ciclo de Vida (ACV). Existen varios tipos de investigación en el campo de los residuos urbanos que sugieren al ACV como una herramienta útil al momento de evaluar la eficiencia ambiental de los programas de gestión de los residuos sólidos urbanos (Jaafarzadeh, 2020).

El ACV permite determinar el potencial de impacto ambiental mediante un inventario de todas las entradas y de todas las salidas en cada una de las etapas del sistema que se analice (Haupt *et al.*, 2018). Se trata de los recursos utilizados en la adquisición de materia prima, producción, uso y operación, transporte y disposición final, así como aquellas emisiones asociadas al manejo de residuos que se generen en cada una de las operaciones unitarias (ISO 14040, 2006).

Para el manejo de los datos del inventario de ciclo de vida (ICV) y para su interpretación se utiliza un software que contenga las bases de datos y realice los cálculos de los impactos potenciales al ambiente.

El propósito de este estudio fue evaluar mediante la metodología del ACV, el proceso de tratamiento por composteo de pañales desechables usados previamente separados, considerando como información de base para el inventario, el proceso estudiado en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la UAM Azcapotzalco (Sotelo, 2013).

2. Metodología

2.1. Definición de objetivos y alcance de estudio

El presente estudio tuvo como objetivo “determinar el impacto ambiental del proceso de composteo de pañales desechables usados mediante aireación con volteo mecánico y riego manual”, con base en las características de un proceso en escala laboratorio, contemplando maquinaria para un escalamiento a fase piloto, en donde los resultados obtenidos permitan orientar en la elaboración de planes de manejo que contemplen el composteo como alternativa para la disposición final de estos residuos.

2.2. Unidad funcional

La unidad funcional tiene como propósito principal la normalización matemática de todos los datos de entradas y salidas. Es importante que la unidad funcional esté claramente definida y sea medible. Uno de los criterios que se puede utilizar para definir la unidad funcional es la generación o consumo de material en un determinado momento de espacio y tiempo (ISO 14040, 2006). En el presente estudio se definió como unidad funcional “el tratamiento de 1000 kg de residuos de pañales desechables para bebés”.

2.3 Límites del sistema e inventario

El presente estudio contempló las operaciones unitarias del composteo de pañales desechables usados, abarcando cuatro etapas: 1) la recepción de los pañales desechables y su acondicionamiento, 2) el proceso de composteo en pilas con aireación mediante volteo mecánico y riego con mangueras, 3) el cribado mecánico del producto “composta” y 4) el empacado de la composta utilizando costales de papel Kraft. Se consideró que todos los residuos resultantes (plásticos) se depositan en rellenos sanitarios. No se consideraron procesos relacionados con la infraestructura, ni operaciones unitarias de traslado de los pañales desechables usados a la planta de composta.

La biblioteca utilizada para realizar el inventario de ciclo de vida fue Ecoinvent 3.6. Esta base de datos contiene información sobre varios sectores como producción de energía, transporte, materiales de

construcción, producción de químicos, producción de metales, y de frutas y vegetales.

2.4 Evaluación de impacto del ciclo de vida (EICV)

La evaluación de impacto de ciclo de vida se realizó con el método de punto medio ReCiPe 2016 V1.1, Midpoint versión jerarquista, desarrollado por la “Radboud University”, la “Norwegian University of Science and Technology”, y por los “PRé Consultants”. Este método incluye factores de normalización con referencia al año 2010, y cuenta con 18 categorías de impacto: calentamiento global, agotamiento de ozono estratosférico, radiación ionizante, formación de ozono-salud humana, formación de material particulado fino, formación de ozono-ecosistemas terrestres, acidificación terrestre, eutrofización de agua fresca, eutrofización marina, ecotoxicidad terrestre, ecotoxicidad de agua fresca, ecotoxicidad marina, toxicidad humana carcinogénica, toxicidad humana no carcinogénica, uso de suelo, escasez de recursos minerales, escasez de recursos fósiles y consumo de agua (ReCiPe, 2016).

3. Resultados e interpretación

La Tabla 1 indica qué etapas y procesos dentro de una etapa contribuyeron a las categorías de impacto consideradas. Se aprecia que la etapa que más impactó fue la 2, la del proceso en pilas, su contribución se refleja en trece de las 18 categorías de impacto. Destacan aquellas categorías relacionadas con emisiones a la atmósfera como: calentamiento global, agotamiento de ozono estratosférico y formación de ozono salud-humana; emisiones que se deben al uso de diésel como combustible para el volteo mecánico. También se observan categorías afectadas no por las emisiones, sino por la generación de lixiviados durante el proceso en pilas, como la acidificación terrestre, lo anterior se encuentra vinculado con las actividades biogénicas de los microorganismos que degradan el sustrato.

Tabla 1. Etapas y procesos que más contribuyen a las categorías de impacto

| Categoría impacto | Etapas principales que más contribuyen al proceso total | Procesos que más contribuyen a la etapa principal | Entrada/Salida que más contribuye al proceso principal |
|---|---|--|---|
| Calentamiento global | Proceso en pilas (91.07 %) | Proceso biogénico (84.6 %) | Emisiones biogénicas (100 %) |
| Agotamiento de ozono estratosférico | Proceso en pilas (97.45 %) | Proceso biogénico (94.4 %) | Emisiones biogénicas (100 %) |
| Radiación infrarroja | Proceso en pilas (64.73 %) | Tratamiento de residuos de bajo nivel radioactivo, incineración de antorcha de plasma (91.4 %) | Tratamiento de residuos, asociados al refinamiento para obtener diésel (95.2 %) |
| Formación de ozono salud-humana | Proceso en pilas (63.75 %) | Flete de transporte, mar, camión cisterna para transporte de petróleo 25.2 % | Flete de transporte, mar, camión cisterna para transporte de petróleo (98.4 %) |
| Formación de material particulado fino | Proceso en pilas (93.6 %) | Proceso biogénico (88 %) | Emisiones biogénicas (100 %) |
| Formación de ozono ecosistemas terrestres | Proceso en pilas (64.27 %) | Flete de transporte, mar, camión cisterna para transporte de petróleo (24.1 %) | Flete de transporte, mar, camión cisterna para transporte de petróleo (96.3 %) |
| Acidificación terrestre | Proceso en pilas (97.7 %) | Proceso biogénico (95 %) | Emisiones biogénicas (100 %) |
| Eutrofización de agua fresca | Empacado mecánico (76.24 %) | Tratamiento de los escombros de la minería del lignito, en vertedero de superficie (35.7 %) | Emisiones al agua (100 %) |
| Eutrofización marina | Empacado mecánico (84.75 %) | Tratamiento de los escombros de la minería del lignito, en vertedero de superficie (15.3 %) | Emisiones al agua (100 %) |

| | | | |
|--|-----------------------------|---|--|
| Ecotoxicidad terrestre | Proceso en pilas (60.44 %) | Diesel, producción de diésel de bajo azufre, bajo-azufre, operación de refinería de petróleo (91.6 %) | Diesel, producción de diésel de bajo azufre, bajo-azufre, operación de refinería de petróleo (100 %) |
| Ecotoxicidad de agua fresca | Proceso en pilas (54.56%) | Descarga de agua de la extracción de petróleo o gas natural, en tierra (26.1%) | Descarga de agua de la extracción de petróleo o gas natural, en tierra (91.8%) |
| Ecotoxicidad marina | Proceso en pilas (55.24 %) | Diesel, producción de diésel de bajo azufre, bajo-azufre, operación de refinería de petróleo (24.1 %) | Descarga de agua de la extracción de petróleo o gas natural, en tierra (100 %) |
| Toxicidad humana carcinogénica | Empacado mecánico (54.93 %) | Tratamiento de los escombros de la minería del lignito, en vertedero de superficie (25.6 %) | Tratamiento de los escombros de la minería del lignito, en vertedero de superficie (100 %) |
| Toxicidad humana no carcinogénica | Empacado mecánico (47.95 %) | Mezcla de ceniza de madera, tratamiento de ceniza de manera (42.4 %) | Mezcla de ceniza de madera, tratamiento de ceniza de manera (100 %) |
| Uso de suelo | Empacado mecánico (99.39 %) | Pulpa de madera, madera blanda, medido como madera sólida bajo corteza (50.1 %) | Pulpa de madera, madera blanda, medido como madera sólida bajo corteza (99.9 %) |
| Escasez de recursos minerales | Proceso en pilas (50.96%) | Concentrado de zinc, operación de mina de zinc (3.44 %) | Concentrado de zinc, operación de mina de zinc (99.99 %) |
| Escases de recursos fósiles | Proceso en pilas (73.6 %) | Producción de petróleo y gas (30.1 %) | Petróleo y producción de gas, en la superficie (96 %) |
| Consumo de agua | Proceso en pilas (76.8%) | Proceso biogénico (100 %) | Riego de la pila (100 %) |

De igual manera, se observa que la etapa 3, el empacado mecánico, contribuyó en mayor medida en las 5 categorías restantes, en donde destacan los impactos por el uso del material en bolsas de papel, con casi el 100 % del impacto en la categoría de uso de suelo.

La Figura 1 muestra la contribución porcentual de cada etapa del sistema estudiado, en las 18 categorías de impacto, reafirmando los resultados obtenidos de la Tabla 1.

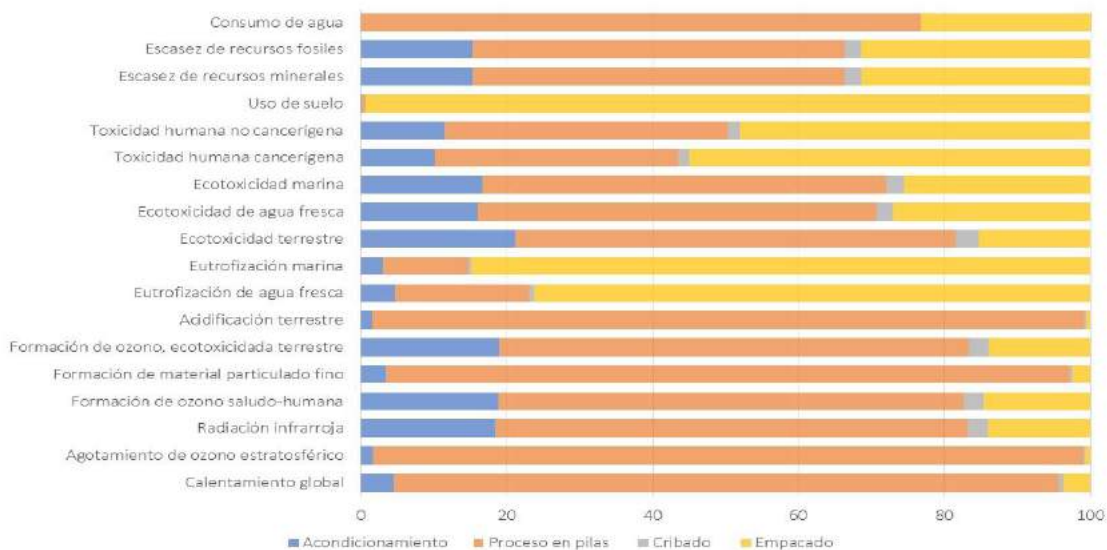


Figura 1. Contribución porcentual sobre las categorías de impacto de las 4 etapas del composteo de pañales desechables

La Figura 2 muestra los resultados normalizados del EICV, en la que se señala que las categorías de impacto de ecotoxicidad marina y de agua fresca, seguida de la ecotoxicidad terrestre, representan los impactos ambientales de mayor consideración. Para estas tres categorías de impacto, la etapa 2, la del proceso en pilas, es la de mayor contribución, y conforme a la Tabla 1, se debe en mayor medida a las actividades de extracción de hidrocarburos para la producción de diésel.

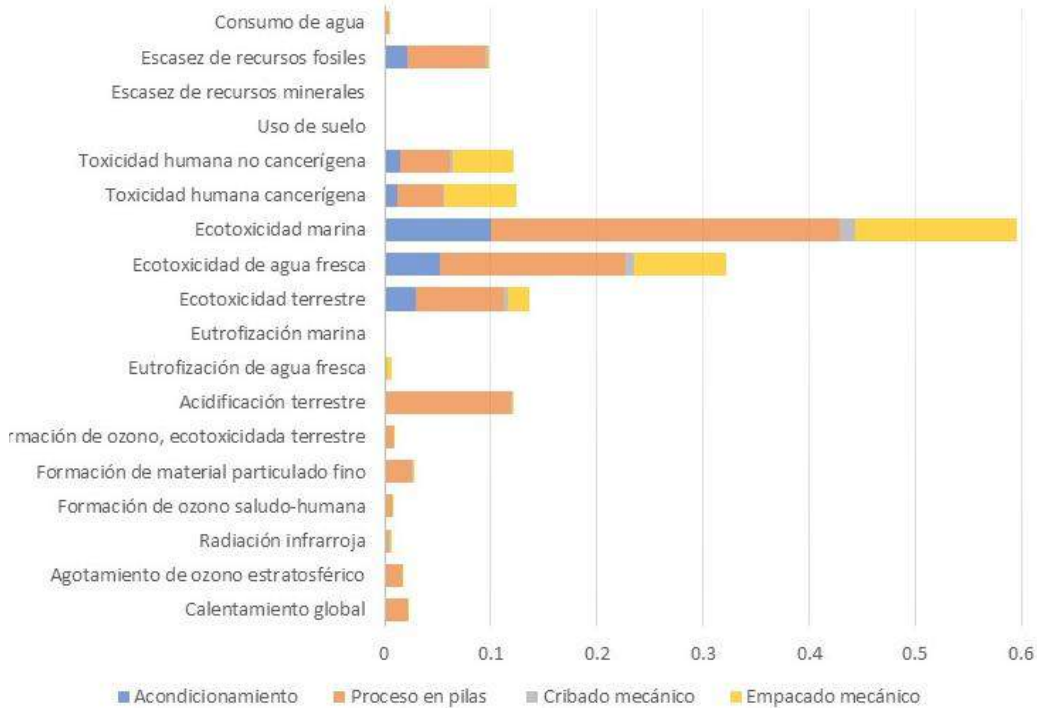


Figura 2. Contribución porcentual sobre las categorías de impacto de las 4 etapas del composteo de pañales desechables

Los resultados obtenidos en este análisis coinciden con estudios reportados en la literatura por Jaafarzadeh *et al.*, (2020), Che *et al.*, (2021) y Nhubu *et al.*, (2020), donde mencionan que la contribución del proceso natural de composteo presenta su mayor impacto en la categoría de acidificación terrestre, seguido de la oxidación fotoquímica de ozono. Una diferencia entre los estudios reside en los sistemas de consumo de energía para el aireo de la pila de composteo, en efecto Jaafarzadeh analizó un proceso en pilas con aireación pasiva. Otra diferencia, en los otros dos estudios, los autores utilizaron información de la base de datos de Ecoinvent3 para el tratamiento de residuos municipales orgánicos por composteo.

4. Conclusiones

Los resultados del análisis de ciclo de vida del composteo de pañales desechables usados indicaron que la etapa 2, la del proceso en pilas, presentó la mayor contribución en 13 de las 18 categorías de impacto estudiadas. Cabe resaltar que el uso de maquinaria que utiliza diésel para la aireación de las pilas implicó el mayor impacto ambiental y que de reemplazar este sistema de aireación por un método que no consuma diésel (aireación pasiva) podría ayudar a reducir considerablemente los impactos. El metabolismo microbiano, a su vez, produce gases causantes de tres categorías de impacto: calentamiento global, agotamiento de ozono estratosférico y acidificación terrestre.

La etapa 3, la del empacado mecánico, presentó una mayor contribución en 5 categorías de impacto:

eutrofización de agua fresca, eutrofización marina, toxicidad humana carcinogénica, toxicidad humana no carcinogénica y uso de suelo, siendo en uso de suelo donde resultó ser la única etapa con una contribución significativa sobre el sistema. Esto se atribuyó a que, de acuerdo con los datos sobre el papel Kraft analizado, se utiliza madera que proviene de árboles en plantaciones, una sustitución por papel reciclado podría significar una reducción en esta categoría.

Aunque la separación de los plásticos de los pañales desechables se realizó durante la etapa de cribado mecánico, y el destino final de estos residuos sería el relleno sanitario, esta actividad no representó ninguna contribución importante en las categorías de impacto estudiadas.

Se recomienda que futuros estudios se enfoquen en la etapa del proceso en pila, contemplando un sistema de aireación pasiva, así como menores pérdidas de agua por evapotranspiración para optimizar el uso de los recursos y reducir las emisiones, ya que estas actividades representaron el mayor impacto ambiental del sistema analizado.

5. Referencias

- Chee Guan Ng, Yusoff, S., Zaman, N. S. B. K., y Chong S. (2021). Assessment on the Quality and Environmental Impacts of Composting at Institutional Community using Life Cycle Assessment Approach. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(3), 2232–2244. <https://doi.org/10.15244/pjoes/124115>
- Haupt, M., Kägi, T., y Hellweg, S. (2018). Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste management*, 79, 815-827. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>
- Nhubu, T., Muzenda, E., Agbenyeku, E.O.M., y Mbohwa, C. (2020). Comparative assessment of composting and anaerobic digestion of municipal biodegradable waste in Harare, Zimbabwe. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 39(4), 13376. <https://doi.org/10.1002/ep.13376>
- ISO 14040: Gestión Ambiental -Análisis de ciclo de vida- Principios y marco de referencia. Instituto Mexicano de Normalización y Certificación A.C. (2006).
- Jaafarzadeh, N., Ahmadmoazzam, M., Kojloo, R., Jorfi, S., y Baasim, Y. (2020). The environmental performance of four municipal solid waste management scenarios: A life cycle assessment study. *Environmental Quality Management*.
- Kimani, E. W., Muchiri, J., y Makindi, S. (2015). Soiled diapers disposal practices among caregivers in poor and middle-income urban settings. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 5 (10), 2250-3153
- Kumar, S. (2011). Composting of municipal solid waste. *Critical reviews in biotechnology*, 31(2), 112-136.
- ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104a M.A.J. Huijbregts et al.: http://www.rivm.nl/en/Topics/L/Life_Cycle_Assessment_LCA/Downloads/Documents_ReCiPe2017/Report_ReCiPe_Update_2017
- SEMARNAT (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos, 2, 23-27. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15- mayo-2020.pdf>. Consultado el 20/11/2020
- Sotelo N. P. (2013). Composteo de pañales desechables usados mediante pilas aireadas y biorreactores aerobios. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. México.



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

RELLENOS SANITARIOS Y VERTEDEROS



PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA TOMA DE DECISIONES ENTRE REHABILITACIÓN Y CLAUSURA DE SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL

Hernández Berriel, María del Consuelo¹, Lobo García de Cortázar, Amaya²; López Gasca, Sergio Omar¹; Mañón Salas, María del Consuelo¹; Colomer Mendoza, Francisco José³; Carreño de León, María del Carmen¹

¹ Tratamiento de contaminantes y aprovechamiento de residuos, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México/, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149 Tel. (52) (722) 2 08 72 00 ext. 3630. mhernandezb@toluca.tecnm.mx; dd21280003@toluca.tecnm.mx; mmanons@toluca.tecnm.mx

² Departamento de Aguas y Ciencias y Tecnologías Ambientales, Grupo de Ingeniería Ambiental. Escuela de Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria, Campus Santander, Cantabria. Avda. de los Castros s / n. 39005. España. Tel.: +34 942 20 22 86. amaya.lobo@unican.es

³ INGRES, Ingeniería de Residuos. Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat, S/N. 12071 Castelló de la Plana, España. Tel.: +34 964728111 fcolomer@uji.es

Resumen

En México, los residuos sólidos urbanos (RSU) generados se deposita preferentemente en rellenos sanitarios (RESA); sin embargo, en número, solo el 13% de los sitios de disposición final (SDF) son RESA y el 87% son sitios no controlados (SNC). Los SNC implican riesgos para la salud y al ambiente. La SEMARNAT ha buscado que los SDF del país cumplan con la NOM-083-SEMARNAT-2003; y para ello ha elaborado con otras instituciones, manuales y guías; sin embargo, aplicar estos documentos, representa un gran gasto para los municipios que tienen SNC. El objetivo de este trabajo fue proponer una metodología para evaluar a nivel preliminar SNC, que con menores costos y tiempo, apoye en la toma de decisión entre clausura o rehabilitación. Para ello, la propuesta comprende: ubicación de SDF y análisis histórico del área afectada mediante Mapa Digital de INEGI, Google Mapas y Google Earth Pro; análisis del cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003 con el Sistema de Información Geográfica para el Manejo de RSU (SIGMIRSU) y la aplicación de una Tabla de Verificación a responsables del SDF; así como la elaboración de recomendaciones. Se eligieron como casos de estudio el SDF de Xalatlaco, Estado de México y el SDF de Tlalpujahua, Michoacán. La aplicación de la metodología para la evaluación a nivel preliminar, evidenció que el SDF de Xalatlaco requiere de atención urgente y debe ser revisado de cerca con la Secretaría del Medio Ambiente; y que el SDF de Tlalpujahua, tiene posibilidades de ser rehabilitado para operar conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003.

Abstract

In Mexico, the municipal solid waste (MSW) generated is preferably deposited in sanitary landfills (SL); however, in number, only 13% of the final disposal sites (FDS) are SL and 87% are uncontrolled sites (UNS). The UNS pose risks to health and the environment. SEMARNAT has sought that the country's SDF comply with NOM-083-SEMARNAT-2003; and for this it has prepared with other institutions, manuals and guides; However, applying these documents represents a great expense for municipalities that have UNS. The objective of this work was to propose a methodology to evaluate UNS at a preliminary level, which

with lower costs and time, supports decision-making between closure or rehabilitation. For this, the proposal includes: FDS location and historical analysis of the affected area using INEGI's Digital Map, Google Maps and Google Earth Pro; analysis of compliance of NOM-083-SEMARNAT-2003 with the Geographic Information System for MSW Management (SIGMIRSU) and the application of a Verification Table to those responsible for the SDF; as well as that the development of recommendations. The FDS of Xalatlaco, State of Mexico and the SDF of Tlalpujahua, Michoacán were chosen as case studies. The application of the methodology for the evaluation at a preliminary level, showed that the SDF of Xalatlaco requires urgent attention and should be closely reviewed with the Ministry of the Environment; and the SDF of Tlalpujahua, has the possibility of being reactivated to operate according to NOM-083-SEMARNAT-2003.

Palabras clave/keywords:

Propuesta metodológica, rehabilitación o clausura, sitios de disposición final.

1. Introducción

La disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU) en vertederos continúa siendo la opción principal en el mundo. En México la mayor cantidad de éstos se deposita en rellenos sanitarios (RESA); sin embargo, en cuanto a número, el 13% de los sitios de disposición final (SDF) son RESA y 87% son sitios no controlados (SNC) (INEGI, 2017). Los SNC implican riesgos para la salud y contaminación del ambiente; por lo que la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) ha buscado que los SDF del país cumplan con la NOM-083-SEMARNAT-2003; y para ello ha elaborado con otras instituciones, manuales y guías. Si bien existen acciones concretas, como los subsidios para 346 proyectos otorgados de 2013 a 2018, con el fin de mejorar los sistemas de manejo de los RSU en el país, la disposición en SNC, comúnmente denominados Tiraderos a Cielo Abierto (TCA), continúa siendo la principal debilidad (SEMARNAT, 2020; SHCP, 2020).

Existen criterios y lineamientos, los cuales establecen que los SDF que no cumplen con la NOM-083-SEMARNAT-2003 deben ser clausurados o bien rehabilitados (DOF, 2004), sin embargo, el realizar muchos de los estudios que se requieren representan un gran gasto para los municipios que tienen SNC y es ahí donde los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y técnicas de evaluación multicriterio, pueden ser aprovechados (Giménez y Cardozo, 2012; Olusina y Shyllon, 2014; Sánchez-Gil, 2017). Conforme a ello, el objetivo de este trabajo es proponer una metodología para evaluar a nivel preliminar SNC, que con menores costos y tiempo, apoye en la toma de decisiones entre clausura o rehabilitación.

2. Metodología

2.1 Ubicación de sitios de disposición final y análisis histórico

Se tomó como base los datos reportados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2017) de los SDF de los municipios de la periferia del Estado de México (EdoMéx) y los municipios colindantes de los estados aledaños. Se eligió un municipio del sureste y otro del noroeste; a los cuales se les verificó la ubicación de sus SDF con Mapa Digital V.6.3.0 (INEGI, 2021) y utilizando Google Earth Pro, se les realizó un análisis de su evolución y áreas afectadas desde su creación (Google, 2021a).

2.2 Análisis del cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003

El Análisis del cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003 se llevó a cabo mediante el uso del Sistema de Información Geográfica para el Manejo de RSU (SIGMIRSU), desarrollado con el proyecto de

investigación SEMARNAT-2015-1-263315; el cual proporciona mapas binarios con los criterios evaluados de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004); asimismo, se visitó los SDF y se aplicó la Tabla de Verificación (TV) a los responsables de éstos. Esta Tabla de verificación también se desarrolló en el proyecto SEMARNAT-2015-1-263315 (Hernández-Berriel et al., 2021), con base en la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004; Ortiz-Conde & Hernández-Barríos, 2012).

2.3 Elaboración de recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos, se elaboraron recomendaciones para los municipios seleccionados, con el fin de apoyar a los responsables de los SDF, en la toma de decisión entre clausurar o rehabilitar.

3. Resultados

3.1 Ubicación de sitios de disposición final y análisis histórico

Se eligieron los SDF de los municipios de Xalatlaco, EdoMéx (coordenadas: Latitud: 19.157324031006215 y Longitud: -99.41537451397193) y de Tlalpujahua, Michoacán (coordenadas: Latitud: 19.82642548969877 y Longitud: -100.18995012050414). Si bien, se determinaron los históricos de cada SDF, por razones de espacio, en este trabajo solo se presentan las figuras 1 y 2, las cuales fueron las últimas fotografías satelitales reportadas por Google (2021a), para los SDF de Xalatlaco y Tlalpujahua, respectivamente.



Figura 1. Fotografía satelital del área afectada en el SC de Xalatlaco, EdoMéx (13 de enero 2020).



Figura 2. Fotografía satelital del área afectada en el SDF de Tlalpujahua Mich. (27 de noviembre 2020).

3.2 Análisis del cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003

Para los SDF en cuestión, se introdujeron sus coordenadas verificadas en el SIGMIRSU, generándose los mapas con base a los criterios del punto 6.1 de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004) y al Método Analítico Jerárquico (AHP, Analytic Hierarchy Process). En las figuras 3 y 4 se muestran como un punto azul la geoposición de cada SDF, en color verde las áreas altamente idóneas, en color amarillo las de media idoneidad y en color rojo las no idóneas; donde estas últimas son las áreas que no cumplen con algún criterio. La información proporcionada por el SIGMIRSU se verificó mediante trabajo de campo y de manera satelital con las herramientas Mapa Digital V.6.3.0 de INEGI (2021), Google Earth Pro y Google Maps (Google, 2021 a y b). En la tabla 1 se presenta de manera resumida la TV, obteniéndose para ambos municipios valores bajos del grado de cumplimiento (Hernández-Berriel et al., 2021).

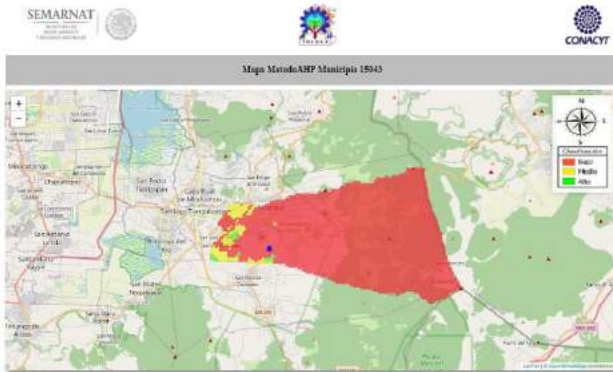


Figura 3. Idoneidad del SDF de Xalatlaco, EdoMéx.

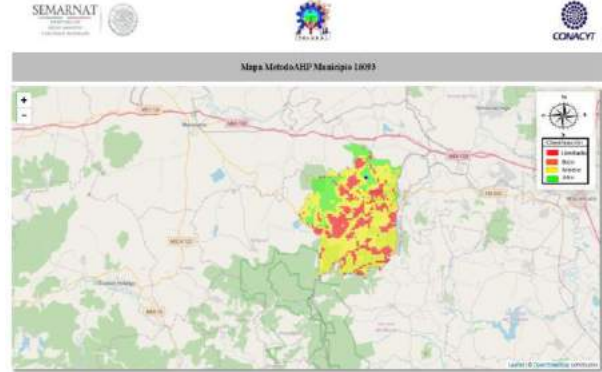


Figura 4. Idoneidad del SDF de Tlalpujahua, Mich.

Tabla 1. Evaluación de la NOM-083-SEMARNAT-2003 con la TV

| APARTADOS DE LA NOM-083-SEMARNAT-2003 | PUNTAJE OBTENIDO | EVALUACIÓN/ NIVEL DE CUMPLIMIENTO | PUNTAJE OBTENIDO | EVALUACIÓN/ NIVEL DE CUMPLIMIENTO |
|--|------------------|-----------------------------------|------------------|-----------------------------------|
| Subcategoría del SDF | Xalatlaco | C | Tlalpujahua | C |
| 6.1 Restricción para ubicación del sitio (7 Puntaje Máximo) | 6 | 86% | 6 | 86% |
| 6.3 Estudios y análisis en el sitio, previos a la construcción y operación de un sitio de disposición final (6 Puntaje Máximo) | 0 | 0% | 0 | 0% |
| 6.4 Estudios de generación y composición (2 Puntaje Máximo) | 0 | 0% | 0 | 0% |
| 7. Características constructivas y operativas del sitio (41 Puntaje Máximo) | 7 | 17% | 4 | 10% |
| 9. Clausura del sitio (8 Puntaje Máximo) | 0 | 0% | 0 | 0% |
| Evaluación global del cumplimiento (64 Puntaje Máximo) | 13 | 20% | 10 | 16% |

3.3 Elaboración de recomendaciones

Para que el SDF de Xalatlaco, EdoMéx, denominado “El Llano”, evite impactar al ambiente y la salud se recomienda: implemente barreras naturales, debido a que existen rancherías a distancias de 180-200 m; elaborar un canal para desviar el escurrimiento pluvial que cruza prácticamente en medio de una de las celdas de disposición, para evitar la sobresaturación de humedad en los residuos y la generación de lixiviados; dar cumplimiento al punto 6.3 y al apartado 9 de la NOM-083-SEMARNAT-2003; considerar los informes proporcionados mediante el proyecto SEMARNAT-2015-1-263315 para el punto 6.4; y atender el apartado 7 en cuanto a la determinación del coeficiente de conductividad hidráulica; la extracción, captación parcial, conducción y quemado del biogás; la captación, extracción y recirculación de lixiviados; la construcción de drenaje pluvial parcial faltante; el control total de la dispersión de materiales ligeros; el área de emergencia; la compactación y cobertura diaria de RSU; el control total de fauna nociva; el registro total en la entrada de la cantidad de RSU que reciben; el grado de estabilización de los residuos y la elaboración del manual de procedimiento de operación (DOF, 2004).

En cuanto al SDF de Tlalpujahuá, Mich, denominado “Relleno Sanitario la Lagunilla”, para evitar su impacto a nivel local y regional; y promover que pueda rehabilitarse, se recomienda: sanear la celda en operación y habilitar una nueva celda con geomembrana, puesto que incumple el punto 6.1, debido a que se encuentra a una distancia de 420 m de un río de caudal continuo, además de que existen tres corrientes intermitentes en época de lluvias a menos de 400 m; dar cumplimiento al punto 6.3 y al apartado 9 de la NOM-083-SEMARNAT-2003; considerar los informes proporcionados mediante el proyecto SEMARNAT-2015-1-263315 para el punto 6.4; y atender los puntos del apartado 7: determinar el coeficiente de conductividad hidráulica; extraer, conducir y quemar el biogás; captar, extraer y recircular lixiviados; completar el drenaje fluvial; evitar la dispersión de materiales ligeros, implementar un área de emergencia; controlar totalmente la fauna nociva; registrar en la entrada la cantidad de RSU que reciben; incrementar el grado de estabilización de los residuos; elaborar el manual de procedimiento de operación; acortar los periodos de cubrimiento con suelo de los RSU y aplicar medidas para no recibir residuos listados en el punto 7.8 .

4. Discusión

EL SDF de Xalatlaco, EdoMéx, está registrado como un SC tipo C; se localiza en Google Maps como “Basurero Municipal de Xalatlaco” y en el Mapa Digital de INEGI V6.3.0 se ubica como “Relleno Sanitario de Xalatlaco”. EL SDF se encuentra a una distancia de 3.9 km del centro de Xalatlaco (Google, 2021b; INEGI, 2021). Este SDF inició su operación el 31 de marzo 2002 y alcanzó su mayor área de afectación el 29 de noviembre 2015 (17,802.66 m²), la cual disminuyó notablemente, gracias a los trabajos de saneamiento de la Administración municipal 2016-2018 (Google, 2021a). Este municipio pertenece al área natural protegida denominada “Parque Otomí-Mexica”, la cual abarca más de ¾ partes del territorio municipal. Las coordenadas del SDF lo ubican dentro de esta área natural protegida (Figura 3), de manera que incumple fuertemente con el punto 6.1 de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004), por lo que debe atender las áreas de oportunidad detectadas (Tabla 1), así como revisar con la Secretaría del Estado de México su situación.

Para el SDF de Tlalpujahuá se desconoce la fecha de inicio de su operación, debido a que no existen registros y la primera imagen satelital de Google Earth (17 de febrero del 2011), muestra RSU en este lugar, con una afectación de 3,040.70 m². La mayor área afectada para este SDF fue de 14,182.56 m², estimada mediante la imagen satelital del 27 de enero 2017 y, con la última fotografía reportada del 27 de noviembre 2020, se estimó una afectación de 12,053.83 m², debido a las actividades de saneamiento y mantenimiento del SDF por parte del H. Ayuntamiento de Tlalpujahuá a través de la Dirección de Obras Públicas (Google, 2021a).

Conclusiones

La información obtenida de fuentes secundarias, se corroboró de manera ágil y ordenada mediante la aplicación de la TV a los responsables de los SDF y las visitas de campo, permitiendo detectar ligeras diferencias y evaluar con mayor confianza los puntos de la NOM-083-SEMARNAT-2003.

El uso de herramientas como el SIGMIRSU, Mapa Digital de INEGI, Google Earth y Google Maps, facilitó la ubicación de SDF y su análisis bajo los criterios del punto 6.1.

La propuesta metodológica desarrollada en este trabajo, para la evaluación a nivel preliminar, evidenció que el SDF de Xalatlaco requiere de atención urgente y tiene que ser revisado de cerca con la Secretaría del Medio Ambiente; así como que el SDF de Tlalpujahuá, tiene posibilidades de ser rehabilitado para operar conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca por el apoyo brindado en el traslado del equipo de investigación; así como al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por el financiamiento, mediante el Proyecto de investigación SEMARNAT-2015-1-263315.

Referencias

- DOF. (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.
- Giménez, V. M. y Cardozo C. R. (2012). Optimal location of sanitary landfill applying multicriteria techniques in geographic information systems (GIS) in the metropolitan area of the Alto Parana. VII Congreso de Medio Ambiente/AUGM. La Plata, Argentina.
- Google. (2021a). Google Earth Pro. (Aplicación WEB, último acceso: 10/05/2021) <https://www.google.com/intl/es/earth/download/gep/agree.html>
- Google. (2021b). Google Maps. Mapa de Satelital de México (Documento WEB, último acceso 29/04/2021). <https://www.google.com.mx/maps/@19.3110424,-100.1461805,16z>
- Hernández-Berriel M.C., López-Gasca S.O., García-Cortázar A.L., Mañón-Salas M.C., Colomer-Mendoza F.J. y Buenrostro-Delgado O. (2021). Metodología ágil para clausurar o regularizar sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos. Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT. En proceso de impresión.
- INEGI. (2017). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (Documento Web, último acceso: 10/Enero/2021). https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/cngmd/2017/doc/CNGMD_2017_Resultados.pdf
- INEGI. (2020). Mapa Digital de México V6.3.0. (Página web, Último acceso: 16/12/2020) <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF0OjZlLjMyMDA4LGxvbjotMTAxLjUwMDAwLHo6MSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=>
- INEGI. (2021). Mapa Digital de México V6.3.0. Capa de Sitios de Disposición final de Residuos Sólidos Urbanos. Capa 37. (Documento WEB, último acceso 24/04/2021). <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF0OjE5LjE1NzM0LGxvbjotOTkuNDE1NzksejoxNSxsOnRjMTExc2VydmljaW9zfGMxMDB8YzEwMXxjc2Rm>
- Olusina J.O. y Shyllon D. O. (2014). Suitability Analysis in Determining Optimal Landfill Location Using Multi-Criteria Evaluation (MCE), GIS & Remote Sensing. International Journal of Computational Engineering Research (IJCER). 4. (6). ISSN (e):2250–3005
- Ortiz-Conde R. & Hernández-Barrios C. (2012). Manual de rehabilitación, clausura y saneamiento de sitios de disposición final. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). (Documento WEB, último acceso 23/03/2021) <https://es.slideshare.net/IvanSoto4/manual-derehabilitacion-clausuraysaneamientodesitiosdedisposicionfinal>

Sánchez-Gil S. (2017). Optimización de la ubicación de instalaciones de eliminación de Residuos Municipales (RM) mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). Tesis de Máster Universitario en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos. Santander, España.

SEMARNAT. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Primera edición, mayo 2020. (Documento Web, último acceso 02/Enero/2021). <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>

SHCP. (2020). Informe Anual 2019 Banobras. Secretario de Hacienda y Crédito Público (SHCP). (Documento Web, último acceso 02/Enero /2021). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/581850/INFORME_ANUAL_2019_Versio_n_Final_25AGOSTO_r2.pdf

PAQUETE GRAVA-BENTONITA COMO BARRERA IMPERMEABLE PARA CONTENER LÍQUIDOS CONTAMINANTES

Turcumán, María¹; Olivares, Ariana¹; García, Mario¹; Olivera, Mariana¹

¹ Instituto de Materiales y Suelos, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de San Juan, Av. Libertador San Martín 1109 oeste Capital – San Juan, Argentina, mturcuman@ims.unsj.edu.ar

Resumen

En la disposición final de residuos urbanos, cloacales, etc., un factor muy importante es la contaminación de las aguas subterráneas y los suelos, producto de la percolación de los líquidos contaminantes a través del fondo de los reservorios. La propuesta de este trabajo es el diseño de una barrera impermeable y portante construable con materiales naturales de la zona, que aseguren su permanencia en el tiempo, posea características de resistencia mecánica y sea de menor costo que las tradicionales. Esta barrera se conforma con una mezcla adecuada de grava-bentonita, que aproveche las propiedades individuales de cada uno de estos materiales; las gravas proveen la resistencia mecánica, además de tratarse de un material económico y de fácil disponibilidad. El aspecto de impermeabilidad del paquete queda conferido a la bentonita, que debe llenar completamente los grandes vacíos que deja la grava, constituyendo de esa manera la barrera estanca a los líquidos contaminantes.

El objetivo de este trabajo es el diseño y ejecución de ensayos de laboratorio para la determinación de la adecuada dosificación y la permeabilidad de la mezcla de grava-bentonita como material sellante.

Palabras clave: barrera impermeable, materiales naturales, líquidos contaminantes

Abstract

In the final disposal of urban waste, wastewater, etc., a very important factor is the contamination of groundwater and soils, product of the percolation of polluting liquids through the bottom of the reservoirs. The proposal of this work is the design of a waterproof and bearing barrier that can be built with natural materials from the area, which ensures its permanence over time, has mechanical resistance characteristics and is lower in cost than the traditional ones. This barrier is made up of a suitable gravel-bentonite mixture, which takes advantage of the individual properties of each of these materials; gravels provide mechanical resistance, in addition to being an inexpensive and readily available material. The impermeability aspect of the package is given to the bentonite, which must completely fill the large voids left by the gravel, thus constituting the watertight barrier to contaminating liquids.

The objective of this work is the design and execution of laboratory tests to determine the appropriate dosage and permeability of the gravel-bentonite mixture as a sealing material.

keywords: waterproof barrier, natural materials, polluting liquids

1. Introducción

Uno de los problemas más acuciantes en la actualidad es la disposición final de residuos: sólidos urbanos, cloacales, mineros, etc. Dentro de esta problemática lo más relevante, en general, es la contaminación de

las aguas freáticas y los suelos debido a la percolación de los líquidos contaminantes a través del fondo de los reservorios en los que se depositan.

Las barreras impermeables para evitar la contaminación de los suelos y aguas subterráneas, más difundidas, se construyen con materiales plásticos y/o geotextiles. Estos elementos han dado en general buenos resultados pero presentan dos problemas: su elevado costo y su reducida vida útil. El planteamiento, es desarrollar una barrera impermeable construible con materiales naturales y metodologías regionales, gravas y bentonitas de la zona, que aseguren su permanencia en el tiempo, sea de menor costo que las tradicionales y posea características de resistencia mecánica.

El objetivo de este trabajo es el diseño y ejecución de pruebas experimentales de laboratorio para la determinación de la dosificación adecuada y la permeabilidad de la mezcla de grava-bentonita como barrera portante e impermeable como material sellante. El desarrollo de esta tecnología optimizará fundamentalmente dos aspectos: la vida útil de los reservorios y los costos, que se presentan como insuperables a la hora de proponer soluciones.

2. Metodología

2.1. Caracterización y Selección de la Grava y Bentonita

Grava: Se han estudiado seis yacimientos de gravas ubicados en el Valle de Tullum, que es la zona socioeconómica más importante de la Provincia de San Juan, Argentina. Son yacimientos de uso frecuente y proveen gravas de buena calidad, compuestas por granos sanos, resistentes, de muy buena fricción y trabazón entre partículas, es el material más abundante y de mayor extensión en la zona. Se decidió analizar las mezclas grava-bentonita empleando sólo una grava, ya que todas son de muy buena calidad. Siendo: n : porosidad, γ_s : peso volumétrico absoluto, γ_d : peso volumétrico seco.

Tabla 1. Parámetros físicos de la grava entre 1½" a 3/8".

| Grava | Yacimiento P-S |
|---------------------------------|----------------|
| n (%) | 32,5 |
| γ_s (g/cm ³) | 2,625 |
| γ_d (g/cm ³) | 1,793 |

Resultando su porosidad final de gran importancia para conformar la capa en obra, ya que estos vacíos alojarán a la bentonita expandida. Para calcular la porosidad de la grava fue necesario determinar su peso unitario γ_d , luego de vibrada simulando su estado final en obra.

Las gravas estudiadas se seleccionaron con el objeto de emplear un material de uso común, que no requiriese de algún tratamiento especial a los efectos de no incrementar su costo. Para seleccionar la fracción granulométrica de las gravas a utilizar en el desarrollo de este trabajo, se tuvieron en cuenta dos aspectos:

- Debía ser lo suficientemente estrecha para dejar los vacíos necesarios para el colado sin inconvenientes de la bentonita seca y su posterior expansión; y
- Debía ser lo suficientemente amplia para asegurar la trabazón estructural, la resistencia mecánica y un menor consumo de bentonita hidratada.

Se observó el colado de la bentonita seca a través de los poros de distintas fracciones de la grava estudiada, aplicándole sólo una vibración manual hasta conseguir el peso unitario γ_d mencionado. Se

analizaron fracciones granulométricas de gravas comprendidas entre los siguientes tamices: 2" a N° 4; 2" a 3/4" y 1 1/2" a 3/8".

El primero de estos cortes granulométricos resultó muy amplio, dificultándose el flujo de la bentonita seca hacia el fondo del molde, además se tornó sumamente difícil conseguir el peso unitario y γ_d indicado anteriormente. El segundo y tercer corte resultaron satisfactorios desde el punto de vista del colado de la bentonita, del peso unitario y de la estructuración que visualmente se observó en la grava.

De esta manera se decidió trabajar en lo sucesivo con la fracción granulométrica comprendida entre los tamaños # 1 1/2" a # 3/8", que cumplía satisfactoriamente las dos condiciones anteriores.

Bentonita: Se estudiaron dos bentonitas provenientes de la cordillera de Los Andes denominadas Bentonita IIM y R, se determinaron las características físicas (granulometría, plasticidad, hinchamiento libre, peso unitario, etc.) de las bentonitas utilizadas.

Para apreciar si el proceso de hidratación de las bentonitas estudiadas era efectivo y poseía una magnitud tal que pudiese llenar los vacíos de la grava, se diseñó una prueba experimental consistente en llenar un recipiente de vidrio, de 8 cm de diámetro por 18 cm de altura, con una capa de bentonita seca de 3,5 cm altura a la que luego se inundaba bajo 15 cm de columna de agua.

Este proceso de hidratación y expansión duró aproximadamente entre 21 a 24 días, a pesar de lo cual la lectura final de expansión se realizó a los 35 días de iniciada la hidratación. La bentonita R acusó un hinchamiento de 221% y la bentonita IIM un hinchamiento de 185%. Ambos valores aseguran una colmatación eficaz de los poros de la capa de grava. Ambas bentonitas, denominadas IIM y R, poseen características de actividad e hinchamiento adecuados, ver Tablas 2 y 3. Siendo ΔH = hinundada – hseca

Tabla 2. Valores de Hinchamiento Libre Bentonita IIM.

| Altura | Muestra M-1 | Muestra M-2 |
|--------------------------------------|-------------|-------------|
| Seca (cm) | 3,70 | 3,40 |
| Inundada (cm) | 10,30 | 9,90 |
| ΔH (cm) | 6,60 | 6,50 |
| Hinchamiento libre (cm) | 178,38 | 191,18 |
| Hinchamiento libre medio (%): 184,78 | | |

Tabla 3. Valores de Hinchamiento Libre Bentonita R.

| Altura | Muestra M-1 | Muestra M-2 |
|--------------------------------------|-------------|-------------|
| Seca (cm) | 3,50 | 3,30 |
| Inundada (cm) | 11,00 | 10,80 |
| ΔH (cm) | 7,50 | 7,50 |
| Hinchamiento libre (cm) | 214,29 | 227,27 |
| Hinchamiento libre medio (%): 220,78 | | |

2.2. Dosificación de la mezcla grava-bentonita

La prueba experimental diseñada consistió en lo siguiente:

- Se coloca en el recipiente de vidrio un peso y volumen conocidos de la grava a ensayar, de tal forma que luego de compactada arroje una altura final comprendida entre los 10 cm a 15 cm y se estructure con el peso unitario γ_d establecido ($\gamma_d = 1,793 \text{ g/cm}^3$).
- Se vierte una cantidad de bentonita seca sobre la grava, distribuyéndola uniformemente sobre su superficie, luego se la vibra observando su penetración por los poros de la grava y al finalizar se registra la altura de grava que llenó.
- Se llena el recipiente con agua y se comienza a registrar el proceso de hidratación y expansión de la bentonita por el interior de los poros de la grava, observando el llenado de los mismos.
- Se prueban distintas dosificaciones de grava-bentonita en seco que llenen distintas alturas de la capa de grava, comprendidas entre 1 cm y aproximadamente la mitad de su altura. Tomando valores de 1 cm a 6 cm.

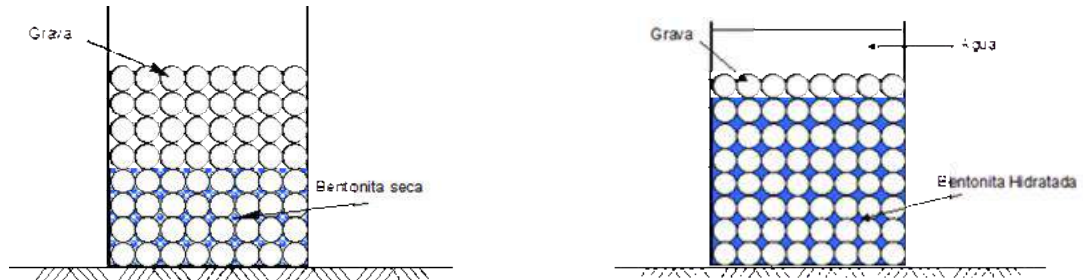


Figura 1. Grava y bentonita en seco e hidratada.

Estas alturas corresponden a las dosificaciones de bentonita, referidas a un metro cuadrado de superficie de grava. En las tablas siguientes se observan los resultados obtenidos al finalizar el proceso de hidratación. En las figuras 2 y 3 se aprecian las probetas con distintas dosificaciones entre 1 y 6 cm, para ambas bentonitas, una vez finalizado el proceso de hinchamiento

Tabla 4. Proceso de hidratación de la Bentonita IIM.

| Altura bentonita en seco (cm) | Altura bentonita hidratada (cm) | Altura grava con hidratación (cm) | Hinchamiento del paquete (%) |
|-------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|
| 1,00 | 5,50 | 10,00 | 0 |
| 2,00 | 8,00 | 11,00 | 10 |
| 3,00 | 9,50 | 13,00 | 30 |
| 4,00 | 12,50 | 14,00 | 40 |
| 5,00 | 12,70 | 14,00 | 40 |
| 6,00 | 14,50 | 14,00 | 40 |



Figura 2. Hinchamiento del Paquete Grava-Bentonita para bentonita IIM.

Tabla 5. Proceso de hidratación de la Bentonita R.

| Altura bentonita en seco (cm) | Altura bentonita hidratada (cm) | Altura grava con hidratación (cm) | Hinchamiento del paquete (%) |
|-------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|
| 1,00 | 3,50 | 10,00 | 0 |
| 2,00 | 4,50 | 10,00 | 0 |
| 3,00 | 5,50 | 11,00 | 10 |
| 4,00 | 9,00 | 12,00 | 20 |
| 5,00 | 9,50 | 12,00 | 20 |
| 6,00 | 14,00 | 12,00 | 20 |



Figura 3. Hinchamiento del Paquete Grava-Bentonita para bentonita R.

2.3. Pruebas Experimentales para la medida de la Permeabilidad del Paquete Grava-Bentonita.

Para la medición de la permeabilidad del paquete, se ha construido una batería de permeámetros, a carga constante, hasta 5 m de altura. En una primera etapa, para hidratar la bentonita se carga el permeámetro con altura de agua de 0,25 m y con drenaje inferior abierto, durante 7 días. Después del 7° día se aplicó la carga de agua definitiva, que en este programa se estableció en dos escalones de carga, el primero de 3 m y el segundo de 5 m.

3. Resultados

Las probetas moldeadas con la Bentonita IIM con alturas iniciales secas de 1 cm y 2 cm, hidrataron normalmente con la carga de agua de 0,25 m sin que percolase agua por ellas. Cuando a partir de ese momento se incrementó la carga de agua a 3 m de altura, casi de inmediato se produjo una rotura hidráulica en el paquete por tubificación de la bentonita. Se descartó en la bentonita IIM las alturas de 1 cm y 2 cm y se ensayaron probetas con 3 cm, 4 cm y 5 cm de altura de bentonita seca inicial. El mismo fenómeno ocurrió con la bentonita R para alturas de 1 cm, 2 cm y 3 cm; por lo que se ensayaron probetas con 4 cm, 5 cm y 6 cm. Luego se elevó la carga de agua a 3 m de altura y se comenzó a medir la conductividad hidráulica durante 70 días. Los resultados obtenidos resultan adecuados para asegurar la impermeabilidad de la barrera impermeable.

Tabla 6. Valores de conductividad hidráulica bentonita IIM.

| Altura bentonita en seco (cm) | k (m/s) 7 días | k (m/s) 14 días | k (m/s) 21 días | k (m/s) 70 días |
|-------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 3,00 | 9,3E-11 | 6,5E-11 | 4,7E-11 | 1,4E-11 |
| 4,00 | 6,2E-11 | 4,4E-11 | 2,9E-11 | 8,7E-12 |
| 5,00 | 4,7E-11 | 3,1E-11 | 2,1E-11 | 6,2E-12 |

Tabla 7. Valores de conductividad hidráulica bentonita R.

| Altura bentonita en seco (cm) | k (m/s) 7 días | k (m/s) 14 días | k (m/s) 21 días | k (m/s) 70 días |
|-------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 4,00 | 6,2E-11 | 4,4E-11 | 3,3E-11 | 9,9E-12 |
| 5,00 | 6,1E-11 | 4,4E-11 | 3,2E-11 | 9,7E-12 |
| 6,00 | 6,3E-11 | 5,8E-11 | 4,2E-11 | 1,3E-11 |

En las siguientes figuras se pueden observar los permeámetros con los paquetes grava-bentonita, una vez finalizados los ensayos.



Figura 4. Batería de Permeámetros Grava-Bentonita para las ambas bentonitas IIM y R.

3. Conclusiones

Podemos concluir que las pruebas y equipamientos diseñados permiten con facilidad el desarrollo y observación del proceso de hidratación e hinchamiento y la filtración a través de la grava-bentonita. Además de la detección y cuantificación de las variables: tipo de grava y bentonita a emplear, espesor de la capa de grava, cantidad de bentonita seca, duración del proceso de hidratación e hinchamiento de la bentonita y permeabilidad a través del paquete. Los resultados de la conductividad hidráulica de ambas bentonitas dan valores adecuados, que aseguran una buena protección ambiental, considerando de esta forma que los resultados fueron satisfactorios.

Referencias

- Investigadores del CELAA y Obras Sanitarias Sociedad del Estado. Metodología de Evaluación de Impactos Ambientales de Proyectos de Saneamientos: Aplicación al Caso de Palmira, Mendoza. XXIV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Bs. As.- Argentina.

- Lloret Morancho, A. y Alonso Pérez, E. Análisis del flujo no saturado para el diseño de una barrera multicapa. UPC – Barcelona, España.
- Olalla Marañón, C. (1986). Comportamiento geotécnico de rellenos artificiales. Laboratorio de Geotecnia, CEDEX, Madrid, España.
- Terzaghi, and K. Peck, R. (1987). Soil Mechanics in Engineering Practice, 2° ed., New York, EEUU. McGraw Hill.



GEOMEMBRANAS EN RELLENOS SANITARIOS EN PANAMÁ

Vergara Vergara, Nicomedes Alexis

GeoGreen Engineering Inc., Panamá, av@geogreeneng.org

Resumen

Los rellenos sanitarios en Panamá se han ejecutado bajo premisas estatales que distan mucho de los aspectos técnicos que deben imperar en proyectos como éstos. En este trabajo se analizan las metodologías de instalación de geomembranas, así como las características técnicas que deben tener estos materiales y cuál es la mejor manera de preservar la integridad del sistema para evitar la contaminación de acuíferos y estratos inferiores. Algunos rellenos están cerca de poblaciones y el más importante, Cerro Patacón, ha presentado problemas tanto de lixiviados como de gases tóxicos.

Es así que los resultados de implementación de esta tecnología en el país no son satisfactorios y muchos rellenos sanitarios funcionan como botaderos, sin cumplir las regulaciones de sanidad, por desconocimientos de los aspectos técnicos o por mala aplicación y supervisión de estos.

El autor indica recomendaciones para mejorar la funcionalidad de los rellenos sanitarios que ya están en ejecución y potenciar los que se desarrollen en el futuro.

Abstract

The sanitary landfills in Panama have been executed under state premises that are far from the technical aspects that should prevail in projects like these. In this work, geomembrane installation methodologies are analyzed, as well as the technical characteristics that these materials must have and what is the best way to preserve the integrity of the system to avoid contamination of aquifers and lower strata. Some landfills are close to towns and the most important, Cerro Patacón, has presented problems of both leachate and toxic gases.

Thus, the results of the implementation of this technology in the country are not satisfactory and many sanitary landfills function as dumps, without complying with the sanitation regulations, due to ignorance of the technical aspects or due to poor application and supervision of these.

The author indicates recommendations to improve the functionality of landfills that are already in operation and enhance those that are developed in the future.

Palabras clave/keywords:

Geomembrana, lixiviados, botaderos, rellenos sanitarios, funcionalidad.

1. Introducción

En esta primera parte de la versión extensa de su Ponencia haga una breve introducción a su trabajo. Para preparar el escrito es necesario seguir fielmente estas instrucciones, pues su archivo electrónico aparecerá en las memorias del IX SIIR (Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos), Para enfatizar utilice *itálicas*, no subraye. Defina las abreviaturas y los acrónimos la primera vez que se utilizan en el

texto. No use abreviaturas en el título a menos que sea inevitable. Los números y unidades se expresarán siguiendo el Sistema Internacional. En los números se utilizará la coma únicamente para separar la parte entera de la parte decimal.

En la República de Panamá existen actualmente 76 municipios, sin embargo, en ninguno se puede hablar de un relleno sanitario en todo el sentido de la palabra, los casos más comunes son vertederos incontrolados que los han convertido en controlados, por tanto, es importante que se diseñe cuanto antes la estrategia de la "gestión integral de residuos y desechos sólidos peligrosos y no peligrosos", y su plan de acción a nivel nacional.

Se habla mucho de rellenos sanitarios y, muchas veces, los propios encargados no manejan adecuadamente los conceptos técnicos y el manejo diario de estos rellenos. En este orden de ideas, se detallan las características que debe cumplir de un relleno sanitario.

- El terreno debe estar debidamente demarcado con una cerca perimetral.
- Debe existir un adecuado control de acceso de vehículos y personal.
- Debe tener un sistema de drenajes superficiales para evacuar los excesos de agua de lluvia fuera del vertedero.
- El control sanitario es un aspecto fundamental.
- Se debe implementar la iinfraestructura para el control de los gases (chimeneas).
- El sistema de control y tratamiento de lixiviados es base prioritaria para el buen funcionamiento del relleno sanitario.
- El programa de monitoreo ambiental debe ser parte integral del funcionamiento del relleno.
- Desde un principio deben existir planes de clausura y post-clausura



Figura 1. Aspecto del relleno de Cerro Patacón, Ciudad de Panamá.

2. Lixiviados

Los rellenos sanitarios deben manejar adecuadamente los productos de su operación, principalmente lixiviados y gases. Los lixiviados son líquidos que se generan por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua pluvial a través de los estratos de residuos sólidos que se encuentran en las fases de composición. El lixiviado es considerado como el principal y gran contaminante generado en un relleno.

Los lixiviados en el relleno arrastran a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas y un color que varía desde café-pardo-grisáceo cuando están frescos hasta un color negro viscoso cuando envejecen.

Se reportan concentraciones tan elevadas como **60,000 mg/L de DQO**. Los lixiviados también poseen elevadas concentraciones de sales inorgánicas (cloruro de sodio y carbonatos) y de metales pesados. Varios estudios indican que el carbono orgánico en forma coloidal tiene el potencial de adsorber altas concentraciones de metales en su superficie, por lo que actúan como transporte de metales traza en los lixiviados.

3. Selección de la geomembrana

Para el relleno sanitario, la selección de la geomembrana debe incluir el tipo de polímero con el cual se fabrica, el espesor de la lámina y la rugosidad de estas.

Los espesores de geomembrana se expresan en mils (Sistema Inglés); es decir, milésimas de pulgada. La equivalencia básica es 40 mil = 1.0 mm. El espesor es un indicativo de las propiedades de la geomembrana. En general se espera que a mayor espesor, mayor durabilidad, resistencia a punzonamiento, resistencia química y vida útil. Generalmente el espesor mínimo en rellenos sanitarios y tinas de relave es de 1.50 mm (60 mils).

Para el cálculo del espesor se realiza un análisis de equilibrio limite teniendo en cuenta la posible deformación en la geomembrana y las cargas que se le impondrán al sistema.

En cuanto a la rugosidad de las geomembranas, se pueden utilizar las siguientes:

Geomembrana lisa: En ambas caras la superficie es lisa, se utiliza cuando se impermeabilizan superficies planas o de poca pendiente, su espesor se mide con el ensayo descrito en la norma ASTM D-5199.

Geomembrana texturizada en una cara: Una cara lisa y la otra rugosa, se utiliza cuando se quiere dar un acabado liso superficial y aumentar la fricción con el suelo, su espesor se mide con el ensayo descrito en la norma ASTM D-5994.

Geomembrana texturizada en ambas caras: Tiene ambas caras rugosas y se utiliza cuando se requiere aumentar la fricción en ambas superficies, su espesor se mide con el ensayo descrito en la norma ASTM D-5994.

4. Instalación de la geomembrana

La instalación de las láminas de geomembranas debe ser ejecutada por un equipo entrenado y capacitado, personal que esté certificado, ya que la unión de las láminas se realiza por termofusión. La unión puede hacerse por “cuña caliente” o por extrusión.

Soldadura por cuña caliente.

Este sistema se realiza mediante la aplicación de calor y la presión mecánica ejercida por un juego de rodillos, en la zona de traslape de ambas láminas. El trabajo se efectúa tomando como referencia dos puntos paralelos sobre el traslape generando en el centro una cavidad vacía (canal de prueba) que permitirá efectuar pruebas no destructivas mediante inyección de aire.

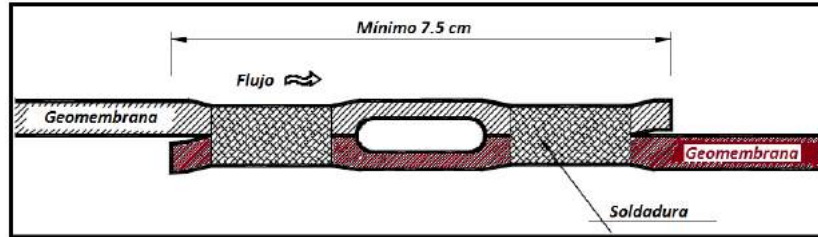


Figura 2. Esquema de unión por cuña caliente.

Soldadura por extrusión.

Es un sistema de soldadura efectuado por un cordón continuo de polietileno de alta densidad (ROD HDPE). La varilla de HDPE usada tiene un diámetro determinado y debe ser de la misma calidad de la geomembrana para lograr una fusión óptima. Para lograr una soldadura eficiente se debe realizar los siguientes trabajos previos:

- Pre-lijado de las láminas a unir con los sopletes de aire caliente.
- Lijado de la zona utilizando lijas circulares para minimizar la diferencia de relieve existente entre las láminas en el punto de unión.



Figura 3. Unión por extrusión.

5. Ensayos para la instalación de la geomembrana

Existen dos tipos de ensayos para geomembranas instaladas: ensayos no destructivos y ensayos destructivos.

Los ensayos no destructivos no perforan la geomembrana y sirven para verificar la continuidad de la unión; sin embargo, no aportan información de la resistencia de la unión. Los métodos o pruebas no destructivas son

- presión de aire
- cámara de vacío.

En las pruebas destructivas, sobre sellos realizados a la Geomembrana de prueba a medida que se va instalando la geomembrana sobre la superficie, se toman muestras para verificar en ellas la calidad de la unión en cuanto a su resistencia. Esta prueba se debe realizar a medida que se adelantan las obras de instalación de la geomembrana.

La prueba destructiva involucra dos técnicas que son:

- Prueba de Tensión (Shear)
- Prueba de Pelado o Corte (Peel).

6. Conclusiones

Debemos seguir impulsando la correcta aplicación de geomembranas, no sólo en rellenos sanitarios, sino también en otras aplicaciones como tinas de relaves mineros, estanques, lagunas de estabilización y todas aquellas que requieran una contención segura.

Hay mucho trabajo por hacer en capacitación de funcionarios, en especificaciones correctas en los pliegos de cargo y en la adecuada selección de la cuadrilla de instalación. Con estos aspectos bien cubiertos nuestros rellenos sanitarios tendrán una vida útil más prolongada y se evitarán los costos de mantenimiento prematuros, así como lograr el aumento en la calidad de las obras.



TÉCNICAS DE MEDICIÓN PARA EMISIONES FUGITIVAS DE METANO EN VERTEDEROS DE RESIDUOS: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Gallardo Armijos, Pablo¹; Lobo García de Cortázar, Amaya², Delgado Salgado, Mónica³

¹ Carrera de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Técnicas, Universidad Estatal del Sur de Manabí, Ecuador, pablo.gallardo@unesum.edu.ec

² Grupo de Ingeniería Ambiental, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros, s/n, Santander, Cantabria, España, amaya.lobo@unican.es

³ Grupo de Ingeniería Ambiental, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros, s/n, Santander, Cantabria, España, delgadoism@unican.es

Resumen

En los últimos años se han desarrollado múltiples técnicas de medición terrestre para estimar las emisiones de gas en vertederos. Algunas herramientas son económicas y sencillas, con metodologías validadas por investigadores en todo el mundo. Sin embargo, dada la extensión y heterogeneidad de los vertederos, estos métodos demandan de mano de obra intensa y mucho tiempo. Las técnicas aéreas que usan cámaras térmicas y/o láser correlacionan datos de temperatura y concentración para determinar flujos de gas de vertedero.

Este trabajo revisa y compila diferentes técnicas para determinar los flujos de metano emitidos en vertederos de residuos, basadas en herramientas de detección espacial con vehículos aéreos no tripulados (UAV), equipados algunos con cámaras o espectroscopios FLIR (termografía radiométrica), OGI (imágenes ópticas de gas), HTES (dispersivo multi espectral), TDLAS (absorción con láser de diodo sintonizable) y CRDS (anillo de cavidad), como posibles alternativas. Se identifica la metodología más apropiada para el levantamiento y procesamiento de datos de concentración de metano para el cálculo de flujos fugitivos en vertederos.

Abstract

In recent years, multiple land-based measurement techniques have been developed to estimate landfill gas emissions. Some tools are inexpensive and straightforward, with methodologies validated by researchers around the world. However, given the size and heterogeneity of landfills, these methods are labor intensive and time consuming. Aerial techniques using thermal and / or laser cameras correlate temperature and concentration data to determine landfill gas flows.

This work reviews and compiles different techniques to determine the methane fluxes emitted in waste dumps, based on space detection tools with unmanned aerial vehicles (UAVs), some equipped with FLIR (radiometric thermography), OGI (optical imaging) cameras or spectroscopes. gas), HTES (multi spectral dispersive), TDLAS (tunable diode laser absorption) and CRDS (cavity ring), as possible alternatives. The most appropriate methodology for the gathering and processing of methane concentration data for the calculation of fugitive flows in landfills is identified.

Palabras clave/keywords:

vertedero, emisiones de metano, drones/ landfill, methane emissions, drones

1. Introducción

Los métodos estáticos para medir CH₄ en vertederos en la práctica pueden ser inadecuados para superficies de vertedero extensas, pues los datos de flujos son puntuales y muchas veces no pueden ser transportables a otras áreas o sectores del mismo vertedero. Los métodos de columna de aire suelen ser más representativos dentro de un área extensa, pero su precisión depende mucho de un modelado cuidadoso de la dinámica atmosférica y de los factores ambientales. Aquí se aplica la técnica de sensores remotos (detección remota o teledetección) adaptada a un UAV (vehículo aéreo no tripulado), siendo una forma práctica y rápida de muestreo y medición de concentraciones de CH₄, con la cual se mejora la densidad de datos y la resolución espacial del muestreo.

Los servicios de detección de fugas aéreas a través de UAV suelen ser la forma más efectiva y rentable para que los operadores de vertederos busquen y controlen las emisiones de metano. Es una herramienta inmediata para los ejecutivos de la entidad reguladora ambiental, en su afán de prevenir fugas y catástrofes mayores, así como mejorar la imagen pública y aceptación ciudadana. Los esfuerzos también se pueden concentrar en tecnificar y establecer programas de monitoreo ambiental más efectivos en vertederos, con base a datos de flujos reales. Los técnicos y gerentes del vertedero pueden usar los datos de fugas de metano para analizar la reducción de las horas de trabajo de exploración de gas, hacer más eficientes los sistemas de extracción activa, obtener listas de verificación eficientes y aumentar la vida útil y seguridad de todo el sistema de gestión de gas.

2. Técnicas de detección remota para medición de metano

Las técnicas de teledetección para medición de metano se pueden clasificar en:

Tabla 1.- Técnicas de detección remota para medición de metano.

| Técnica | Tecnología | Abrev. | Ejemplo | Adaptación a UAVs pequeños |
|--|--|--------|--|---|
| Sensores de detección remota pasivos de ruta abierta | Espectrómetro de Michelson-Transformada de Fourier | FTS | Interferómetro de radiación atmosférica (AERI-UAV) o sonda de interferómetro de alta resolución de exploración (S-HIS) | No es factible. Limitaciones de peso, tamaño, enfriamiento y estabilidad. |
| | Espectrómetro Estático-Transformada de Fourier | SPIIS | Interferómetro MOTionLess (MOLI) | |
| | Fabry-Pérot etalon | FPE | Instrumento satelital de Abundancia de Metano por Observación Interferométrica Glint (AMIGO) | |
| | Espectrómetro Dispersivo (Hiper Espectral) | HTES | Espectrómetro de emisión térmica hiperespectral | |
| Sensores de detección remota activos de ruta abierta | Espectrómetro de detección y alcance de luz | LIDAR | Global Ozone Lidar Demonstrator (GOLD) | No factible. Limitaciones de peso y tamaño. |
| | Espectroscopio de absorción de láser de diodo sintonizable | TDLAS | Standoff-TDLAS | Factible para UAV pequeños (< |

| Técnica | Tecnología | Abrev. | Ejemplo | Adaptación a UAVs pequeños |
|--|---|---------|--|----------------------------|
| Sensores de detección remota activos de ruta cerrada | Sensor electroquímico | EQS | - | 20 Kg) |
| | Sensor gravimétrico | QCM | - | |
| Sensores de detección remota activos de ruta cerrada | Espectroscopio de anillo de cavidad | CRDS | Espectroscopio CRDS Picarro | |
| | Espectroscopio de absorción mejorada por cavidad de onda continua | CEAS-CW | Analizador de gas ultraportátil Los Gatos Research | |

Fuente: Elaboración Propia.

El sistema TDLAS de ruta abierta puede ser integrado a un UAV pequeño < 20 Kg para realizar mediciones útiles de concentración de CH₄ en vertederos. Los sistemas ópticos de infrarrojo cercano de ruta cerrada mediante una cavidad de alta delicadeza¹ CRDS tienen mucha más precisión. El sistema CRDS tiene menor costo que el sistema TDLAS. Ambos son recomendables para integrar un UAV pequeño < 20 Kg. El UAV debe tener un sensor para medir la magnitud del viento, siendo un parámetro primordial para el cálculo de los flujos de metano en vertederos, el cual debe ser medido desde la plataforma UAV y no con sensores meteorológicos terrestres. El UAV debe estar equipado con telémetro para medir distancias entre el detector y el suelo de forma remota, calculando el CH₄ promedio en la columna aire total y durante el recorrido del vuelo. Todos los sistemas de detección remota de trayectoria cerrada o abierta requieren calibración respecto a otros equipos calibrados, antes, después y durante de las operaciones.

Un sistema de detección de metano láser TDLAS puede cubrir rápidamente la extensión total del vertedero y/o segmentos de tuberías de gas. El detector captura y almacena datos de concentración de gas altamente precisas y georreferenciadas, durante vuelos planificados autónomos a lo largo de trayectorias que cubren la totalidad del vertedero.



Figura 1.- Reportes en tiempo real del detector láser de metano TDLAS.

(a) representación geoespacial de datos de concentración de metano, (b) mapa de inspección de vuelo.
Fuente: (a) Silver Spring Energy², Independent Wellsite Consultants, 2021; (b) UgCS³, Integrated Systems, 2021.

¹ Revisado de: <https://www.picarro.com/company/technology/crds>

² Revisado de: <https://silverspringenergy.com/methane-detection/>

3. Método de muestreo

La cuantificación de las emisiones de CH_4 requiere mediciones de alta precisión realizadas con alta resolución espacial. Por lo que, la determinación del flujo superficial neto de CH_4 en vertederos necesita un muestreo óptimo, denso y continuo de la termodinámica tridimensional y de las concentraciones para permitir la interpolación (Allen & Gallagher, 2014).

El TDLAS se basa en una tecnología láser infrarroja con diodo sintonizable de longitud de onda 1650 nm en la cual absorbe el metano. El sensor emite un rayo láser que golpea un objeto topográfico (la superficie del vertedero) y el sistema analiza la retrodispersión de la luz láser, para determinar cuánta energía láser fue absorbida por el metano. Un algoritmo matemático de detección permite la medición en tiempo real del contenido total de metano, a lo largo de la trayectoria de la luz láser. El UAV puede enviar durante la ruta de vuelo previamente planificada una señal de transmisión de datos de forma autónoma. Toda la información del vuelo se guarda y se reproduce en tiempo real mediante el telémetro abordo. Mientras se realiza el vuelo se puede ver un flujo de datos de metano en vivo, usando un monitor o pantalla en el mando de control.

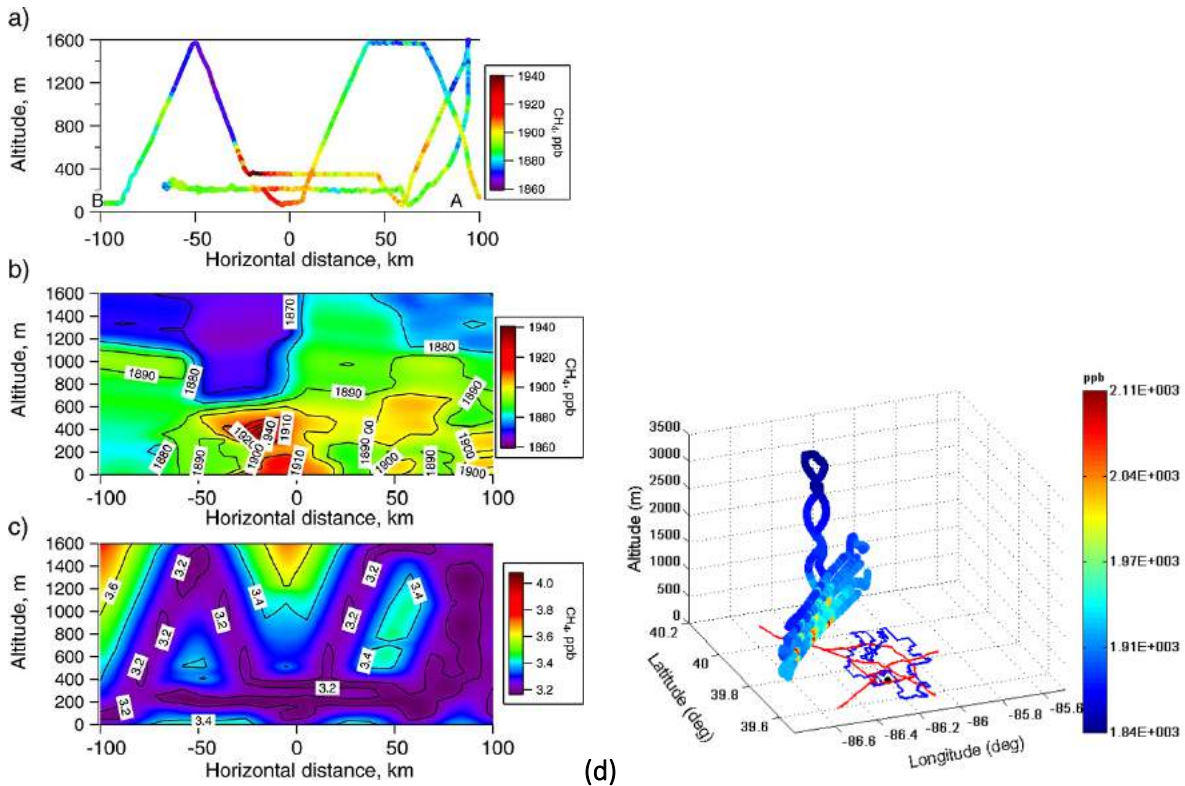


Figura 2.- Mediciones de metano de aviones de Londres.

Fuente: (a, b, c) (O'Shea, Allen, & Fleming, 2014), (d) (Mays, Shepson, Stirm, & Karion, 2009).





El método de balance de masas consiste en medir lo que ingresa y sale de un volumen de aire determinado (caja fija) y evaluar cualquier diferencia como el flujo superficial neto (o modulación química) dentro de ese volumen en el tiempo entre la medición de la entrada y la salida. Los datos discretos son interpolados en una cuadrícula usando la metodología "Kriging", con el propósito de definir un plano de medición continuo (figura 2).

³ Revisado de: <https://integrated.ugcs.com/drone-based-laser-falcon-methane-detector>

4. Sistemas UAV

Las opciones de UAVs de ala fija y multirrotores disponibles en el mercado son bastante amplias, en marcas, modelos y precios. La tabla 2 pretende resumir algunas de ellas, cuya elección debe ponderar aspectos de relación cobertura (extensión), maximización de mediciones en un sitio específico, autonomía de vuelo, carga útil, peso de baterías y costo.

Tabla 2.- Opciones de UAV pequeños para sensor CRDS.

| UAV | | Vuelo | | Ejemplo | Costo (\$. US) | Apariencia | Carga útil (kg) |
|-------------|---------------|-------------------|---------------|--------------------------|-------------------|--|-----------------------|
| Tipo | Clase (kg) | Tiempo (horas) | Área (ha.) | | | | |
| Ala fija | 23 | 20 | 1.000 | Penguin C UAS | - |  | 4,0 |
| | 16 | 3 | 500 | Delair DT26 UAV | - |  | 3,0 |
| Multi-rotor | 9 | 2,5 | 80 | Matrice 300 RTK, DJI | 13.200 |  | 2,7 |
| | 6 | 1 | 60 | Md4-1000, Microdrones | 7.500 |  | 0,5 |

Fuente: Elaboración Propia.

5. Marco regulatorio general

Los sistemas UAS ligeros requieren un permiso específico de la autoridad de la aviación local, en términos de fuselaje y estructura del UAV, certificado de seguridad de vuelo, operador y vuelo específico, restricción de zonas de vuelo, etc. Son algunos limitantes para los operadores de UAVs en estudios de emisiones fugitivas.

6. Conclusiones

Se ha identificado ciertas limitaciones de la potencia, peso, tamaño y precisión de medición en las plataformas UAV instrumentadas, así como el método de muestreo apropiado para permitir el cálculo del flujo emisiones fugitivas de CH₄ en vertederos.

Se puede contar con una plataforma de medición viable y apropiada en costo, peso, potencia, precisión de medición y frecuencia de muestreo, mediante un sistema CRDS o TDLAS a bordo de un UAV pequeño < 20 Kg, motor eléctrico multirotor y sensores para la medición simultánea del viento. Los UAVs con mayor peso, tamaño, autonomía de vuelo y carga útil adicional pueden obtener mejores mediciones de concentración de CH₄ con mayor precisión, permitiendo estimaciones de flujo con incertidumbre conocida, mediante el método de balance de masas.

Para la implementación operativa se debe considerar aspectos como la configuración del sistema CRDS o TDLAS, diseño e integración con el UAV, validación del plan de vuelo, restricciones aéreas y prácticas operativas de muestreo y cálculo de flujo.

7. Bibliografía

Allen, G., & Gallagher, M. (2014). Feasibility of aerial measurements of methane emissions from landfills. Manchester: Environment Agency. Report - SC130034/R. ISBN: 978-1-84911-329-8.

Baiocchi, V., & Costantino, D. (2018). First test of the altimetric and thermal accuracy of an UAV landfill survey.

Capodici, M. (2015). Remote sensing analysis coupled to field measurements for the evaluation of methane emissions from a landfill site: a case study.

Mays, K., Shepson, P., Stirm, B., & Karion, A. (2009). Aircraft-based measurements of the carbon footprint of Indianapolis. Environmental Science & Technology. Purdue: Department of Earth and Atmospheric Science, Purdue University.

O'Shea, S., Allen, G., & Fleming, Z. (2014). Area fluxes of carbon dioxide, methane, and carbon monoxide derived from airborne measurements around Greater London: A case study during summer 2012. Journal of Geophysical Research: Atmospheres.



IMPORTANCIA DEL DISEÑO DE UN RELLENO SANITARIO DENTRO DE UNA CONCESIÓN MINERA

Hatke Fernández, Tatiana Linette¹; Vallester Espino, Erick Napoleón²

¹Consultoría, Estudios y Diseños, S.A., Consultora, Panamá, tatianalinette@gmail.com

²Grupo de investigación Nitrato, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Campus Víctor Levy Saso, erick.vallester@utp.ac.pa

Resumen

En el desarrollo de un proyecto minero, desde su etapa de construcción hasta la operación de este se produce una generación de desechos no peligrosos, debido al amplio recurso humano que se necesita para llevarlo a cabo, esta población se aloja en campamentos ubicados en los sitios de mina, por encontrarse en zonas alejadas a las áreas metropolitanas de las ciudades. El transporte de los desechos no peligrosos generados en los sitios de mina a los vertederos de las comunidades próximas al proyecto no suele ser bien visto debido a la desinformación, generando un problema social con la población vecina; debido a esta problemática es preferible realizar el diseño de un relleno sanitario dentro de la concesión minera que se ajuste a las necesidades presentes y futuras en cuanto a la población que se encontrará contratada, ya que éste será el destino de disposición final de todos los residuos no peligrosos generados por las cocinas, comedores, campamentos de alojamiento, áreas de recreación y embalajes de materiales.

En este trabajo describiremos los parámetros y recomendaciones a considerar para la realización del diseño de un relleno sanitario que cumpla con los estándares establecidos en las normas vigentes de Panamá y las recomendaciones establecidas en el documento publicado en diciembre de 2007 por la IFC (International Finance Corporation) denominado Directrices medioambientales, de salud y seguridad para instalaciones de gestión de residuos.

Abstract

In the development of a mining project, from its construction stage to its operation, a generation of non-hazardous waste is produced, due to the large human resource that is needed to carry it out, this population is housed in camps located on the sites of mine, because they are in areas far from the metropolitan areas of the cities. The transport of non-hazardous waste generated at the mine sites to the landfills of the communities near the project is not usually well seen due to misinformation, generating a social problem with the neighboring population; Due to this problem, it is preferable to design a sanitary landfill within the mining concession that adjusts to the present and future needs in terms of the population that will be hired, since this will be the final disposal destination of all waste non-hazardous generated by kitchens, dining rooms, accommodation camps, recreation areas and packaging materials.

In this work we will describe the parameters and recommendations to consider for the design of a sanitary landfill that complies with the standards established in the current norms of Panama and the recommendations established in the document published in December 2007 by the IFC (International Finance Corporation) called Environmental, Health and Safety Guidelines for Waste Management Facilities.

Palabras clave / keywords:

Relleno sanitario, desechos no peligrosos, minería / Landfill, non-hazardous waste, mining.

1. Introducción

En un principio, el hombre producía sólo desechos biodegradables, básicamente los desechos de comida; a medida que se fue modernizando la sociedad, fue cambiando el modo de vida y como resultado sus residuos sólidos fueron cambiando (Peñaloza, 2008).

La minería se considera como la actividad económica en la que los países de América Latina conciben el camino conveniente para alcanzar el progreso económico y social, debido a la producción de excedentes económicos, vacantes laborales y generación de empresas privadas.

La producción de los residuos sólidos es una parte sustancial en la vida de todos los seres humanos ya que con la realización de cualquier actividad generamos residuos sólidos. Basándonos en esta premisa es que se plantea que es de gran importancia el diseño de los rellenos sanitarios dentro de las concesiones mineras, debido a que en todas las etapas de una concesión minera existe una gran población de colaboradores que producen residuos sólidos que no forman parte de los residuos del proceso de minería.

Hasta el momento los rellenos sanitarios son la solución más adecuada para la disposición final de los desechos, y estos rellenos pueden ser utilizados en países con alto nivel de desarrollo hasta en países que no tienen desarrollo; como complemento de los rellenos sanitarios se prevé que el futuro de la disposición incluya la separación y reciclaje de los materiales.

2. Metodología

En base a una revisión bibliográfica se establece que, para la determinación de la importancia que representa incluir el diseño de un relleno sanitario de desechos no peligrosos dentro de las concesiones mineras, se debe definir un plan de manejo de los desechos basado en la separación, recolección y transporte, debido a que esto representa la funcionalidad de un relleno sanitario.

3. Diseño de un relleno sanitario

Los rellenos sanitarios pueden definirse técnicamente como un lugar seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de los residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para la confinación y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final (UAESP, 2021).

Para el desarrollo de un diseño de un relleno sanitario como mínimo es necesario recabar y analizar los parámetros mencionados a continuación:

- Localización general del sitio.
- Población a la que servirá el relleno sanitario.
- Tasa de generación de desechos.
- Composición física y química de los desechos.
- Peso específico.
- Producción de lixiviados y gases.

3.1. Localización

Se debe plantear la ubicación del relleno sanitario en base a la capacidad de espacio disponible para la disposición final de los desechos y la cantidad de años que se desea mantener en operación este relleno sanitario.

En la etapa de exploración, estudios y construcción de un sitio de mina, se debe realizar un análisis de la zona en la que se propone la construcción del relleno sanitario debido a que esta instalación no debe perjudicar la actividad minera de la concesión; es por esta razón que durante esta etapa se propone la utilización de un relleno sanitario fuera del área de mina en el que puedan ser transportados los desechos, durante esta etapa los vecinos del área no suelen presentar quejas ni problemas por el transporte de los desechos, debido a que la concesión minera aún se encuentra inoperante.

En la etapa de operación y extracción de los minerales, la problemática social suele aparecer con el traslado de los desechos a un relleno sanitario fuera de la concesión debido a la desinformación de la población, ya que se piensa que los desechos sólidos generados dentro de la mina, pueden afectar la salud y el entorno de la naturaleza a los vecinos del área, es por esto que en esta etapa ya es de mucha importancia la ubicación de un relleno sanitario dentro de la concesión minera y administrado por este.

Generalmente la localización de los rellenos sanitarios se establece en los antiguos yacimientos de minerales, es decir las canteras ya abandonadas, esto se debe a que es un sitio que no será utilizado para la actividad principal de la empresa y debido a que fue un sitio de extracción de minerales, suele tener una buena estabilidad y un corte de talud seguro no propenso a deslizamientos.

3.2. Población

La población que se debe definir para el diseño de un relleno sanitario es la que enviará sus desechos al mismo. Se debe tomar en cuenta el tamaño de la población que se atenderá con este sitio de disposición final, la velocidad de crecimiento, la distribución geográfica de esta población y su densidad.

La consideración inicial en un diseño de relleno sanitario para una ciudad es que la velocidad de crecimiento irá en aumento, sin embargo, para una concesión minera es lo inverso, ya que la población más grande que debe recibir este sitio remoto, en los que se encuentran las minas, es mayor en su etapa de exploración y construcción, y mucho menor en la etapa de extracción y operación.

En los proyectos mineros encontramos dos tipos de poblaciones a considerar, la población variante que es el conjunto de colaboradores de la empresa que entra y sale del proyecto todos los días; y la población fija la cual es la que vive dentro de la concesión minera. Cuando se realiza la estimación de la población que genera desechos, se toma en cuenta un tercio (33,33%) de la población variante más el total (100%) de la población fija que vive en los campamentos. Esta estimación se justifica debido, a que la población variante se mantiene 8 horas de las 24 horas diarias dentro de la concesión y solo recibe una comida de las tres que son necesarias al día.

$$P_T = \frac{1}{3}(P_v) + P_F \quad (1)$$

Donde:

P_T = Población total que genera desechos.

P_v = Población variante.

P_F = Población fija.

3.3. Tipos de rellenos sanitarios

En muchas ocasiones se suele generar confusión con los rellenos sanitarios, puesto que se relaciona con un botadero de basura o vertedero; sin embargo, la principal diferencia de estos es el modo de operación y el manejo de los desechos una vez se encuentran en su disposición final. La correcta operación de un relleno sanitario tiene como objetivo fundamental la preservación de la salud y el bienestar de los colaboradores en la mina y la preservación de los recursos naturales que se encuentran en la zona tales como el agua, aire, suelos y paisaje. Existen cuatro tipos de rellenos sanitarios: tipo área, tipo rampa, tipo trinchera y combinación de área y rampa, el tipo de relleno a desarrollar se basará en la topografía existente en la localización escogida.

Tabla 1. Tipos de rellenos sanitarios

| Tipo | Descripción |
|------------------------|--|
| Área | Es utilizado cuando se dispone de terrenos con depresiones y valles naturales y artificiales, canteras, pozos producidos por extracción de materiales. |
| Rampa | Es utilizado en terrenos con declives moderados, y debe ser diseñado para ir formando escalones en terrenos de pendientes sustancialmente pronunciadas. |
| Trinchera | Es el más práctico y apropiado, debido a la sencillez y escasez de material de recubrimiento no produce problemas siempre que el terreno utilizado sea convenientemente elegido. |
| Combinado área y rampa | Es utilizado cuando son rellenos sanitarios muy grandes, y son construidos generalmente sobre grandes extensiones de terreno, siendo una combinación del tipo área y rampa. |

Fuente: (Miranda, 2010).

3.4. Peso específico de los desechos

El peso específico nos ayuda al cálculo de tiempo de funcionamiento para la disposición de los desechos sólidos, ya que el peso específico promedio de los desechos no peligrosos sin compactar es menor al momento de la recolección que el que se debe alcanzar una vez volcados los residuos en el relleno sanitario. Tomando como referencia el Decreto Ejecutivo No. 275 del 21 de julio de 2004 (Ministerio de Salud Panamá, 21 de Julio de 2004) por el cual se aprueban las normas sanitarias de los rellenos sanitarios con capacidad mayor o igual a trescientas toneladas métricas por día de residuos sólidos no peligrosos, la técnica correcta para la compactación de los residuos deberá estar entre 600 y 1000 kg/m³.

Para el diseño del relleno sanitario se deberá realizar una determinación del peso específico de los residuos producidos dentro de la concesión minera. Esta determinación se realiza en base de muestreos y el cálculo del fraccionamiento del peso de los residuos entre el volumen que ocuparon estos.

$$P_E = \frac{W}{V_r} \quad (2)$$

Donde:

P_E = Peso específico (kg/m³).

W = Peso de los residuos (kg).

V_R = Volumen de los residuos (m^3).

3.5. Lixiviados

En un relleno sanitario, los lixiviados son el producto de la descomposición bioquímica de la basura y del agua de infiltración, y tienden a salir, por gravedad, por la parte inferior del relleno sanitario, hasta que una capa impermeable lo impida. Los lixiviados, si no son controlados y tratados pueden generar un efecto adverso en las aguas subterráneas y superficiales, provocando un impacto negativo en los sistemas acuáticos y en la salud humana. La generación de lixiviado está fundamentalmente en función de la precipitación dentro del área de relleno sanitario, por consiguiente, se debe calcular la generación de lixiviados por la precipitación.

3.5.1. Cálculo de la generación de lixiviado debido a la precipitación

Es recomendable la utilización del método suizo para este cálculo, el mismo permite estimar de manera rápida y sencilla el caudal de lixiviado mediante la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{1}{t} P * A * k \quad (3)$$

Donde:

Q = Caudal medio de lixiviado o líquido percolado (l/seg)

P = Precipitación media anual (mm/año)

A = Área superficial del relleno (m^2) (área con disposición de residuos sólidos, celdas)

t = Numero de segundos en un año. (31.557.600 seg/año)

k = Coeficiente que depende del grado de compactación de la basura, cuyos valores recomendados son los siguientes en (m/mm).

Para su estimación podemos basarnos de estas consideraciones, rellenos fuertemente compactados (mecanizados) con peso específico de 0,4 a 0,7 Ton/ m^3 , se estima una producción de lixiviado entre 25% y 50% ($k = 0,25$ a $0,50$) de precipitación media anual correspondiente al área del relleno.

Para rellenos fuertemente compactados (Mecanizados) con peso específico $> 0,7$ Ton/ m^3 , se estima una generación de lixiviado entre 15 y 25% ($k = 0,5$ a $0,25$) de la precipitación media anual correspondiente al área del relleno.

3.5.1. Cálculo de la generación de lixiviado debido a la humedad de los residuos sólidos

Al momento de disponer los residuos en el área de relleno se produce una diferencia del porcentaje de humedad, lo que corresponde al líquido liberado producto de la capacidad de compactación que experimentan los residuos, de los cuales el 40% de ellos percola, mientras que el otro 60% se recupera en el esponjamiento de los residuos y es utilizado en su degradación.

En un relleno semi mecanizado se predice que llegará a una compactación de los residuos en el primer año de 0,7 Ton/ m^3 y concluirá su compactación a los 5 años con 0,9 Ton/ m^3 . Este caudal deberá ser utilizado para definir y prever el área necesaria para la retención de estos lixiviados y el tratamiento más adecuado para el volumen esperado.

La suma de la generación de lixiviados por la precipitación pluvial y la generación por descomposición y humedad de los residuos nos da un valor tentativo para realizar los cálculos para el dimensionamiento de los sistemas de recolección y tratamiento de dichos lixiviados, lo antes descrito se muestra en la siguiente ecuación:

$$Q_t = Q_{lluvia} + Q_{descomposición} \quad (4)$$

Donde:

Q_t = Caudal total de lixiviado (l/seg).

Q_{lluvia} = Caudal debido a la precipitación (l/seg).

$Q_{descomposición}$ = Caudal debido a la humedad de los residuos (l/seg).

En base de la calidad de los lixiviados generados en el relleno sanitario se deberá diseñar un sistema de tratamiento de lixiviados que cumpla con las características de descarga que se estipulan en las normativas vigentes.

4. Conclusiones

Con la realización de esta investigación hemos podido evidenciar que para el diseño de un relleno sanitario dentro de una concesión minera se deben tomar en consideración que algunos parámetros iniciales tales como la localización y la población serán, diferentes a un diseño para una ciudad o municipio específico.

Del mismo modo se concluye que el correcto funcionamiento del relleno sanitario va de la mano de su operación y que en los campamentos que conforman los colaboradores de las concesiones mineras se hace más accesible la implementación de planes de separación de los materiales facilitando así se puede reciclar y reutilizar estos materiales evitando que deban depositarse en el relleno sanitario.

Con la implementación de planes de separación y reciclaje dentro de la concesión minera se puede lograr extender la vida útil del relleno sanitario, debido a que no todos los residuos generados por los colaboradores tendrían como sitio de disposición final el relleno sanitario. Este reciclaje puede darse mediante una tecnología que tenga como producto final un bio – combustible que pueda ser utilizado para la generación de la energía eléctrica necesaria en el relleno sanitario, debido a que al encontrarse dentro de una concesión minera el acceso a energía eléctrica puede verse limitado por su localización.

5. Referencias

- Ministerio de Salud Panamá. (21 de Julio de 2004). *Decreto Ejecutivo 275*. Panamá: Norma de Relleno Sanitario del MINSA.
- Miranda, G. G. (2010). *Generación y manejo de gases en rellenos sanitarios*. México: Universidad de Sonora.
- Peñaloza, H. C. (2008). *Diseño y operación de rellenos sanitarios*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- UAESP. (20 de Junio de 2021). *Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos*. Obtenido de [uaesp.gov.co](https://www.uaesp.gov.co): <https://www.uaesp.gov.co/transparencia/informacion-interes/glosario/relleno-sanitario>



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

SOFTWARE APLICADO A LA GESTIÓN DE RESIDUOS





Implementación de Redes Neuronales para la Clasificación de Desechos dentro de un Cesto Inteligente

Pascasio, José¹; Mela, Robinson²; Rangel, José³; Vélez, María⁴

¹ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, jose.pascasio@utpac.pa

² Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, robinson.mela@utpac.pa

³ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, jose.rangel@utpac.pa

⁴ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, maria.velez@utpac.pa

Resumen

Este artículo presenta la implementación de herramientas de hardware como (Raspberry Pi, cámaras, sensores, motores, controladores) y software como (redes neuronales convolucionales, aplicación móvil) para la clasificación de desechos. A futuro, la implementación del recolector y clasificador propuesto contribuirá al cuidado del ambiente y a la educación ambiental. La innovación del proyecto radica en la automatización del proceso de clasificación de desechos mediante la integración de redes neuronales, la generación de notificaciones de forma automática desde el prototipo que son transmitidas por medio el servidor web a la aplicación móvil desarrollada cuando un contenedor se encuentre lleno y la flexibilidad del prototipo de manera que puede implementarse en diversos entornos, desde educativos, oficinas, industrias, entre otros. Los avances que se presentan son: creación de una aplicación móvil que permite visualizar el nivel de los contenedores, construcción del prototipo, resultados del entrenamiento de las redes neuronales seleccionadas, evaluación de la red final con imágenes de prueba.

Abstract

This article introduces the implementation of hardware tools like (Raspberry Pi, cameras, sensors, motors, drivers) and software like (convolutional neural networks, mobile app) for debris classification. In the future, the implementation of the proposed collector and classifier will contribute to caring for the environment and environmental education. The innovation of the project lies in the automation of the waste classification process through the integration of neural networks, the generation of notifications automatically from the prototype that are transmitted through the web server to the mobile application developed when a container is full. and the flexibility of the prototype so that it can be implemented in various environments, from educational, office, industrial, among others. The advances that are presented are: creation of a mobile application that allows to visualize the level of the containers, construction of the prototype, results of the training of the selected neural networks, evaluation of the final network with test images.

Palabras clave: *Redes Neuronales Convolucionales, Aplicación móvil, Prototipo, Residuos,*

1. Introducción

Las actividades de clasificación de residuos y reciclaje deben ser temas de interés a todos, ya que son formas de contribuir al cuidado del planeta. En el caso de Panamá, se produce 4,800 toneladas de desechos diarios, del cual menos de 5% es reciclado, de acuerdo con estimaciones presentadas en el Municipio de Panamá, 2019, el 50% de las toneladas de basura que se generan está compuesta por materiales que se pueden reciclar: plástico, cartón, metales, otros. El resto, es decir, la otra mitad, está compuesta por desechos orgánicos.

Existen pocas empresas o instalaciones dedicadas a la disposición final o tratamiento de los residuos; y la estructura pública debe fortalecerse con acciones de capacitación, así como con la dotación de recursos financieros y técnicos necesarios para su adecuada gestión. Las empresas generadoras no poseen sistemas de tratamientos propios, y en la mayoría de los casos se limitan a enterrarlos, sin ningún control ambiental mostrados en el Estudio sobre el plan de manejo de los desechos sólidos para la Municipalidad de Panamá, 2003.

1.1. Descripción del problema

Entre los principales problemas ambientales más evidentes generado por la humanidad desde hace muchos años, y con gran impacto de contaminación sobre los recursos naturales, los ecosistemas, la salud y la calidad del ambiental están: el crecimiento de la población, el consumismo, la ignorancia, el desconocimiento y una mala educación ambiental.

Asimismo, este problema ambiental es conocido como la generación de Residuos Sólidos, el cual es fundamental por tener efecto sobre el deterioro del medio ambiente, la salud y la calidad de vida de las futuras generaciones. La mala gestión de los residuos urbanos, industriales constituye hoy en día el mayor problema ambiental, económico y social a nivel mundial, principalmente porque el volumen de residuos crece más rápido que la población mundial. Este problema es al que se le dará principal atención con el cesto inteligente clasificador de desechos.

1.2. Propuesta

Esta propuesta consiste en la implementación de estos algoritmos de redes neuronales en un prototipo de cesto inteligente, clasificador de desechos; como una alternativa, dada la necesidad de reducir la cantidad inmensa de desechos sólidos que hay por todas partes, la cual afecta a nuestro ecosistema y por ende a los seres humanos.

Esta alternativa, de un único recipiente o recolector de basura, que contiene 4 espacios de almacenamiento donde se ira depositando la basura de acuerdo con las características que esta posea, atendiendo a la clasificación realizada por el sistema; podrá ser utilizado por toda persona, sin necesidad de detenerse para ver si está depositando los desechos sólidos en el compartimiento correcto (el que corresponde al tipo de desecho), el encargado de ejecutar las órdenes es un ordenador de placa única Raspberry Pi "low-cost" el cual contiene en su interior el modelo de clasificación entrenado utilizando CNN, quien es la encargada de reconocer que tipo de desecho es, posteriormente esta información es enviada a un sistema de compuertas para su clasificación. Una vez el recolector de desechos esté lleno se le notifica al encargado del aseo mediante una aplicación para su posterior recolección.

1.3. Justificación

Para hacerle frente a la manipulación inapropiada que se les da a los residuos, se requieren alternativas viables que utilicen el potencial de las tecnologías para dar solución o reducir las consecuencias de la mala

disposición de los desechos. De no realizar propuestas innovadoras al respecto el problema se incrementará y de igual manera serán más los efectos negativos para la vida y el ambiente. Este proyecto presenta una alternativa de solución a la problemática del manejo de los desechos sólidos, que es muy evidente tanto en el distrito de Santiago, provincia de Veraguas, como en el resto de la República de Panamá.

1.4. Antecedentes - Estudios de Investigación

La revisión literaria permitió conocer que ya se están trabajando en proyectos relacionados al tratamiento de desechos sólidos, todos estos proyectos que se mencionarán utilizan técnicas tradicionales como lo son la recolección y separación de los desechos en cestos de basuras distintos, entre los cuales se pueden mencionar: (Guzmán, 2019), (Farfán, 2014), (Domínguez, 2015).

Además las técnicas de recolección y clasificación de desechos sólidos han ido evolucionando por lo que se han incorporado tecnologías que puedan facilitar la clasificación y la recolección de estos desechos sólidos facilitándole las cosas a las personas, como es el caso de (Díaz C, C., & Caldas V, 2018), que consiste en una serie de sensores encargados de captar y clasificar cada uno de los residuos.

1.5. Implementación de Redes Neuronales Convolucionales en proyectos similares.

Estas redes son capaces de aprender relaciones de entrada-salida a partir de una gran cantidad de imágenes utilizadas para el aprendizaje de dichas imágenes, estas son derivadas de los trabajos presentados en (Poole, 2018), (Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, 1989), (Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, 1990), (Haußecker, 2000). Al ver el impacto y la facilidad que esta le brinda a especialistas de diferentes áreas se han incorporado en trabajos que requieren una mayor precisión y efectividad, como es el caso de: (J. Martínez Llamas, 2015), (Uribe, 2017), (Acosta Casatillo, 2017), (C. Quintero, 2008).

Las redes neuronales profundas se han aplicado con gran éxito para la detección, segmentación y reconocimiento de residuos, como es el caso de (Bai, Lian, Liu, Wang, & Liu, 2018), (Chen & Wang, 2019), (Sreelakshmi, Akarsh, Vinayakumar, & Soman, 2019). Por lo tanto, se propone utilizar una red CNN para la clasificación de los desechos mediante imágenes.

2. Diseño y Metodología

2.1. Entrenamiento de las redes Neuronales

Inicialmente se descargó un conjunto de datos (Bircanoğlu, Atay, Beser, Genc, & Kizrak, 2018) con un total de 2,527 imágenes y se añadieron 380 imágenes, para equilibrar la cantidad de cada clase, esto permite que el modelo aprenda por igual todas los tipos de desechos. Adicional a esto al cargarse las imágenes, éstas se giran para cambiarles la orientación, lo que duplica la cantidad de imágenes.

El conjunto de datos se dividió en 6 clases (papel, cartón, plástico, metal, vidrio y otros) con la finalidad de que el modelo pueda tener una mayor capacidad ver Tabla 1.

Tabla 1. División del Conjunto de datos

| División del Conjunto de datos | | | | |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|------------------|---------------|
| Tipo de desecho | Cantidad de Imágenes | Entrenamiento (70%) | Validación (20%) | Pruebas (10%) |
| Papel | 594 | 416 | 119 | 59 |
| Cartón | 462 | 323 | 92 | 46 |
| Plástico | 608 | 426 | 122 | 61 |
| Metal | 507 | 355 | 101 | 51 |
| Vidrio | 501 | 351 | 100 | 50 |
| Otros | 475 | 333 | 95 | 48 |
| Total | 3147 | 2203 | 629 | 315 |

Para el entrenamiento, se utilizó un equipo con las siguientes características: procesador Intel(R) Core (TM) i7-8750H CPU @ 2.2GHz, memoria RAM 16 GB, tarjeta gráfica GeForce GTX 1050. Se realizaron diversas pruebas con las siguientes redes neuronales (VGG16, ResNet50, Inceptionv2)

2.2. Diseño del prototipo de cesto inteligente

El procesamiento inicia cuando el sensor magnético detecta que se deposita un desecho, este está conectado a la placa Raspberry Pi donde se indica que se enciendan las luces led y la fuente de alimentación de los motores. Luego se toma una foto del desecho mediante la cámara. Esta foto se clasifica por una red neuronal que da como resultado la asignación de los contenedores en el cual se debe depositar. Este dato es enviado a la placa Arduino Mega para que el sistema de ejes mecánicos se encargue de guiar al desecho a uno de los 4 contenedores para su almacenamiento de la siguiente forma: Cartón (en este se une el papel y cartón), Plástico (sólo para desechos plásticos), Metal (solo para metales) y Otros (vidrio y otros desechos que no clasifican en los contenedores anteriores).

2.3. Tecnologías y Métodos

Tipo de Investigación: aplicada, ya que se propone un producto tecnológico como solución a un problema. Área de la investigación: Tecnología innovadora. Se describen las tecnologías y métodos que se implementaran en el prototipo de recolección y clasificador de desechos.

Se implementan las siguientes tecnologías: Una placa Raspberry Pi 4 B+, Android Studio: Como entorno de desarrollo, Firebase Realtime Database como servidor web ya que permite almacenar y sincronizar datos entre sus usuarios en tiempo real, lo que permite a los datos desde cualquier dispositivo, Web o móvil, con facilidad, y los ayuda a trabajar en conjunto y TensorFlow: como biblioteca de código abierto para aprendizaje automático, en conjunto con la librería de desarrollo Keras. Estas bibliotecas se utilizaron para entrenar las redes neuronales convolucionales. Se utilizaron 4 arquitecturas de redes neuronales MobileNet, VGG16, ResNet50 e InceptionResNetV2. Para evaluar cuál de estas tiene un mejor desempeño durante el entrenamiento con imágenes de desechos.

3. Resultados

3.1. Construcción y Validación del prototipo

Se construyó un prototipo físico mediante el uso de herramientas de hardware (Raspberry Pi, cámaras, sensores, motores, controladores) y software (Red neuronal, base de datos, aplicación móvil), como se aprecia en la Figura 1A.

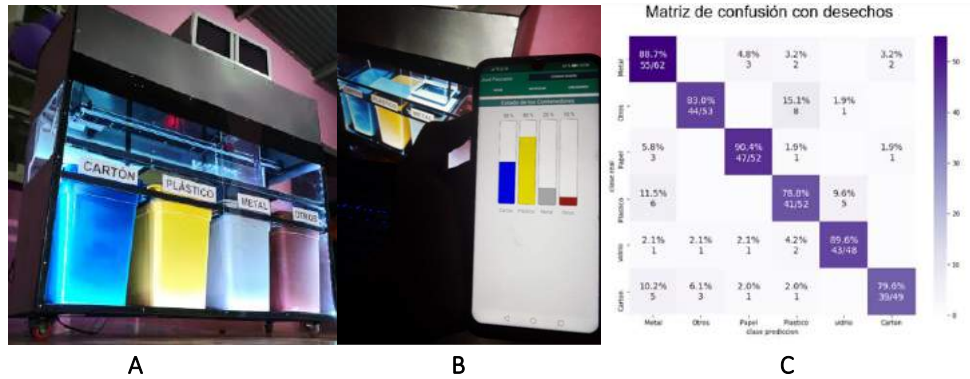


Figura 1. (A) Prototipo físico construido, (B) Aplicación móvil y (C) Matriz de confusión

Se creó una aplicación móvil que permite ver el nivel de cada contenedor en tiempo real y de igual forma recibe notificaciones generadas automáticamente por el prototipo mediante el servidor web, cuando un contenedor este casi lleno, ver Figura 1B. Se entrenaron las redes neuronales seleccionadas con el conjunto de datos como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados del entrenamiento de las redes neuronales

| Resultados del entrenamiento | | | | | |
|------------------------------|------------|-------------|--------|----------------|-----------|
| Modelo de red neuronal | Parámetros | Optimizador | Épocas | Tamaño de lote | Precisión |
| Mobile Net. | 7,168,198 | Adam | 100 | 32 | 64% |
| VGG16. | 23,704,646 | Adam | 100 | 32 | 88% |
| ResNet50. | 23,600,006 | Adam | 100 | 34 | 91% |
| InceptioResNetV2. | 54,345,958 | Adam | 100 | 24 | 80% |

Luego de analizar los resultados del entrenamiento tomando en cuenta el nivel de precisión y la función de pérdida se eligió la red ResNet50 para implementarla en el prototipo ya que fue la que alcanzó el nivel de precisión más alto. Esta red se evaluó con imágenes de prueba que no se utilizaron durante el entrenamiento y los cuales desconoce, se generó la matriz de confusión ver Figura 1C, en la que se compara la clase real y la clasificación realizada por la red ResNet50, lo que indica que el sistema puede distinguir de forma automática los tipos de desechos.

3.2. Oportunidades de desarrollo del prototipo

El estudio del mercado que se elaboró al momento de plantear la propuesta como solución al problema de tratamiento y reciclaje de desechos, indica que es un producto innovador por lo que no solo empresas, pueden ser un mercado latente, sino también diferentes tipos de instituciones. Uno de los principales factores en la innovación es la implementación de técnicas de inteligencia artificial que están revolucionando el mercado unidas a otras disciplinas como la electrónica, mecánica en un producto innovador, educativo y confortante. El costo para llevar a cabo la implementación de este prototipo de cesto inteligente asciende a la módica suma de 1,268.75 dólares, por unidad de tamaño empresarial con capacidad para almacenar 320 lbs en total. La capacidad de almacenamiento individual sería 80 lbs de desechos por contenedor.

4. Conclusiones

Con la realización de esta investigación se logró:

- Implementar los algoritmos de redes neuronales para la clasificación de desechos en un cesto inteligente como: Mobile Net, VGG16, ResNet50 y InceptionResNetv2. De los cuales se decide usar el algoritmo ResNet50 ya que el nivel de precisión es de 91%.
- Se construyó una aplicación móvil que permite visualizar en tiempo real el nivel de cada contenedor y notificar de forma automática cuando uno o más estén llenos, mediante una base de datos en tiempo real que permite la comunicación entre la placa Raspberry Pi y la aplicación móvil.
- Con el prototipo se presentó una alternativa para educar a las personas sobre la clasificación adecuada de los desechos, además se desarrolló de manera flexible para que pueda implementarse en diversos entornos desde educativos, oficinas, industrias, etc.
- Se logró exitosamente los objetivos planteados en esta propuesta, por lo que el prototipo de cesto inteligente puede clasificar los tipos de desechos de forma adecuada.

Referencias

- Acosta Casatillo, F. (2017). Detección automática de células mitóticas en imágenes histológicas usando redes neuronales convolucionales profundas. *Universidad Pontificia Católica de Valparaíso, 1st ed.*, 1 a 6.
- Bai, J., Lian, S., Liu, Z., Wang, K., & Liu, D. (2018). Deep Learning Based Robot for Automatically Picking up Garbage on the Grass. *IEEE Transactions on Consumer Electronics*, (c), 1. <https://doi.org/10.1109/TCE.2018.2859629>
- Bircanoğlu, C., Atay, M. S., Beser, F., Genc, O., & Kizrak, M. A. (2018). *RecycleNet: Intelligent Waste Sorting Using Deep Neural Networks*. <https://doi.org/10.1109/INISTA.2018.8466276>
- C. Quintero, & F. M. (2008). Uso de Redes Neuronales Convolucionales para el reconocimiento Automático de Imágenes de Macroinvertebrados para el Biomonitorio Participativo. *Universidad Tecnológica Panamá, 1st ed.*, 1 a 6.
- Chen, G., & Wang, H. (2019). Application of Image Recognition Technology in Garbage Classification Education Platform. *2019 5th International Conference on Control, Automation and Robotics (ICCAR)*, 290–294.
- Díaz C, C., & Caldas V, J. (2018). Sistema de control automático para el reconocimiento y clasificación de residuos reciclables. *Universidad Católica de Colombia, 1st ed.*, 19–30.
- Domínguez, F. (2015). *Proyecto de separación y recolección de basura en México. 1st ed.*, 1–6.
- Farfán, J. (2014). *Proyecto de innovación con enfoque ambiental. 1st ed.*, 1 a 6.
- Guzmán, A. (2019). *Proyecto de reciclaje cambiando hábitos, transformando vidas. 1st ed.*, 1–6.
- Haußecker, B. J. and H. (2000). Computer Vision and Applications, A Guide for Students and Practitioners. *Academic Press*.
- J. Martínez Llamas. (2015). Reconocimiento de Imágenes mediante Redes Neuronales Convolucionales. *Universidad Politécnica de Madrid: ETSI Sistemas Informáticos, 1st ed*, 1 a 50.
- Poole, D. (2018). Computational Intelligence: A Logical Approach.
- Sreelakshmi, K., Akarsh, S., Vinayakumar, R., & Soman, K. P. (2019). Capsule Neural Networks and Visualization for Segregation of Plastic and Non-Plastic Wastes. *2019 5th International Conference on Advanced Computing & Communication Systems (ICACCS)*, 631–636.
- Uribe, S. (2017). Implementación de redes neuronales y análisis de rendimiento para sistemas empotrados. *Universidad Autónoma de Barcelona (UAB)*, 1 a 10.
- Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, and L. D. J. (1989). *Backpropagation applied to handwritten zip code recognition*. (4), 541–551.
- Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, and L. D. J. (1990). Handwritten digit recognition with a back-propagation network. *Touretzky, D. S.*, 396–404.



DISEÑO DE UN SISTEMA DE RECOGIDA PUERTA A PUERTA EN ESTABLECIMIENTOS PRODUCTORES DE BIORRESIDUOS APLICANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA: CASO DE CASTELLÓN DE LA PLANA (ESPAÑA).

Valqui Valqui, Lamberto^{1,2}; Gallardo Izquierdo, Antonio¹

¹ INGRES Ingeniería de Residuos, Universidad Jaume I, Castellón, España, lambertovalqui@gmail.com

²Dirección de Desarrollo Tecnológico Agrario, Instituto Nacional de Innovación Agraria, Av. La Molina 1981, Lima 15024, Lima, Perú.

Resumen

Un elemento importante en la gestión de los residuos sólidos urbanos es la recogida, puesto su diseño y operación repercutirá tanto en el coste como en la eficiencia de la gestión. En este contexto, el objetivo del presente trabajo ha sido generar, mediante una herramienta de Sistemas de Información Geográfica (SIG), el diseño de un sistema de recogida puerta a puerta (PaP) que permita recoger los biorresiduos en los principales establecimientos productores de la ciudad de Castellón de la Plana (España).

Se elaboró la cartografía necesaria y mediante el software ArcGIS 10.6, se generó información vectorial georreferenciada con atributos seleccionados, con la ubicación de los establecimientos productores de biorresiduos (restaurantes, colegios, hoteles, fruterías, etc.) y la red de calles de la ciudad. Con la herramienta Network Analyst se realizaron tareas de routing para generar la Hoja de Ruta que permite conocer el recorrido óptimo que debe realizar el camión para la recogida PaP, distancia total recorrida y estimación del tiempo que tardará.

Como resultado se obtuvo la división del área de estudio en 7 sectores: Salera-UJI, Centro, Sensal-I, Sensal-II, Sensal-III, Gumbau y Estadio. Se Computaron 1.091 establecimientos, cada uno dispondrá de un contenedor marrón que lo gestionará y mantendrá.

Se concluye que la recogida separada de biorresiduos es más eficiente, ya que el productor tiene el contenedor en su instalación, brindando una colaboración total y, además, los contenedores de biorresiduos del resto de la ciudad no se ven afectados por la presencia de los grandes generadores.

Abstract

An important element in the management of urban solid waste is the collection, since its design and operation will affect both the cost and the efficiency of the management. In this context, the objective of this work has been to generate, by means of a Geographic Information Systems (GIS) tool, the design of a door-to-door collection system (PaP) that allows the collection of bio-waste in the main producing establishments of the city of Castellón de la Plana (Spain).

The necessary cartography was elaborated and using the ArcGIS 10.6 software, georeferenced vector information was generated with selected attributes, with the location of the bio-waste producing establishments (restaurants, schools, hotels, greengrocers, etc.) and the network of streets of the city. With the Network Analyst tool, routing tasks were carried out to generate the Roadmap that allows knowing the optimal route that the truck must take to collect PaP, total distance traveled and an estimate of the time it will take.

As a result, the study area was divided into 7 sectors: Salera-UJI, Centro, Sensal-I, Sensal-II, Sensal-III, Gumbau and Stadium. 1,091 establishments were counted, each one will have a brown container that will be managed and maintained.

It is concluded that the separate separation of bio-waste is more efficient, since the producer has the container in his installation, offering a total collaboration and, in addition, the brown containers of the rest of the city are not affected by the presence of large generators.

Palabras clave/keywords:

Recogida puerta a puerta, residuos sólidos urbanos, biorresiduos, sistemas de información geográfica/ Door-to-door collection, urban solid waste, biowaste, geographic information systems.

1. Introducción

En la actualidad vemos cómo ha ido creciendo la importancia de dar un adecuado manejo a los residuos sólidos generados por la población. Para ello se han desarrollado o propuesto muchas soluciones que abarcan la utilización de las tres R: reciclado, reutilización y reducción.

En este trabajo nos centraremos en mejorar el reciclado de los biorresiduos procedentes de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), para lo cual se ha desarrollado un sistema de recogida selectiva puerta a puerta de biorresiduos en la ciudad de Castellón de la Plana (España). Para la aplicación ha sido necesario realizar una recopilación de información sobre los principales Establecimientos Productores de Biorresiduos (EPB) y su generación, así como un análisis de la situación actual de la gestión y la recogida de los RSU. Además, el sistema de recogida propuesto se encarga solo de la recogida de biorresiduos utilizando una estrategia puerta a puerta (PaP) (MITECO, 2020), es decir, se recogerá los biorresiduos en los principales establecimientos productores que se encuentran detallados dentro del alcance del estudio. La recogida se realiza por separado utilizando camiones compactadores de carga trasera.

Finalmente, se han dimensionado las rutas de recogida proporcionándose todos los datos de diseño necesarios para su instalación, así como el cálculo de las necesidades de equipo y los costes económicos.

2. Metodología

La metodología propuesta para este estudio ha sido la siguiente:

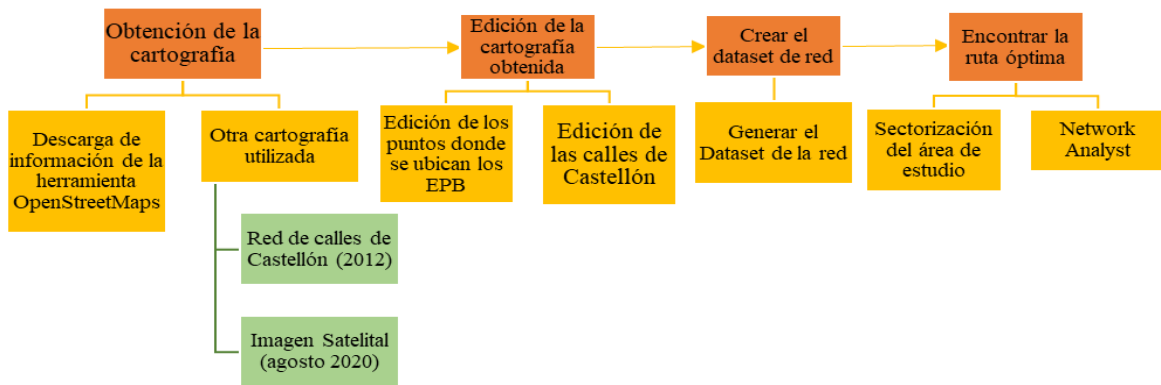


Figura 1. Metodología utilizada.

2.1 Obtención de la Cartografía.

La cartografía se ha obtenido de las siguientes fuentes:

- Descarga del callejero de la ciudad de Castellón de la Plana desde el portal web OpenStreetMaps.
- Otra cartografía: Callejero del 2012 e imagen satelital de Castellón de la Plana actualizada del 2020.

2.2 Edición de la cartografía obtenida.

Para la edición de la cartografía de la ciudad, se editaron los puntos donde se ubican los EPB y las calles de la ciudad, para ello se utilizó el software ArcGIS 10.6 de ESRI. (Marí, 2013).

Edición de los Puntos donde se ubican los EPB.

Se agregaron a cada EPB los siguientes atributos:

- **Nombre:** De cada establecimiento productor de biorresiduo.
- **Descripción:** Actividad a la que pertenece cada establecimiento, teniendo en cuenta su clasificación.
- **Clasificación:** Se realizó según su actividad y descripción, tal como se muestra en la Tabla 1. (MITECO-Anexo 8, 2020)
- **Producción:** Estos datos se estimaron para los sábados y domingos en el que hay mayor producción de biorresiduos. Los datos obtenidos se aprecian en la Tabla 2.
- **Tiempo de recogida:** Se define como el tiempo que se tardará en recoger los biorresiduos de un establecimiento, se calculó en base a su producción. En la Tabla 3 se detallan estos tiempos.

Tabla 1. Clasificación de EPB.

| ACTIVIDAD | DESCRIPCIÓN | CLASIFICACIÓN | SUBCLASIFICACIÓN |
|-------------------|---|---------------|------------------|
| COMIDA Y BEBIDA | Restaurantes | 1 | 1.A |
| | Bares | | 1.B |
| | Cafeterías (Panaderías y Pastelerías) | | 1.C |
| | Restaurantes o Cantinas de Hospitales | | 1.D |
| TIENDAS | Supermercados | 2 | 2.A |
| | Fruterías | | 2.B |
| | Establecimientos de Venta de Comida o Tiendas de Ultramarinos | | 2.C |
| SERVICIOS URBANOS | Colegios e Institutos | 3 | 3.A |
| | Universidad Jaume I | | 3.B |
| | Hoteles, Hospedajes, Residencias y Casas de Alojamiento | | 3.C |

Tabla 2. Clasificación de EPB.

| ACTIVIDAD | DESCRIPCIÓN | PRODUCCIÓN (kg/establecimiento/día) |
|-------------------|---|-------------------------------------|
| COMIDA Y BEBIDA | Restaurantes | 2 |
| | Bares | 2 |
| | Cafeterías (Panaderías y Pastelerías) | 2 |
| | Restaurantes o Cantinas de Hospitales | 10 |
| TIENDAS | Supermercados | 100 |
| | Fruterías | 5 |
| | Venta de Comida y Tiendas de Ultramarinos | 3 |
| SERVICIOS URBANOS | Colegios e Institutos | 0.022 (por alumno) |
| | Universidad Jaume I | 150 |
| | Hoteles, Hospedajes, etc. | 20 |

Tabla 3. Tiempo de Recogida en cada EPB.

| ACTIVIDAD | DESCRIPCIÓN | TIEMPO DE RECOGIDA |
|-------------------|---|--------------------|
| COMIDA Y BEBIDA | Restaurantes | 50 segundos |
| | Bares | 50 segundos |
| | Cafeterías (Panaderías y Pastelerías) | 50 segundos |
| | Restaurantes o Cantinas de Hospitales | 50 segundos |
| TIENDAS | Supermercados | 5 minutos |
| | Fruterías | 50 segundos |
| | Venta de Comida o Tiendas de Ultramarinos | 50 segundos |
| SERVICIOS URBANOS | Colegios e Institutos | 50 segundos |
| | Universidad Jaume I | 5 minutos |
| | Hoteles, Hospedajes, Residencias, etc. | 50 segundos |

Edición de las Calles de Castellón.

Teniendo en cuenta lo propuesto por Gallardo et al. (2010) se agregó a cada calle los siguientes atributos:

- **Nombre de la Vía:** Se coloca el nombre de cada vía para su correcta y fácil ubicación.
- **Tipo de Vía:** Se coloca el tipo de vía: Camino, Calle, Avenida, Autopista, Carretera Autonómica, Rotonda, Pasaje, etc.
- **Oneway:** En este atributo se añade sentido a las Calles:
 - **FT:** Si el sentido de la línea digitalizada es el mismo que el sentido de la calle.
 - **TF:** Si el sentido de la línea digitalizada es opuesto al sentido de la calle.
 - **B:** Si el sentido de la calle es Bidireccional
 - **N:** Si la calle no es transitable, peatonal o simplemente no se la quiere considerar en el estudio.
- **Meters (Longitud de la Vía):** Indica la longitud en metros de las vías que conforman la red de calles de Castellón.
- **Tiempo de Recorrido:** Indican el tiempo que tarda el camión en recorrer una determinada vía. Para esto se ha considerado que el camión va a 20 km/h y a velocidad constante.

2.3 Encontrar la Ruta Óptima.

Con la red de calles ya diseñada y óptima para utilizar se procede a realizar el trazado de las rutas de recogida, que tendrá una frecuencia diaria de recogida (de lunes a domingo). Para ello, en primer lugar, será necesario sectorizar el área de estudio y, en segundo lugar, realizar el análisis de las rutas de recogida en cada sector. (Arévalo, 2011).

Sectorización del área de estudio:

Se realizó la sectorización del área de estudio para facilitar la recogida PaP, se tuvo en cuenta la cantidad de residuos que pueden ser recogidos al día por un camión y un equipo de dos personas. Como resultado se obtuvieron 7 sectores. Para ello fue necesario calcular la producción diaria de biorresiduos por punto de generación, en peso y volumen (se consideró una densidad 250 kg/m³, los datos fueron proporcionados por el grupo de Investigación INGRES de la Universitat Jaume I de Casellón). En la Tabla 4 se observa los datos de producción y volumen para los biorresiduos generados en Castellón.

Tabla 4. Producción de Biorresiduos por Sector y Volumen que generan.

| Sector | Total de Biorresiduos Producidos (kg/día) | Volumen (m ³ /día) |
|--------------|---|-------------------------------|
| Salera_UJI | 530.15 | 2.12 |
| Centro | 1362.93 | 5.45 |
| Sensal I | 1261.7 | 5.05 |
| Sensal II | 1638.35 | 6.55 |
| Sensal III | 1608.89 | 6.44 |
| Gumbau | 1005.25 | 4.02 |
| Estadio | 1463.36 | 5.85 |
| TOTAL | 8870.63 | 35.48 |

Como se puede observar en la Tabla 4, cada sector no sobrepasa la cantidad de 7 m³/día de volumen de producción, por lo que los camiones que se usarán serán de una capacidad de 7 m³.

Análisis de las rutas de recogida

Una vez establecidos los sectores y la red, se pasó a realizar el análisis de la ruta de recogida. Se utilizó la extensión Network Analyst. El software ArcGIS permite mediante esta potente herramienta el diseño de las rutas de recogida. (Marí, 2013).

En cada sector se determinó la ruta óptima que debe recorrer el camión para la recogida de los biorresiduos, teniendo como punto de partida el garaje de los camiones, el traslado de los residuos a la Planta de Transferencia y como puntos de recogida los establecimientos productores de biorresiduos del sector. En la herramienta *New Vehicle Routing Problem* se cargó los *shapefiles* de los EPB, la red de calles y se introdujo el horario de recorrida (de 12 a.m. – 6:30 a.m., horario nocturno para evitar molestias a la población). Finalmente, se obtiene la ruta de recogida óptima con todas las direcciones del recorrido y los tiempos que requiere.

3. Resultados

3.1 Sectorización y características de las rutas.

Con el fin de facilitar la recogida, se hizo una sectorización del área de estudio. Se obtuvieron 7 sectores, en los cuales la producción de biorresiduo está dentro del rango de carga de los camiones que se van a utilizar (7 m³). La Tabla 5 muestra un resumen con las características de cada una de las rutas de recogida PaP. La Figura 2 muestra las 7 rutas establecidas para la recogida PaP de los biorresiduos.

Tabla 5. Resumen de las Características de las rutas.

| Sector | N° de Contenedores | Distancia Recorrida | | Hora de Salida | Hora de Llegada | Duración de la Recogida |
|------------|--------------------|---------------------|-------|----------------|-----------------|-------------------------|
| | | m | km | | | |
| Salera_UJI | 102 | 39788.26 | 39.79 | 12:00:00 a. m. | 3:29:22 a. m. | 3h 29m 22s |
| Centro | 168 | 37749.74 | 37.75 | 12:00:00 a. m. | 4:43:27 a. m. | 4h 43m 27s |
| Sensal I | 184 | 37078.89 | 37.08 | 12:00:00 a. m. | 4:52:14 a. m. | 4h 52m 14s |
| Sensal II | 152 | 35079.58 | 35.08 | 12:00:00 a. m. | 4:33:14 a. m. | 4h 33m 14s |
| Sensal III | 183 | 34803.16 | 34.80 | 12:00:00 a. m. | 4:59:13 a. m. | 4h 59m 13s |
| Gumbau | 159 | 39315.59 | 39.32 | 12:00:00 a. m. | 4:32:45 a. m. | 4h 32m 45s |
| Estadio | 143 | 42382.25 | 42.38 | 12:00:00 a. m. | 4:43:33 a. m. | 4h 43m 33s |

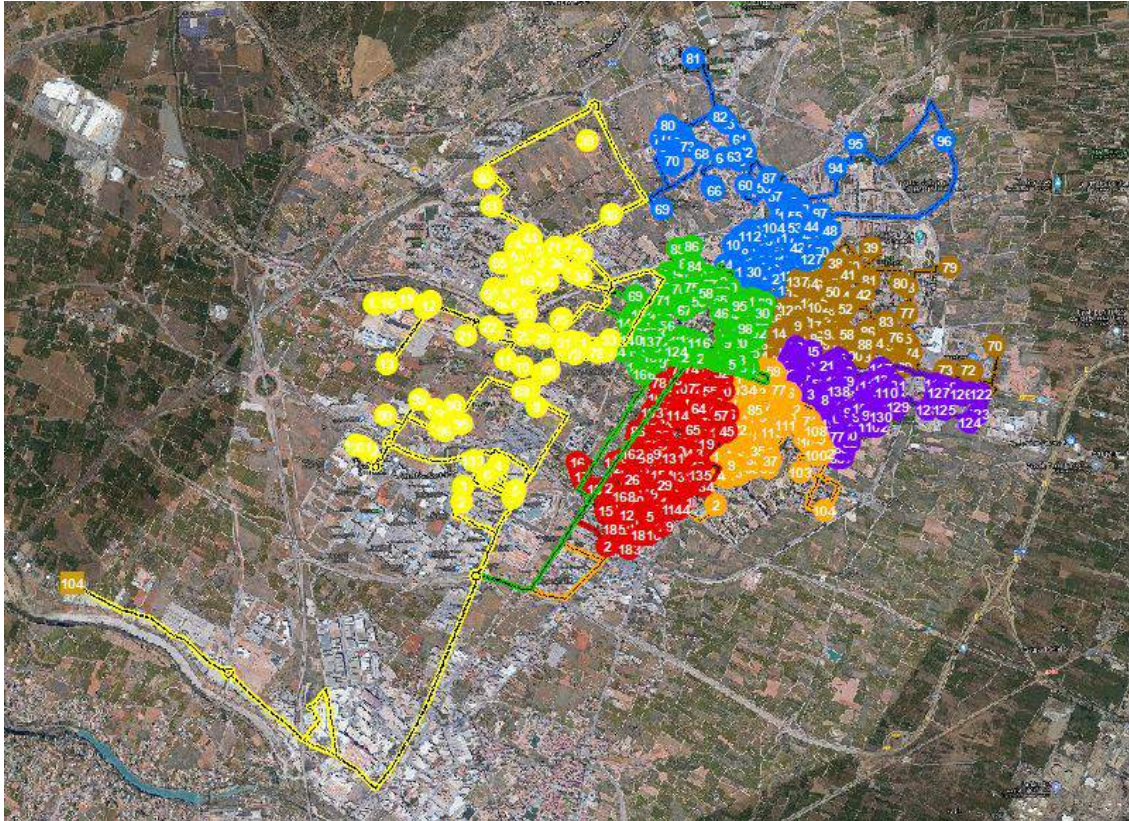


Figura 2. Rutas de recogida de biorresiduos.

3.2 Descripción de sistema de recogida PaP de biorresiduos.

La recogida consiste en realizar la entrega de los biorresiduos al servicio municipal delante de la puerta del establecimiento productor. (MITECO - Anexo 1.3, 2020). Cada establecimiento gestionará los contenedores de acuerdo con las directrices municipales, para que no supongan un problema en la vía pública. Este sistema permitirá evitar los problemas de desbordamiento o la colocación de grandes contenedores en la vía pública, además está demostrado que consigue recoger materiales de gran calidad y en gran cantidad. La Tabla 6 detalla la cantidad de contenedores y su tamaño dispuestos en la ciudad.

Tabla 6. Tipos de contenedores para la fracción biorresiduos.

| Tipo de contenedor | Unidades |
|--------------------------------|----------|
| Contenedor de 75 – 90 litros | 1.029 |
| Contenedor de 400 – 600 litros | 62 |

Se ha diseñado el sistema para una recogida de la fracción biorresiduos durante los 7 días de la semana, aunque esta frecuencia puede ser cambiada si los primeros meses de funcionamiento lo aconsejan. Se realizará en horario nocturno para evitar molestias a la población y en horario de 12:00 a.m. hasta las 6:30 a.m. Además, se utilizarán camiones con descarga trasera con capacidad de 7 m³ y un consumo de 0.304 kg/km de gas natural, dato obtenido como referencia de los estudios realizados por la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP). Se tienen 7 rutas establecidas para recoger la fracción biorresiduos de la ciudad, la Tabla 7 detalla las características de las rutas.

Tabla 7. Rutas de recogida de los biorresiduos.

| Rutas | Nº de Rutas | Nº contenedores por ruta (promedio) | Carga media por ruta (t/ruta) |
|---|-------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Ruta de recogida con camión de carga trasera. | 7 | 156 | 1.27 |

3.3 Cálculo de personal necesario para recogida de la fracción Biorresiduos.

El personal que llevará a cabo la recogida depende de los medios mecánicos. Para vehículos de carga trasera y de 7 m³ de capacidad, se necesita un conductor y un operario que realicen la recogida de los contenedores. Teniendo en cuenta esto se necesitará 7 conductores y 7 operarios.

El sueldo bruto de un conductor es 25.000€ al año, además se sabe que las vacaciones son de 30 días naturales y que el descanso mínimo semanal es de 1,5 días, un conductor realiza 207 jornadas anuales, de manera que cada jornada equivale a 120.77€. De la misma manera, si el sueldo bruto de un operario es de 18.000€ al año, cada jornada equivale a 86,96€. Dadas estas condiciones laborales, el modelo del sistema de recogida PaP de biorresiduos tendría un costo que asciende a 301 000 € en sueldo bruto anual de los trabajadores.

4. Conclusiones

El principal objetivo de este trabajo fue diseñar un sistema de recogida PaP de Biorresiduos y ofrecer así un modelo alternativo para mejorar la recogida selectiva en Castellón. Ofreciendo las rutas óptimas (rápidas y eficientes) en cada sector de recogida. Por otro lado, se conseguirá la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y nocivos para la salud, ya que con estas rutas los camiones circularan por menos periodos de tiempo en la ciudad y además disminuye el tráfico vehicular.

Para realizar trabajos con la ayuda de Sistemas de Información Geográfica es necesario contar con cartografía actualizada que permita trazar las rutas de recogida. Se ha demostrado que el papel de las herramientas SIG es muy útil para generar información de ayuda y crear modelos con los parámetros característicos de cada zona. La cartografía generada en este trabajo será de mucho valor para futuros trabajos que ayuden a crear aplicaciones Web y hagan más fácil la modificación de rutas debido a obras civiles, cambio de contenedores, creación de nuevas calles, etc.

Finalmente, la recogida separada de los establecimientos productores de biorresiduos permite ser más eficientes, ya que, por un lado, el productor tiene el contenedor en su instalación y la colaboración es total y, por otro, los contenedores de biorresiduos del resto de la ciudad no se ven afectados por la presencia de los grandes generadores.

5. Referencias

- ARÉVALO, R., MARTÍNEZ, J. (2011). Sistema de información geográfica (SIG) para la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) del municipio del Prat de Llobregat. 61-62.
- Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Anexo 8: Biorresiduos. (12 de agosto de 2020). Generalitat Valenciana. 9-16. Obtenido desde: <http://www.agroambient.gva.es/documents/20549779/161516203/Anexo+8.+Biorresiduos/f02758fe-5da3-48bf-bc2f-bd1c06efb0ab>

- GALLARDO, A., BERNARD, D., BOVEA, M.D., COLOMER, F.J., CARLOS, M. (2010). Diseño de una herramienta SIG para la recogida selectiva de residuos urbanos. Aplicación a Castellón de la Plana. 11-15.
- MARÍ, J. (2013). Optimización de la Localización y recogida de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). 9-12 y 21-23.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. MITECO (2020). Sistemas de Recogida. Gobierno de España. Obtenido desde: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-recogida/Puerta-a-Puerta.aspx>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. MITECO. Anexo 1.3: Guía para la implantación de la recogida separada de biorresiduos. (02 de septiembre de 2020). 25-77. Obtenido desde: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/GUIA_MO_DEF_tcm30-185554.pdf
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. MITECO (2020). Biorresiduos. Gobierno de España. Obtenido desde: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/fracciones/biorresiduos/Default.aspx>



DESARROLLO DE UNA APLICACIÓN WEB MAPPING PARA GEOPOSICIONAR SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL EN MUNICIPIOS PERIFÉRICOS DEL ESTADO DE MÉXICO

Mañón-Salas, María del Consuelo¹, Hernández-Berriel, María del Consuelo¹, Lobo de Cortázar Amaya², Szantó Narea Marcel³, Buenrostro-Delgado Otoniel⁴

¹Tratamiento de contaminantes y aprovechamiento de residuos, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México. Av. Tecnológico s/n Colonia Agrícola Bellavista. Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149 Tel. (52) (722) 2 08 72 00 ext. 3630. mhernandezb@toluca.tecnm.mx

² Departamento de Aguas y Ciencias y Tecnologías Ambientales, Grupo de Ingeniería Ambiental. Escuela de Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria, Campus Santander, Cantabria. Avda. de los Castros s / n. 39005. España. Tel.: +34 942 20 22 86. amaya.lobo@unican.es

³Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Instituto de Geografía, Av. Brasil N° 2950. Valparaíso Chile, Tel: (56322274081). marcel.szanto@pucv.cl

⁴Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Edificio U-IV. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. otonielb@umich.mx

Resumen

El desarrollo de la industria ha saturado el mercado de bienes y servicios, produciendo una necesidad desmedida por el consumo; generando como consecuencia cantidades ingentes de residuos que son dispuestos en tiraderos a cielo abierto en la mayoría de los casos. El objetivo de este trabajo es presentar una herramienta de Web Mapping, con la capacidad de brindar un soporte en la geolocalización de áreas factibles para sitios de disposición final, conforme a las especificaciones que establece la NOM-083-SEMARNAT-2003. A través del uso de álgebra de mapas se procesaron y analizaron una serie de capas que fueron evaluadas conforme al cumplimiento o no, de las restricciones impuestas por la norma en la Sección 6.1, para la ubicación de un sitio de disposición final. El software fue implementado en ambiente Web con el Framework Django y Python. Con la información derivada del proceso de análisis y los mapas binarios generados para cada municipio, se pretende dotar a los tomadores de decisiones en las municipalidades con datos precisos y confiables, sobre áreas y el cumplimiento de las especificaciones de la Norma de referencia que requieren ser atendidas.

Abstract

The development of industry has saturated the market for goods and services, producing an excessive need for consumption; generating as a consequence huge amounts of waste that are disposed of in open dumps in most cases. The objective of this work is to present a Web Mapping tool, with the ability to provide support in the geolocation of feasible areas for final disposal sites, in accordance with the specifications established by NOM-083-SEMARNAT-2003. Through the use of map algebra, a series of layers were processed and analyzed that were evaluated according to compliance or not, of the restrictions imposed by the standard in Section 6.1, for the location of a final disposal site. The software was implemented in a Web environment with the Django and Python Framework. With the information

derived from the analysis process and the binary maps generated for each municipality, it is intended to provide decision makers in the municipalities with accurate and reliable data on areas and compliance with the specifications of the reference standard that need to be attended.

Palabras clave/keywords:

Web Mapping, Residuos, Sitios Disposición Final / Web Mapping, Waste, LandFill

1. Introducción

En México, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR), define a los residuos como aquellos materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha, pueden ser susceptibles de ser valorizados o requieren sujetarse a tratamiento o disposición final, asimismo los clasifica en residuos peligrosos, de manejo especial (RME) y residuos sólidos urbanos (RSU). Estos últimos, resultan de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas en casa-habitación, de los productos que se consumen (envases, embalajes y/o empaques) por cualquier otra actividad dentro de la vía pública. En su Artículo 10, se designa a los H. Ayuntamientos como los responsables de la gestión integral de los RSU, contando para ello, con la colaboración y el apoyo del gobierno estatal y federal (DOF, 2015).

La forma en que se disponen los residuos sólidos urbanos (RSU) ha sufrido grandes cambios a través del tiempo. Debido en parte, al crecimiento de la población en las grandes urbes, al desarrollo tecnológico y a las permanentes campañas publicitarias que no hacen más que alentar el consumo desmedido de productos y servicios muchas veces innecesarios. Cabe destacar que el Estado de México y la Ciudad de México son las entidades que más RSU producen al día (INEGI,2017). Conforme a la NOM-083-Semarnat-2003, la disposición final es la acción de depositar o confinar permanentemente residuos en sitios e instalaciones cuyas características permitan prevenir su liberación al ambiente y las consecuentes afectaciones a la salud de la población y a los ecosistemas y sus elementos. Con respecto al sitio de disposición la norma lo define como el lugar donde se depositan los RSU y RME en forma definitiva. Para efectos de la Norma, los sitios de disposición final (SDF) se categorizan con respecto a la cantidad de toneladas de RSU que ingresan por día (A, B, C o D). Además de una serie de especificaciones que debe cumplir el terreno para que sea seleccionado como SDF (DOF, 2004).

El uso de los Sistemas de información Geográfica (SIG) en el manejo integral de los RSU, ha resultado indispensable para comprender el aprovechamiento que se puede hacer de estos sistemas para determinar zonas factibles para los SDF, principalmente rellenos sanitarios en virtud de información georreferenciada de propiedades físicas, siendo justamente el carácter espacial de la información de la que se dispone el factor determinante en el empleo que puede hacerse con los SIG (Debishree & Sukha, 2015; Serwan & Joseph,1998).

Los SIG representan a los objetos bajo estudio, estos pueden ser continuos y discretos, los primeros se almacenan como datos de tipo ráster y los segundos como datos vectoriales integrados por líneas, puntos y polígonos. El análisis de este tipo de datos, mediante el proceso de superposición se conoce como álgebra de mapas, consiste en la aplicación de métodos matemáticos simples que permiten combinar los valores de cada matriz de datos. En el álgebra de mapas es posible ponderar determinadas coberturas que asignen el grado de importancia de diversos factores en un fenómeno geográfico.

Dados las ventajas que ha traído consigo la cuarta revolución industrial, con respecto al diseño de redes, el internet, la tasa de transmisión por fibra óptica y vía satelital, el uso masivo de los datos. Hoy en día se tiene la capacidad para compartir información geográfica contenida en un SIG utilizando el paradigma cliente-servidor, es posible ofrecer y compartir datos espaciales a través de la red de la misma manera

que se ofrecen otro tipo de datos como imágenes o texto en una página Web, gracias a las tecnologías Web Mapping, las cuales permiten utilizar un navegador Web como aplicación principal (Olaya, 2020). Debido a lo anterior, se buscó dotar a los municipios de una herramienta de Web Mapping capaz de orientar a los responsables del manejo de los RSU en los municipios, sobre la correcta localización de áreas factibles para la disposición final, siguiendo las especificaciones de la sección 6.1 que establece la NOM-083-SERMARNAT-2003. Para ello se empleó un modelo de lógica booleana, el cual fue implementado y evaluado a través de 10 capas, considerando como punto de partida el modelo espacial de elevación (MDE) de los 9 estados del área de estudio. Los modelos de evidencia binaria son una buena opción para facilitar la selección de sitios para la construcción de SDF.

2. Metodología

Este trabajo es un producto del proyecto Semarnat-2015-1-263315. El cual tuvo por objetivo elaborar un modelo cartográfico para ubicar áreas factibles para ubicar SDF, en el Estado de México y los municipios de los estados aledaños, basado en un sistema de información geográfica. El área de estudio (AE) estuvo conformada por 121 municipios, pertenecientes a nueve entidades de México, los cuales se distribuyeron como se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Distribución de municipios en el área de estudio.

| Entidad | No. Municipios | Entidad | |
|----------------|----------------|------------|----|
| Cd. México | 12 | Morelos | 10 |
| Guerrero | 8 | Puebla | 5 |
| Hidalgo | 14 | Querétaro | 2 |
| Edo. de México | 60 | Tlaxcala | 1 |
| Michoacán | 9 | | |
| Total | | 121 | |

Las etapas que se desarrollaron para realizar este trabajo se describen a continuación, seguidamente se detallaran cada una de las actividades de cada una de las etapas.

2.1 Búsqueda y selección de capas

Se analizó la NOM-083-SEMARNAT-2003 en su sección 6, especialmente la sección 6.1: “Especificaciones para la sección del sitio”, en la que se mencionan las condiciones mínimas que debe cumplir el SDF. En esta etapa se determinó la información que sería útil para el desarrollo del modelo cartográfico, además de las restricciones que debían considerarse en la selección, los cuales se describen a continuación.

- a) Distancia > 13km del centro de la pista aeródromo de servicio público o aeropuerto.
- b) No deben ubicarse SDF dentro de áreas naturales protegidas.
- c) Distancia mínima de 500m, a partir de la traza urbana existente para colocar un SDF con respecto a localidades > 2500.
- d) NO debe ubicarse en zonas de: marismas, manglares, esteros, pantanos, humedales o fallas geológicas
- e) El SDF debe estar fuera de zonas de inundaciones con periodos de retorno de 100 años.
- f) La distancia de disposición de SDF con respecto a cuerpos de agua superficiales con caudal continuo debe ser de 500m como mínimo.
- g) Ubicación del SDF con respecto a pozos de exacción de agua para uso doméstico, industrial, riego y ganadero, debe ser a 100m adicionales a la proyección de la circunferencia del cono de abatimiento.

Dentro de los estudios y análisis previos requeridos para la selección del sitio. Se agregaron unas capas relacionadas indirectamente, la cuales proporcionarán información general sobre los estudios a realizar.

- Fallas y fracturas
- Permeabilidad
- Altitud
- Edafología
- Ríos
- Vías férreas

Las principales fuentes de información geográfica donde se descargaron las capas tanto vectoriales como ráster fueron el: INEGI, CONAPO, CFE, SCT, CONEVAL, INAH y CONAGUA (CONEVAL,2020; INAH,2020; CONAGUA, 2020; SCT, 2020; QGIS,2020; INEGI,2020).

2.2 Depuración de capas ráster y vectoriales

En esta etapa se verifico que las capas vectoriales que se descargaron estuvieran en el sistema de proyección WGRS84 (grados) y las capas ráster en coordenadas UTM zona 14 N (metros). La escala usada en las capas fue 1:250,000. Se evaluó el meta data de cada una de estas, con el fin de verificar que tuviera la información necesaria para validar la restricción de la NOM-083-SEMARNAT-2003.

2.3. Procesamiento y análisis de capas ráster y vectoriales

Las capas aceptadas se recortaron por entidad, solo se consideraron las nueve entidades del área de estudio. Se diseñó una nueva capa conteniendo los 121 municipios del área de estudio, para ello se usó el modelo digital de elevación (MDE) de cada una de las entidades, con el fin de lograr mayor precisión en la capa resultante. Se uso la calculadora ráster para asignar a cada píxel de las capas ráster un valor “1” si cumplían con la norma y un valor de “0” cuando no cumplían. Durante el procesamiento de las capas se emplearon herramientas de geoprocésamiento (cortar, unión, intersección, matriz de proximidad, buffer) del software QGIS de código abierto para escritorio (QGIS, 2020).

2.4 Implementación del modelo cartográfico

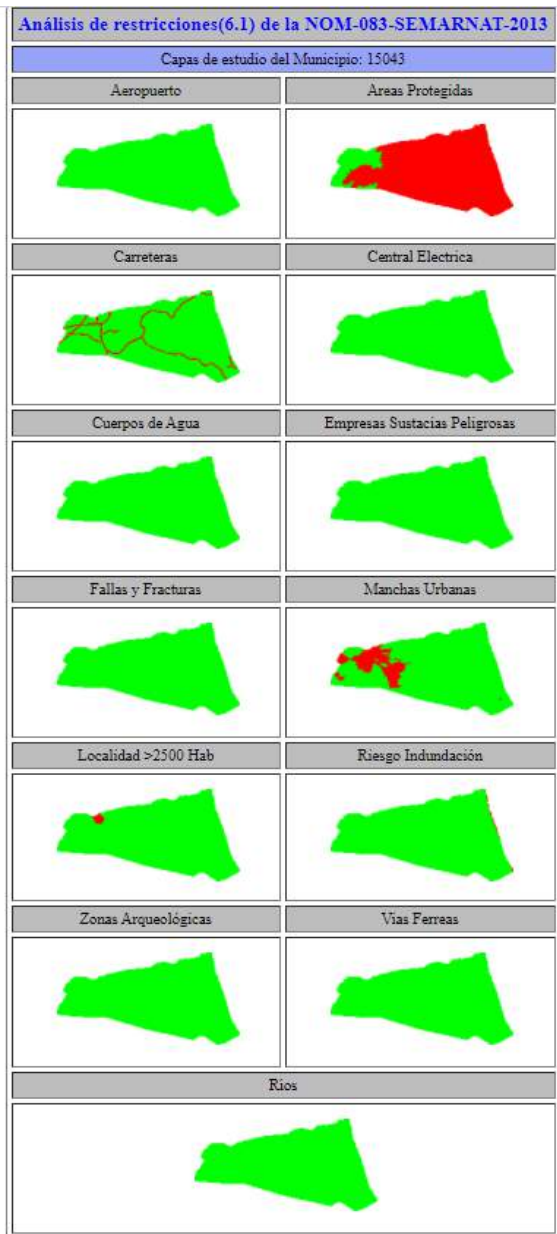
En esta etapa se desarrolló la Metodología XP o “Programación Extrema” para implementar la interfaz gráfica de la aplicación Web Mapping, la cual se nombró “SIGMIRSU”, se desarrolló bajo ambiente Web en el modelo Cliente-Servidor. En este contexto las herramientas frontend empleadas fueron HTML5, CSS3 y JavaScript. Con respecto a las herramientas backend se usó para la gestión de los datos geoespaciales a PostgreSQL 9.6 y PostGIS v 2.5. Con el Framework Django 2.2 se implementó el modelo de diseño de software Modelo-Vista-Controlador, como visor de mapas Web Leaflet, para la implementación del modelo cartográfico por municipio se uso algebra de mapas para ello se agregaron las librerías de Python para manipular datos espaciales: GDAL, OSGEO, Numpy, Pandas y Matplotlib.

2.5 Validación del modelo cartográfico

A través de la interfaz gráfica del SIGMIRSU, se implementó el algoritmo para recortar y multiplicar las capas con las restricciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003 por municipio, estos fueron comparados con el mapa binario del AE generado con QGIS.

3. Resultados

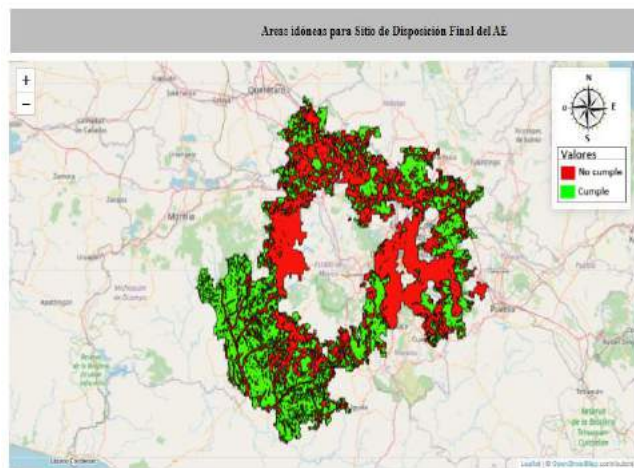
En la figura 1a, se presentan los mapas binarios que son generados por el SIGMIRSU por municipio. En la figura 1b, se tiene la lista de mapas binarios para consulta por entidad federativa y por área de estudio (contempla los 121 municipios). En la figura 1c, se presenta el mapa binario obtenido al sobreponer las trece capas analizadas.



(a)



(b)



(c)

Figura 1. Interfaz gráfica del SIGMIRSU

4. Discusión

Mediante álgebra de mapas se construyó un mapa binario con trece capas, el cual permite visualizar las áreas idóneas y no idóneas para la ubicación de un RESA. El SIGMIRSU genera además un mapa más detallado a nivel municipal, evaluando por separado trece criterios diferentes los cuales facilitan al usuario la elección de un lugar para el emplazamiento del RESA.

5. Conclusiones

El proceso de búsqueda de las capas relacionadas con la NOM-083-SEMARNAT-2003, fue un proceso complejo y arduo, ya que, a pesar de contar con una serie de fuentes con información geoespacial, esta no estaba actualizada o se encontraba en diferentes escalas y sistemas geográficos que no coincidían con el resto de las capas.

El modelo implementado en el SIGMIRSU a través de una aplicación WEB Mapping, permitirá que los 121 municipios del área de estudio cuenten con una herramienta sencilla y accesible, que les facilite tomar decisiones sobre la disposición de los RSU.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca y a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por el financiamiento, mediante el Proyecto de investigación SEMARNAT-2015-1-263315.

Referencias

- CONAGUA, (2020). Comisión Nacional de Agua. Biblioteca Digital de MAPAS. <http://www.conagua.gob.mx>
- CONEVAL, (2020), Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. Medición de la Pobreza. https://www.coneval.org.mx/Medicion/IRS/Paginas/Mapas_interactivos_loc_100milmas.aspx
- Debishree Khan, Sukha Ranjan Samadder (2015). A simplified multi-criteria evaluation model for landfill site ranking and selection based on AHP and GIS. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 23(4), 267-278.
- DOF. (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.
- DOF. (2015). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, Ciudad de México, México, 22 de mayo de 2015.
- INAH, (2020). Instituto Nacional de Antropología e Historia. Zonas Arqueológicas. <https://www.inah.gob.mx/zonas-arqueologicas>
- INEGI (2020). Mapa Digital de México V6.3.0. (Página web, Último acceso: 16/12/2020) <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF00jlzLjMyMDA4LGxvbjotMTAxLjUwMDAwLHo6MSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=>
- INEGI. (2017). Anuario Estadístico y Geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2016 (pp. 921).
- Olaya, V. (2020) Sistemas de Información Geográfica. <https://volaya.github.io/libro-sig/>
- SCT, (2020). Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Mapas por entidad federativa 2016 <http://www.sct.gob.mx/planeacion/cartografia/mapas-por-entidad-federativa>
- Serwan M. J. Baban & Joseph Flannagan (1998). Developing and Implementing GIS-assisted Constraints Criteria for Planning Landfill Sites in the UK, *Planning Practice & Research*, 13(2), 139-151



SISTEMA INFORMÁTICO DE GESTIÓN DE DESECHOS ELECTRÓNICOS INFORMÁTICOS (SIDEI)

Aguilar Navarrete, Perla¹; Saldaña Durán, Claudia ²; Marcelaño Flores, Susana María Lorena ³

¹ Unidad Académica de Economía, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura “Amado Nervo” s/n, México, paguilar@uan.edu.mx

² Unidad Académica de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura “Amado Nervo” s/n, México, cesduran@uan.edu.mx

³ Investigación y posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura “Amado Nervo” s/n, México, smlmarcel@hotmail.com

Resumen

Desde el surgimiento de la primera computadora personal, la cantidad de dispositivos electrónicos informáticos ha crecido exponencialmente y aunque no se puede negar los beneficios de este tipo de tecnologías, tampoco se debe ignorar la contaminación que puede causar al medio ambiente cuando dejan de ser utilizadas y se convierten en desechos. Los desechos electrónicos informáticos son de los principales residuos sólidos que van en aumento a nivel mundial, diversas compañías y grupos sin fines de lucro, así como gobiernos a nivel internacional han implementado estrategias de recolección, reutilización y reciclaje de este tipo de residuos.

Este trabajo presenta una nueva alternativa, un Sistema Informático de Gestión de Desechos Electrónicos Informáticos (SIDEI) que ayuda a generar automáticamente el armado de computadoras genéricas para ser reutilizadas en el mismo lugar que fueron desechados o en otros lugares donde se puedan aprovechar. SIDEI es un software en fase de desarrollo que tiene como objetivo el facilitar la construcción de computadoras genéricas a partir de piezas que aún sirven de equipos informáticos desechados y así reducir los contaminantes que provocan este tipo de residuos en el medio ambiente.

Abstract

Since the emergence of the first computer, the number of electronic computing devices has grown exponentially. Although the benefits of this type of technology cannot be denied, the pollution that it can cause to the environment when they are no longer used and become waste should not be ignored. E-waste is one of the main solid waste that is increasing worldwide, various companies and non-profit groups, as well as governments at an international level have implemented strategies for the collection, reuse and recycling of this type of waste.

This work presents a new alternative, a Computerized Electronic Waste Management System (SIDEI) that helps to automatically generate the assembly of generic computers to be reused in the same place that they were discarded or in other places where they can be used. SIDEI is a software in the development phase that aims to facilitate the construction of generic computers from parts that still serve as discarded computer equipment and thus reduce the pollutants that cause this type of waste in the environment.

Palabras clave/keywords:

Desechos electrónicos, desechos electrónicos informáticos, e-waste, desarrollo sustentable, reciclaje, reutilización

1. Introducción

Durante la década de los setenta, el ser humano reconoció los daños que le había ocasionado al medio ambiente y la forma en que lo seguía afectando al desempeñar sus actividades cotidianas, contaminando ríos, arroyos y el aire de diversas ciudades, causando impactos globales tales como el calentamiento en el planeta, aumento de niveles de los océanos y riesgos de desechos nucleares (Foladori, La, y Mundial, 2001). Junto con estas preocupaciones ambientales, las tecnologías de información y comunicación (TICs) fueron una de las herramientas que evolucionaban de manera rápida e innovadora, provocando un incremento exponencial de los desechos que son generados desde su fabricación hasta el momento que dejan de ser utilizados por el usuario.

Este tipo de residuos son reconocidos por diferentes nombres y nomenclaturas en español, como basura electrónica, desechos electrónicos, Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE) y en inglés por sus siglas E-waste que significa, desechos electrónicos. Se considera que este tipo de residuos es el de mayor crecimiento en el mundo, y que, según el Instituto Nacional de Ecología, estima que aumentó 167% entre los años 1998 y 2006 a nivel mundial (Benitez, Risquez y Lara, 2010). A causa de la variedad de este tipo de desechos, se han establecido seis categorías (Balde, Forti, Gray, Kuehr, y Stegmann, 2017):

1. Equipos de cambio de temperatura, tales como equipos de refrigeración, congeladores y aires acondicionados.
2. Pantallas o monitores, incluye televisiones, monitores, laptops y tabletas.
3. Lámparas fluorescentes, de alta intensidad y de LED.
4. Equipos grandes, incluye lavadoras y secadoras de ropa, estufas, impresoras grandes y fotocopiadoras.
5. Equipos pequeños, incluyen aspiradoras, hornos de microondas, ventiladores, tostadoras, calculadoras, radios, cámaras de video, juguetes eléctricos y electrónicos, así como artículos pequeños para el área de medicina.
6. Equipos pequeños de tecnologías de información y telecomunicaciones, tales como teléfonos celulares, sistemas de radionavegación (GPS), ruteadores (routers), computadoras personales, impresoras y teléfonos.

Sobre esta premisa, este documento se enfoca en la categoría dos y seis, las cuales refiere a pantallas, monitores y tabletas, además de equipos pequeños de tecnologías de información y telecomunicaciones, a la cual, de aquí en adelante, referiremos como categoría de Desechos Electrónicos Informáticos (DEI).

Se pronosticaba, que para el 2021, se producirían 52 millones de toneladas de desechos electrónicos, tomando en cuenta que para el 2020 los dispositivos que se conectaban a internet estaban entre los 25 y 50 mil millones, por lo que en algún momento, todos estos dispositivos serían desechados; además, se estima que para el 2040, las emisiones de carbón para la producción de aparatos eléctricos y electrónicos equivaldrá al 14% del total de las emisiones, y para el 2050, el volumen de desechos electrónicos, podría llegar a 120 millones de toneladas por año (UNEP et al., 2019).

Este pronóstico tendrá un cambio significativo, ya que no consideró la presencia a nivel mundial del coronavirus conocido como SARS-CoV-2, que causa la enfermedad del COVID-19, el cual se presentó por primera vez en diciembre del 2019 en la República Popular de China, extendiéndose a nivel mundial desde enero del 2020 (OMS, 2020). Esta enfermedad provocó cambios significativos en todas las organizaciones, ya que se registró una pandemia que llevo a cuarentenas extensas donde las personas tenían que realizar su trabajo desde casa o seguir con la educación desde nivel básico hasta nivel superior a través de plataformas tecnológicas, elevando las ventas de cada uno de estos productos por persona y por hogar para la realización de dichas actividades.

En Latinoamérica debido a su número de población, México junto con Brasil, son considerados como los mayores productores de este tipo de desechos, ya que producen anualmente 1,412 y 958 kilotoneladas respectivamente (Palma Alemán, Reyes Escalante, Vázquez Gálvez, Lira Martínez, & González Demoss, 2016). En México, SEMARNAT (2015) menciona que no se realiza un buen manejo de este tipo de residuos, ya que se calcula que el 75% de estos se encuentran almacenados en bodegas, oficinas o en las casas de los usuarios debido a que no saben cómo disponer de ellos. Por tal motivo, se han implementado algunos programas con la finalidad de iniciar las gestiones del buen manejo de los desechos electrónicos, como los programas de reciclaje organizados por instituciones públicas de los municipios de los diferentes estados de la República, como Universidades Públicas donde cada una se organiza de diferente manera, sin establecer estándares que faciliten la gestión de estos.

Las universidades después de recolectar este tipo de desechos a través de estos programas entregan de manera particular a empresas privadas que se encargan de reciclar materiales eléctricos y electrónicos, los cuales los separan, recolectan los materiales peligrosos, así como los valiosos y trituran materiales como el plástico que los componen. Sin embargo, las universidades e instituciones públicas que recolectan este tipo de equipos no se han percatado de los beneficios que se pueden obtener al establecer un sistema de revisión de equipos informáticos desechados, ya que al recolectar los DEI por medio de estos programas, se han detectado componentes de estos equipos que todavía están en funcionamiento en forma individual, es decir, tal vez el equipo no funciona en su totalidad, pero alguna pieza que la conforma funcionaría de manera correcta en otro aparato que lo necesite.

Al recuperar estas piezas se pueden reconstruir aparatos genéricos que pueden ser reutilizados dentro de las mismas instituciones, provocando una reducción de DEI en la sociedad que pertenecen, además de un ahorro en los gastos de la organización, ya que no tendrían que adquirir un nuevo aparato electrónico que reemplace al ya desechado. Pero la cantidad de DEI que se recolecta en cada uno de estos programas ha sido de manera exponencial, lo que provoca que, aunque son revisados al momento de separarse, quedan como piezas individuales sin establecer una relación de estas con otros que pueda provocar el armar un nuevo equipo genérico para su reutilización.

Tomando en cuenta esto, es el interés de desarrollar un Sistema Informático de Gestión de Desechos Electrónico Informáticos (SIDEI) que ayude a la realización de este trabajo de manera automatizada, ya que, a partir de la base de datos de las piezas existentes, el sistema hace una selección con el propósito de proponer el ensamblado de nuevos equipos, basándose en plantillas de equipos ya configuradas, que enlista los componentes que son necesarios para su armado.

2. Metodología

Para lograr el objetivo de SIDEI se siguió un proceso iterativo para el desarrollo del software, ya que permite desarrollar prototipos ejecutables de manera continua, los cuales van evolucionando a partir de los requerimientos identificados desde el inicio, hasta llegar a la mejor versión del software deseado. Esto ayuda a que desde un principio se puedan identificar problemas, ya que se reciben retroalimentaciones al presentar cada prototipo, teniendo un tiempo razonable para resolverlos (Drake, 2008).

Se reproduce básicamente como un ciclo en cascada con objetivos más simples y puede realizarse las veces que sea necesario. Para fines del desarrollo de SIDEI se realizó de la siguiente manera:

1. **Análisis:** A partir de una revisión documental, se identificó el problema a resolver en relación con los DEI, para posteriormente al aplicar entrevistas semiestructuradas establecer las necesidades de instituciones públicas como las universidades que realizan los programas de reciclaje. Se hizo un análisis de la oferta en el mercado para identificar la existencia de plataformas o software que abonarán al proceso de recolección de DEI. Al contar con esta información, el equipo de desarrollo de software identificó los requisitos funcionales y no funcionales para el diseño y

desarrollo del SIDEI, donde se estableció las necesidades del software, el tipo de aplicación más conveniente para implementarlo y la mejor forma de visualizarlo y administrarlo.

2. Diseño: Se diseño la base de datos que se necesitaría identificando los campos y las relaciones entre las tablas. Se realizó un maquetado de vistas del SIDEI considerando las necesidades establecidas desde el análisis como paleta de colores y distribución de los componentes.
3. Codificación: Se decidió utilizar el lenguaje de programación PHP con framework laravel debido brinda mayor seguridad hacia el sistema y protección de datos. Para la base de datos se utilizó MySQL por la estabilidad que brinda para le manejo de la información.
4. Prueba: Para la realización de las pruebas se utilizó un servidor local con la finalidad de verificar el funcionamiento óptimo y libre de errores de codificación de la primera iteración.

Hasta el momento se ha codificado una iteración del SIDEI la cual se encuentra en proceso de pruebas por parte del equipo del desarrollo del software mostrando avances como se explican a continuación.

3. Resultados

Con base en los recicltrónes que se realizan por parte de las instituciones públicas en México, se propone un modelo que muestra el procedimiento para la toma de decisiones sobre los aparatos electrónicos informáticos que desean darse de baja antes de definirse como desechos electrónicos informáticos. El Modelo de Gestión de desechos electrónicos informáticos (MOGDEI), desde la recolección de los DEI es supervisada por personal encargado del área que aplica las políticas de control y seguridad establecidas, identificando sustancias peligrosas dentro del material recibido, así como procesos que no se cumplan de la manera solicitada (ver Figura 1).

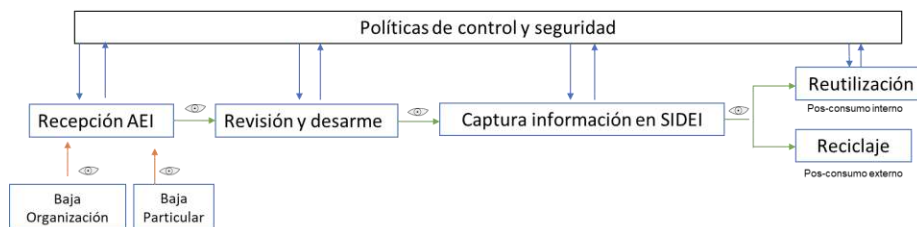


Figura 1. Propuesta de Modelo de gestión de desechos electrónicos informáticos (MOGDEI). Creación propia.

En cada uno de los pasos de este modelo se realizan actividades como se mencionan a continuación:

1. Recepción AEI: Si es dado de baja por la organización, se deberá recibir el oficio de baja generado como evidencia de que ha sido realizado y autorizado este proceso. En caso de ser un particular, se extenderá una hoja de donación hacia la persona en donde se indique que por voluntad propia fue entregado el aparato electrónico informático sin fines de lucro.
2. Revisión y desarme: al momento de recibir el aparato, se revisa para verificar el AEI ya no se puede utilizar como se encuentra, en caso de que se detecte puede ser reparado para seguir siendo utilizado, se realizar un reporte indicando lo identificado, se repara y se regresa a la organización para que sea reutilizado en el área que ellos tengan establecido o se done a otra institución. En caso de que el AEI no funcione será desarmado y la información se captura dentro de SIDEI.
3. Captura de información en SIDEI: El Sistema Informático de Desechos Electrónicos Informático (SIDEI) es un software que facilita la construcción de computadoras genéricas a partir de las piezas funcionales detectadas en la parte de revisión y desarme.

4. Reutilización (pos-consumo interno): Las piezas no utilizadas dentro del SIDEI, que no son tóxicas para el ser humano ni para el medio ambiente, pueden ser manipuladas para la creación de nuevos aparatos diferentes al original.
5. Reciclaje (pos-consumo externo): Después de la revisión y el desarme, las piezas que ya no funcionan y son tóxicas para el ser humano y para el medio ambiente, deberán ser tratadas bajo políticas de seguridad para ser enviadas a centros de reciclaje autorizados

En el tercer paso donde se utiliza SIDEI (ver Figura 2) se procesará la información capturada por el usuario a través de un medio electrónico, utilizando un software que ayudará a generar automáticamente el armado de computadoras genéricas para ser reutilizadas en el mismo lugar que fueron desechados o en otros lugares donde se puedan aprovechar.

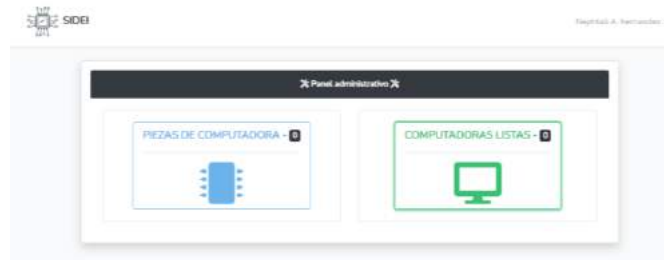


Figura 2. Pantalla de inicio SIDEI.

El software de SIDEI se encuentra en fase de pruebas de la primera iteración. Dentro del software se darán de alta las piezas funcionales de los aparatos electrónicos informáticos que han sido desechados (ver Figura 3), indicando marcas, modelos para su mejor categorización. Una vez que la información de las piezas es ingresada al SIDEI, automáticamente podrá enviar información sobre si se puede construir una computadora genéricas (ver Figura 4) indicando las piezas que la conformarían a partir de lo existente en la base de datos del sistema.

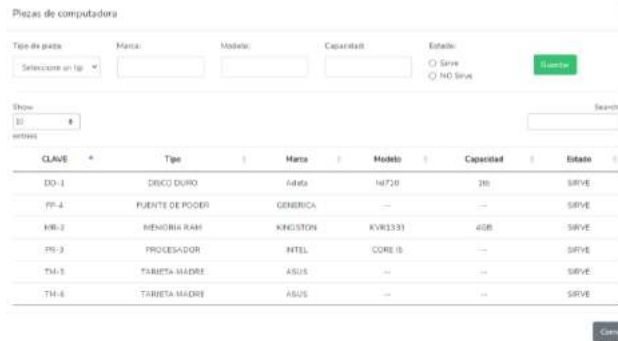


Figura 3. Pantalla de captura de piezas de desechos electrónicos informáticos.



Figura 4. Pantalla que indica las computadoras genéricas que se pueden armar con las piezas que existen dentro de la base de datos de SIDEI.

Al mostrar el SIDEI la computadora genérica que se puede armar, los responsables del proceso son los encargados de armarla, probarla y decidir si será reutilizada dentro de la misma institución o serán donadas a otras organizaciones que necesiten herramientas de este tipo con las características de la maquina armada.

4. Conclusiones

La utilización de SIDEI en empresas publicas que realizan programas de reciclación en México, busca el disminuir la cantidad de DEI que se vacían a los basureros comunes, generando nuevas alternativas de uso de las piezas que aún funcionan rearmando una computadora genérica para que siga siendo utilizada en espacios que sirva de apoyo. Se pretende organizar de manera eficiente la recolección de piezas entregadas a las instituciones que coordinan los recicladores, facilitándoles la toma de decisiones sobre si el material puede ser reutilizado o debe ser reciclado. Se pretende reducir el tiempo de búsqueda de piezas útiles para el armando de computadoras genéricas, así como reducir el acumulamiento de basura electrónica en la sociedad mexicana.

SIDEI se encuentra en la prueba de la primera iteración con la finalidad de establecer los problemas que se pueden presentar al registrar la información en el software y sobre las políticas que se deben implementar al momento de su utilización, trabajo que se presentará en futuros documentos.

Agradecimientos

Las autoras de este documento agradecen la eficiente participación de Nephtali Abisai Hernández Olvera, egresado de la Licenciatura en Sistemas Computacionales de la Universidad Autónoma de Nayarit, quien desde el principio nos ha apoyado en la programación del software SIDEI siendo parte del equipo de trabajo.

Referencias

- Balde, C. P., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., & Stegmann, P. (2017). The global e-waste monitor 2017. In *United Nations University*. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2014.05.148>
- Benitez, G., Riskey, A., & Lara, M. (2010). La basura electrónica: computadoras, teléfonos celulares, televisiones. *La Ciencia y el Hombre. Revista de Divulgación Científica y Tecnológica de la Universidad Veracruzana, Volumen XXIII(1)*. Recuperado el 2019, de La basura electrónica: computadoras, teléfonos celulares, televisiones: <https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol23num1/articulos/basuras/index.HTML>
- Drake, J. (2008). *Universidad de Cantabria. Ingeniería de software y tiempo real*. Recuperado el 2021, de Programación orientada a objetos: lenguaje, metodología y herramientas. Proceso de desarrollo de aplicaciones de software.: https://www.ctr.unican.es/asignaturas/MC_OO/Doc/OO_08_I2_Proceso.pdf
- Foladori, G., La, S., & Mundial, N. O. (2001). *Capítulo V El desarrollo sustentable*.
- OMS. (octubre de 2020). *Organización Mundial de la Salud*. Recuperado el mayo de 2021, de Información básica sobre el Covid-19: <https://www.who.int/es/emergencias/diseases/novel-coronavirus-2019/question-and-answers-hub/q-a-detail/coronavirus-disease-covid-19>
- Palma Alemán, L., Reyes Escalante, A., Vázquez Gálvez, F., Lira Martínez, M., & González Demoss, M. (2016). Los residuos electrónicos un problema mundial del siglo XXI. *CULCYT. Cultura Científica y*

Tecnológica. UACJ.(59). Recuperado el 2019, de <https://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/1492>

SEMARNAT. (2015). Informe de la situación del medio ambiente en México. In *Dirección General de Estadística e Información Ambiental*. México.

UNEP, PACE, ITU, ILO, UNIDO, UNU, ... WEF. (2019). *A New Circular Vision for Electronics Time for a Global Reboot*. (January), 24. Retrieved from www.weforum.org



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE RESIDUOS





BIOTRATAMIENTO DE SUELO CONTAMINADO POR ACEITE RESIDUAL AUTOMOTRIZ: UN RESIDUO PELIGROSO

Saucedo Martínez, Blanca Celeste¹; Márquez Benavides, Liliana², Santoyo Pizano, Gustavo³, Sánchez-Yáñez, Juan Manuel⁴

¹Instituto de Investigaciones Químico-Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Dirección, México, 0617797j@umich.mx

²Instituto de Investigaciones de Investigaciones Agrícolas y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Dirección, México, Imarquez@umich.mx

³Instituto de Investigaciones Químico-Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Dirección, México, gsantoyo@umich.mx

⁴Instituto de Investigaciones Químico-Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Dirección, México, syanez@umich.mx (autor correspondiente)

Resumen

El suelo contaminado por aceite residual automotriz (ARA) es un residuo peligroso de acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente de México. Al respecto la norma mexicana NOM-138-SEMARNAT/ssa1-2012 (NOM-138), establece como límite máximo permisible de hidrocarburos (HCB) en suelo de 4400 ppm. Por lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron: a) bioestimulación (BIS) de suelo contaminado por 60,000 ppm de ARA, y b) fitorremediación (FITO) del suelo con *Sorghum vulgare*, potenciado con *Penicillium chrysogenum* y *Aspergillus niger* para recuperar el suelo. Las variables de respuesta fueron la concentración inicial y final del ARA por Soxhlet. Los resultados mostraron que la BIS del suelo contaminado por ARA mediante detergente, H₂O₂, (peróxido de hidrógeno), extracto fúngico crudo, solución mineral y control de la humedad al 80%, disminuyó el ARA de 60000 hasta 13057 ppm. Luego, la FITO a través de *S. vulgare* con *A. niger* y *P. chrysogenum*, redujo el ARA de 13057 ppm a 2649 ppm, valor inferior al máximo permisible de la NOM-138, para considerar el suelo biorremediado. Estos resultados mostraron que, la integración de la bioestimulación con la fitorremediación demostró ser una técnica de biorremediación efectiva en comparación con otros métodos biológicos.

Palabras clave: suelo, mezcla hidrocarburos, microorganismos, plantas, mineralización.

Abstract

Soil contaminated by waste motor oil (WMO) is a hazardous waste according to the Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente of Mexico. In this regard, the Mexican standard NOM-138-SEMARNAT/ssa1-2012 (NOM-138), establishes as a maximum permissible limit of hydrocarbons (HCB) in soil of 4400 ppm. Therefore, the objectives of this work were: a) biostimulation (BIS) of soil contaminated by 60000 ppm of WMO, and b) phytoremediation (PHYTO) of the soil with *Sorghum vulgare* improved with *Penicillium chrysogenum* and *Aspergillus niger* to recover the soil. The response variables were the initial and final WMO concentration by Soxhlet. The results showed that the BIS of the soil contaminated by WMO by means of detergent, H₂O₂, (hydrogen peroxide), crude fungal extract, mineral solution and humidity control at 80%, decreased the WMO from 60000 until 32700 ppm. Then, the PHYTO through *S. vulgare* with *A. niger* and *P. chrysogenum*, reduced the WMO from 32700 ppm to 2649 ppm, a value lower than the maximum allowable of NOM-138, to consider bioremediated soil. These results showed

that the integration of biostimulation with phytoremediation, proved to be a more effective bioremediation technique compared to other biologic methods.

Keywords: soil, hydrocarbon mixture, microorganisms, plants, mineralization.

1. Introducción

La contaminación ambiental por mezclas de hidrocarburos (HCB) como el aceite residual automotriz (ARA) es uno de los problemas ambientales más importantes, ya que cuando el suelo es contaminado por ARA, se convierte en un residuo peligroso y pierde su fertilidad. La norma mexicana NOM-138-SEMARNAT/ssa1-2012 (NOM-138) [1] establece como límite máximo permisible de HCB en suelo de 4400 ppm. Cuando son derramados en el suelo, una parte de los HCB se infiltra verticalmente por la columna del suelo, donde penetra en los microporos y otra parte llega a contaminar aguas subterráneas [2]. Otra fracción de los HCB forma una película en la superficie del suelo que se expande horizontalmente e imposibilita los ciclos biogeoquímicos, ya que, sin aireación en el suelo, el pH se acidifica, en consecuencia, algunos minerales esenciales para las plantas, no están químicamente disponibles y se reduce la producción agrícola [3]. Normalmente se utilizan técnicas químicas para eliminar los HCB con inyección de oxidantes como el O₃ (ozono), Na₂S₂O₈ (persulfato de sodio) y el KMnO₄ (permanganato de potasio), que los oxidan, pero causan daños colaterales ambientales [4]. En contraste, la bioestimulación, induce a la microbiota del suelo que oxide los HCB o por fitorremediación con plantas que degradan los HCB. Por lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron: a) bioestimulación (BIS) de suelo contaminado por 60000 ppm de ARA, y b) fitorremediación (FITO) con *Sorghum vulgare*, potenciado con *Penicillium chrysogenum* y *Aspergillus niger* para decrecer el ARA a un valor inferior al máximo establecido por la NOM-138.

2. Metodología

2.1 Bioestimulación del suelo contaminado con aceite residual automotriz

El suelo fue colectado de un sitio ubicado a los 19° 37' 10" de latitud norte 101° 16' 41.99" de longitud oeste, con una altitud de 2013 msnm, de clima templado de una zona agrícola denominada "Uruapilla" del municipio de Morelia, Mich., en la carretera Morelia-Pátzcuaro, Mich México. El ARA se obtuvo de un taller mecánico automotriz de la ciudad de Morelia, Mich; 1 Kg de este suelo se contaminó con ARA, para obtener una concentración inicial de 60000 ppm. Después, la mezcla se colocó en Jarras de Leonard en el invernadero del Laboratorio de Microbiología Ambiental de la UMSNH de la Ciudad de Morelia, Mich, México. La bioestimulación se realizó primero con 18 ml de detergente comercial Roma®/kg de suelo, para emulsificar el ARA [4]. Posteriormente se realizó una bioestimulación cada 3 días con 18 ml de la solución mineral, el pH de la solución mineral se ajustó a 6,4 -6,7 [5]. Luego se bioestimuló el suelo dos veces por semana con 8 ml de una solución al 0,5% de H₂O₂ / kg de suelo, para acelerar la oxidación de los del ARA [5]. Posteriormente la bioestimulación con 54 ml de extracto fúngico crudo/kg de suelo, sintetizado por *Penicillium chrysogenum*, para hidrolizar los HCB aromáticos policíclicos [6]. Para ello el hongo fue inducido por la presencia de lignina con estructura química similar a los HCB aromáticos [7]. *P. chrysogenum*, se cultivó previamente en un medio de cultivo con lignina residual obtenida de paja de trigo, 10,0 g / L; peptona de soja, 5,0 g / L; CuSO₄, 0,01 g / L; MgSO₄, 1,5 g / L; KH₂PO₄, 1,5 g / L; K₂HPO₄, 1,5 g / L; NaCl, 0,9 g / L; extracto de levadura, 1,0 g / L; detergente Roma®, 1%, 2,5 mL; solución de oligoelementos 0,001 mL; azul de bromotimol al 0,1%, 10,0 mL. El pH del medio de cultivo se ajustó a 5,5. Este se incubó durante 20 días a 28 ° C con agitación de 150 rpm a un pH de 5,5 ± 0,2, al final se filtró el extracto crudo de hongos y se ajustó el pH a 6,5 ± 0,2 antes de añadirlo para la bioestimulación del suelo contaminado por el ARA. La humedad del suelo era el 80% de la capacidad de campo. Para el control absoluto, el suelo sin ARA se regó con agua potable [8]. La bioestimulación del suelo contaminado se realizó durante 60 días por sextuplicado (n = 6).

2.2 Fitorremediación de un suelo contaminado por aceite de motor usado con *Sorghum vulgare* potenciado con *Aspergillus niger* y *Penicillium chrysogenum*.

Después de la bioestimulación del suelo, se realizó una fitorremediación con *S. vulgare* potenciado con *A. niger*, *P. chrysogenum* o ambos, durante 90 días para concluir la biorremediación. *A. niger* y *P. chrysogenum* se cultivaron en agar y medio líquido, dextrosa y papa (ADP) incubados a 30 ° C / 24 h; luego se inocularon 48 semillas de *S. vulgare* con 5,0 mL de *P. chrysogenum* o *A. niger*, o en una mezcla de ambos en relación 1:1. Esta concentración de hongos se ajustó a un tubo N ° 1 del nefelómetro de Mc Farland equivalente a 3x10⁸ propágulos formando unidades / mL (UFC / mL) [9]. Posteriormente, se sembraron cuatro semillas de *S. vulgare* en las jarras de suelo contaminado por ARA y se bioestimularon con una solución mineral durante la fitorremediación.

2.3 Determinación de la concentración de aceite de motor residual de bioestimulación y fitorremediación de suelos.

La determinación del ARA en suelo después de 60 días de bioestimulación y 90 días de fitorremediación con *S. vulgare*, fue evaluada por Soxhlet [10].

2.4 Análisis estadístico

Los datos experimentales fueron analizados estadísticamente con el software Statgraphics Centurion XVII [11] y con Tukey HSD al 0,05%

3. Resultados y discusión

3.1 Determinación de la concentración de aceite de motor residual después de la bioestimulación y fitorremediación del suelo.

La Tabla 1 muestra la concentración del ARA después de 60 días de bioestimulación y 90 días de fitorremediación del suelo. La concentración final de ARA en suelo solo bioestimulado sin fitorremediar fue de 13057 ppm; lo que indica que fue insuficiente para que el suelo fuera considerado biorremediado de acuerdo al límite máximo permisible establecido por la NOM-138 [1]. El suelo bioestimulado y fitorremediado con *S. vulgare* sin inocular mostró una disminución de 13057 ppm a 4143 ppm. Mientras que el suelo bioestimulado y fitorremediado con *S. vulgare* potenciado por *A. niger* y *P. chrysogenum* redujo el ARA a 3890 ppm. Mientras tanto, suelo bioestimulado y fitorremediado con *S. vulgare* potenciado por *P. chrysogenum* a 3317, y el suelo bioestimulado y fitorremediado con el sorgo potenciado con *A. niger* mostró la mayor disminución del ARA hasta 2649 ppm, todas las concentraciones anteriores, fueron inferiores al máximo permisible por la NOM-138 [1], para considerarse como suelo biorremediado. Lo anterior se debe a que con la bioestimulación del suelo impactado por ARA mediante detergente emulsificó el ARA [12-13], mientras que la solución mineral restableció la relación C: N [14], seguido del H₂O₂, (peróxido de hidrógeno) que aceleró la oxidación del ARA [15]; complementariamente con el extracto fúngico que se sugiere hidrolizó los HCB aromáticos y que el control de la humedad al 80% aumentó la disposición de O₂, lo que en conjunto permitió que los microorganismos mineralizaran una parte del ARA. Posteriormente la fitorremediación del suelo con *S. vulgare* inoculado con *A. niger*, promovió el crecimiento del sorgo y aumentó la mineralización del ARA [16]. Se ha reportado que *A. niger* y *P. chrysogenum*, son capaces de tolerar altas concentraciones de HCB para utilizarlos como fuente de carbono y energía [17], lo que causó que el suelo fuera biorremediado de acuerdo a la NOM-138 [1] en un tiempo relativamente corto, comparado con otras investigaciones. Mientras que el suelo control negativo mostró un ligero decremento a 45003 ppm de ARA, donde según lo informado por Agnello *et al.*, 2016 [18], la falta de nutrientes por bioestimulación y fitorremediación impidió que los microorganismos mineralizaran la mayor parte del ARA.

Tabla 1. Aceite residual automotriz después de 60 días de bioestimulación y 90 días de fitorremediación

| Suelo contaminado por ARA | Aceite residual automotriz remanente (ppm) | Porcentaje de mineralización (%) |
|---|--|----------------------------------|
| Control negativo (sin bioestimar) | 45003 ^{f*} | 24,9 ^{f*} |
| Bioestimulación | 13057 ^e | 78,2 ^e |
| Bioestimulación + fitorremediación con <i>Sorghum vulgare</i> | 4143 ^{d*+} | 93 ^{d*+} |
| Bioestimulación + fitorremediación con <i>Sorghum vulgare</i> + <i>Aspergillus niger</i> | 2649^{a+} | 95,5^{a+} |
| Bioestimulación + fitorremediación con <i>Sorghum vulgare</i> + <i>Penicillium chrysogenum</i> | 3317 ^{b*+} | 94,4 ^{b*+} |
| Bioestimulación + fitorremediación con <i>Sorghum vulgare</i> + <i>Aspergillus niger</i> + <i>Penicillium chrysogenum</i> | 3890 ^{c*+} | 93,5 ^{c*+} |

*Tukey (0.025) Letras distintas = indican diferencia estadística + = valores por debajo de lo permitido por la NOM-138.

4. Conclusiones

En este estudio, la integración de la bioestimulación con la fitorremediación mediante sorgo inoculado con hongos filamentosos, demostró ser una técnica de biorremediación más efectiva en comparación con otros métodos biológicos.

5. Agradecimientos

Se agradece a la Universidad de Harvard, Cambridge, Ma, EUA, Fundación Rockefeller 2021. Proyecto 2.7 (2021) y BIONUTRA, SA CV Maravatio, Mich, Mexico y a Conacyt por el apoyo.

6. Referencias

[1] NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificación para la remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 10 de septiembre de 2010. Walpole ER, Myers R, Myers LS. *Probabilidad & Estadística para Ingeniería & Ciencias*. Ed. Pearson. 2007. 8ª. México. 509 p.

[2] Akpabio, G. T., Udoinyang, I. E., & Basil, T. S. (2017). Effect of used motor oil contamination on geotechnical properties of clay soil on Uyo-Akwa Ibom. *J. Nat. Sci. Res*, 5(2), 22-30. <https://doi.org/10.18488/journal.63.2017.52.22.30>

[3] Haleyur, N., Shahsavari, E., Jain, S. S., Koshlaf, E., Ravindran, V. B., Morrison, P. D., ... & Ball, A. S. (2019). Influence of bioaugmentation and biostimulation on PAH degradation in aged contaminated soils:

Response and dynamics of the bacterial community. *Journal of environmental management*, 238, 49-58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.115>

[4] Perini, B. L. B., Bitencourt, R. L., Daronch, N. A., dos Santos Schneider, A. L., & de Oliveira, D. (2020). Surfactant-enhanced in-situ enzymatic oxidation: A bioremediation strategy for oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils and aquifers. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 104013. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104013>

[5] Abed, R. M., Al-Sabahi, J., Al-Maqrashi, F., Al-Habsi, A., & Al-Hinai, M. (2014). Characterization of hydrocarbon-degrading bacteria isolated from oil-contaminated sediments in the Sultanate of Oman and evaluation of bioaugmentation and biostimulation approaches in microcosm experiments. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 89, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.01.006>

[6] Kadri, T., Rouissi, T., Brar, S. K., Cledon, M., Sarma, S., & Verma, M. (2017). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by fungal enzymes: A review. *Journal of environmental sciences*, 51, 52-74. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.08.023>

[7] Ogeleka, D., Bokolo, P., & Omoregie, G. (2020). Assessment of the Phytotoxic Effects and Ecological Risks to Phaseolus vulgaris Planted on Crude Oil Spiked Soils. *Tanzania Journal of Science*, 46(1), 116-128.

[8] Baltierra-Trejo, E., Silva-Espino, E., Márquez-Benavides, L., & Sánchez-Yáñez, J. M. (2016). Inducción de la degradación de lignina de paja de trigo en aromáticos por *Aspergillus* spp. y *Penicillium chrysogenum*. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 7(1), 10-19. <https://doi.org/10.4067/S2072-92942016000100003>

[9] Hussein, K. A., & Joo, J. H. (2018). Plant growth-promoting rhizobacteria improved salinity tolerance of *Lactuca sativa* and *Raphanus sativus*. *Journal of microbiology and biotechnology*, 28(6), 938-945. <https://doi.org/10.4014/jmb.1712.12027>

[10] Miyawaki, T., Tobiishi, K., Takenaka, S., & Kadokami, K. (2018). A rapid method, combining microwave-assisted extraction and gas chromatography-mass spectrometry with a database, for determining organochlorine pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 27(1), 31-45. <https://doi.org/10.1080/15320383.2017.1360245>

[11] Walpole ER, Myers RH, Myers SL. Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias [Internet]. Naucalpan de Juárez; 2007- Recuperado a partir de: <http://librosenpdf.org/libro-pdf-probabilidad-y-estadistica/>

[12] Mao, X., Jiang, R., Xiao, W., & Yu, J. (2015). Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: a review. *Journal of hazardous materials*, 285, 419-435. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.009>

[13] Shah, A., Shahzad, S., Munir, A., Nadagouda, M. N., Khan, G. S., Shams, D. F., ... & Rana, U. A. (2016). Micelles as soil and water decontamination agents. *Chemical reviews*, 116(10), 6042-6074. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.6b00132>

[14] Alexander M. (1977). *Introducción a la microbiología del suelo*. Transformaciones microbianas del fósforo. 355-361. AGT Editor, S. A. México D.F.

[15] Mariano, A. P., Kataoka, A. P. D. A. G., Angelis, D. D. F. D., & Bonotto, D. M. (2007). Laboratory study on the bioremediation of diesel oil contaminated soil from a petrol station. *Brazilian Journal of Microbiology*, 38(2), 346-353. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822007000200030>

[16] Izinyon, O. C., & Seghosime, A. (2013). Assessment of show star grass (*Melampodium paludosum*) for phytoremediation of motor oil contaminated soil. *Assessment*, 3(3).

[17] Ameen, F., Moslem, M., Hadi, S., & Al-Sabri, A. E. (2016). Biodegradation of diesel fuel hydrocarbons by mangrove fungi from Red Sea Coast of Saudi Arabia. *Saudi journal of biological sciences*, 23(2), 211-218. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.04.005>

[18] Agnello, A. C., Bagard, M., van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Huguenot, D. (2016). Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 563, 693-703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.061>



DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS DE UN TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUAS RESIDUALES

González Medina, Eduardo Alexis¹; Sotelo Navarro, Perla Xochitl² y Velasco Pérez, Maribel³

¹ Tecnologías Sustentables, Departamento de Energía, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No 180, Col. Reynosa Tamaulipas, CP 02200, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México, e.alexgm@gmail.com

² Cátedra CONACYT-CINVESTAV, Doctorado Transdisciplinario en Desarrollo Científico y Tecnológico para la Sociedad, CINVESTAV, Unidad Zacatenco, Ciudad de México, México, Apartado postal 14-740, perla.sotelo@cinvestav.mx

³ Tecnologías Sustentables, Departamento de Energía, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No 180, Col. Reynosa Tamaulipas, CP 02200, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México, mvp@azc.uam.mx

Resumen

La planta piloto de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco produce aproximadamente 170 L/día de lodos fisicoquímicos que actualmente no reciben tratamiento. En este trabajo se investigó la digestión y co-digestión anaerobia de estos residuos para fomentar su aprovechamiento. Se evaluaron los sustratos y co-sustratos: lodos fisicoquímicos (LF), lodos biológicos (LB), lodos fisicoquímicos y biológicos (LFB), lodos fisicoquímicos y residuos de poda (LFP), residuos de poda (P), lodos fisicoquímicos y residuos de alimentos (LFA) y lodos fisicoquímicos, residuos de poda y residuos de alimentos (LFPA). El proceso se llevó a cabo por triplicado en digestores de 1 L de capacidad, un máximo de 20% de sólidos totales y una relación C/N de 30. Se realizó una caracterización fisicoquímica y biológica de los sustratos, co-sustratos y digestatos. La producción de biogás obtenida a los 60 días fue de 2738 mL con P, 2573 mL con LB, 1655 mL con LFB, 1343 mL con LFPA, 1155 mL con LFA, 1082 mL con LF y 868 mL con LFP. La mayor proporción de metano se encontró con LB (50% CH₄ a los 40 días), seguida por P (44% CH₄ a los 54 días), mientras que los LF alcanzaron 28% a los 60 días. Se concluye que la digestión de los LF no es viable en las condiciones evaluadas. Sin embargo, se recomienda evaluar su co-digestión para aumentar la producción de biogás y la proporción de CH₄ en éste.

Palabras clave: biogás, coagulación/floculación, co-digestión, metano, valorización energética

Abstract

The Waste Treatment Plant in the Autonomous Metropolitan University, Azcapotzalco Campus, produces 170 L/day of sludge from a physicochemical process. This by-product is currently disposed of without treatment. This study investigates digestion and co-digestion of this physicochemical sludge to promote its valorization. The following substrates and co-substrates were studied: sludge from a physicochemical treatment (SF), sludge from a secondary treatment (SB), sludge from physicochemical and biological treatments (SFB), sludge from a physicochemical treatment and yard waste (SFY), yard waste (Y), sludge from a physicochemical treatment and food waste (SFF), and sludge from a physicochemical treatment, and yard and food waste (SFYF). Anaerobic digestion was carried out in 1 L reactors with 20% of total solids and 30 C/N. Substrates, co-substrates, and digestates were chemically and biologically characterized. Biogas production at 60 days decreased as follows 2738 mL for Y, 2573 mL for SB, 1655 mL for SFB, 1343 mL for SFYF, 1155 mL for SFF, 1082 mL for SF, and 868 mL for SFY. The highest methane

concentration was achieved for SB (50% CH₄ at 40 days), followed by Y (44% CH₄ at 54 days), while SF produced 28% at 60 days. It was concluded that anaerobic digestion of SF is non-viable under the studied conditions. However, future research could investigate other co-substrates to increase biogas production and methane concentration.

Keywords: biogas, co-digestion, coagulation/flocculation, methane, waste to energy

1. Introducción

El tratamiento de aguas residuales genera un subproducto semisólido conocido como lodos, sus características varían de acuerdo con el tipo de proceso del cual provienen y la calidad del agua tratada, entre otros factores. Los lodos pueden ser susceptibles de tratamiento por medio del espesamiento, deshidratación, secado, incineración, compostaje o digestión anaerobia.

La digestión anaerobia produce biogás y un biosólido que se conoce comúnmente como digestato. Algunas ventajas de este tratamiento son la posibilidad de aprovechar energéticamente el biogás, la eliminación de agentes patógenos y el uso del digestato como mejorador de suelos.

La Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco (UAM-A), ubicada al norte de la Ciudad de México, opera una Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales (PPTAR). En esta instalación se trata aproximadamente el 10% del agua residual generada en universidad. En el proceso se generan lodos provenientes del tratamiento fisicoquímico, en el que se emplea sulfato de aluminio como coagulante y un polímero aniónico como floculante. Debido a la cantidad en la que se generan los lodos, éstos no reciben actualmente un tratamiento (SEMARNAT, 2013). Sin embargo, recientemente en la universidad se ha evaluado el aprovechamiento de este subproducto con diferentes tecnologías (Mendoza Sánchez, 2020).

En la literatura se reporta el tratamiento por medio de la digestión anaerobia de lodos fisicoquímicos. En el aprovechamiento de un lodo con cloruro de hierro se generaron de 270 L de metano (CH₄) por kg de sólidos volátiles (Marañón et al., 2013). En otro estudio se encontró que el cloruro de hierro inhibe la producción de metano al acidificar el medio (Torres-Lozada et al., 2015). Finalmente, la co-digestión de lodos fisicoquímicos con lodos activados puede incrementar la producción de biogás (Pinto et al., 2016).

2. Metodología

Esta investigación se realizó en el laboratorio de Tecnologías Sustentables, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. La digestión y co-digestión anaerobia se llevaron a cabo en cuatro etapas principales; la obtención y caracterización fisicoquímica y biológica de los sustratos, co-sustratos y digestatos, el montaje de los digestores y el monitoreo de la producción de biogás.

2.1 Obtención de los sustratos y co-sustratos

En la digestión anaerobia se evaluaron los sustratos y co-sustratos: lodos fisicoquímicos (LF), lodos biológicos (LB), lodos fisicoquímicos y biológicos (LFB), lodos fisicoquímicos y residuos de poda (LFP), residuos de poda (P), lodos fisicoquímicos y residuos de alimentos (LFA) y lodos fisicoquímicos, residuos de poda y residuos de alimentos (LFPA). Los LF se obtuvieron del proceso fisicoquímico de la PPTAR de la UAM-A. Los LB se recolectaron en la planta de tratamiento de aguas residuales "El Rosario", ubicada en el Estado de México, México. Finalmente se utilizaron los residuos de poda generados en los jardines de la UAM-A y los residuos de comida de la cafetería de la UAM-A.

2.2 Montaje de los digestores

La evaluación de los sustratos y co-sustratos se realizó por triplicado en reactores de 1 L de capacidad, con un máximo de 20% de sólidos totales y una relación C/N de 30 (Tabla 1). Los digestores eran de plástico con un puerto de muestreo y sistema de almacenamiento para el biogás. Para obtener condiciones de anaerobiosis se recirculó nitrógeno durante 30 min inmediatamente después del montaje de los reactores. A todos los reactores se les adicionó un inóculo anaerobio proveniente de un proceso de digestión anaerobia previo, se agregó un 10 % en masa.

Tabla 1. Sustratos y co-sustratos utilizados en la digestión anaerobia.

| Tratamiento | Masa de sustratos y co-sustratos por reactor (g) | | | | |
|-------------|--|------------------|------------------|-----------------------|---------|
| | Lodos fisicoquímicos | Lodos biológicos | Residuos de poda | Residuos de alimentos | Inóculo |
| LF | 750 | - | - | - | 75 |
| LB | - | 750 | - | - | 75 |
| LFB | 325 | 325 | - | - | 75 |
| LFP | 600 | - | 10,8 | - | 75 |
| P | - | - | 199 | - | 75 |
| LFA | 325 | - | - | 325 | 75 |
| LFPA | 33,25 | - | 54,5 | 45 | 75 |

2.3. Caracterización de los sustratos, co-sustratos y digestatos

Los parámetros determinados para los sustratos, co-sustratos y digestatos fueron pH (APHA et al., 2018c), alcalinidad (APHA et al., 2018a), sólidos totales (APHA et al., 2018b), sólidos volátiles (APHA et al., 2018b), materia orgánica (SCFI, 1985a), cenizas (SCFI, 1984), nitrógeno total Kjeldahl (SCFI, 2010), relación C/N (SCFI, 1985b) y coliformes fecales y totales (SEMARNAT, 2002).

2.4. Monitoreo de la producción de biogás

La producción de biogás se monitoreo durante 60 días, para determinar el volumen de biogás se utilizó el método de desplazamiento de volumen. El biogás de cada digestor se hizo pasar por una solución saturada de cloruro de sodio y se midió el volumen desplazado de la solución con una probeta de 1 L. La composición del biogás se determinó con un cromatógrafo Agilent LTS-160303, que permite detectar metano (CH₄), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), nitrógeno (N₂), hidrógeno (H₂) y oxígeno (O₂).

3. Resultados

3.1. Caracterización de los sustratos, co-sustratos y digestatos

La Tabla 2 presenta la caracterización fisicoquímica de los sustratos, co-sustratos y digestatos. El contenido de sólidos totales en los LF es menor a 20%, esto se debe a que los lodos se utilizaron sin espesar. Con excepción de los reactores que contienen como co-sustrato residuos de alimentos el pH de los sustratos y co-sustratos varió entre 6,05 y 6,38 unidades. Los tratamientos que contienen a los residuos de alimentos presentaron una disminución significativa del pH por la digestión anaerobia, el pH del LFA disminuyó de 4,71 a 3,55 unidades y el del LFPA de 5,98 a 4,82 unidades. Se observa también una

elevación considerable de la alcalinidad, con excepción de los LFA. La disminución en el pH se puede explicar por la producción de ácidos grasos volátiles, mientras que el aumento en la alcalinidad se puede deber a las bacterias metanogénicas (Appels et al., 2008).

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los sustratos, cosustratos y digestatos.

| Tratamiento | S/D* | LF | LB | LFB | LFP | P | LFA | LFA | LFA |
|-------------------------------------|------|-------|-------|--------|--------|--------|-------|-------|-----|
| Sólidos totales (%) | S | 2,57 | 0,10 | 1,31 | 7,40 | 82,32 | 9,82 | 34,78 | |
| | D | 1,10 | 1,78 | 1,79 | 12,11 | 1,96 | 1,10 | 2,11 | |
| Sólidos volátiles (%) | S | 98,88 | 99,95 | 99,40 | 98,28 | 90,70 | 98,59 | 91,98 | |
| | D | 99,70 | 99,49 | 99,46 | 98,28 | 99,63 | 99,85 | 99,80 | |
| Materia orgánica (%) | S | 99,14 | 99,97 | 99,51 | 98,20 | 90,75 | 98,63 | 91,91 | |
| | D | 99,73 | 99,50 | 99,47 | 98,28 | 99,64 | 99,81 | 99,71 | |
| Cenizas (%) | S | 1,12 | 0,05 | 0,60 | 1,72 | 9,28 | 1,41 | 8,11 | |
| | D | 0,30 | 0,51 | 0,54 | 1,72 | 0,37 | 0,15 | 0,20 | |
| pH | S | 6,17 | 6,38 | 6,21 | 6,38 | 6,05 | 4,71 | 5,98 | |
| | D | 7,28 | 7,77 | 7,78 | 5,86 | 7,44 | 3,55 | 4,82 | |
| Alcalinidad (g _{CaCO3} /L) | S | 44,55 | 4,95 | 6,6 | 9,9 | 8,25 | 9,9 | ND** | |
| | D | 148,5 | 62,7 | 120,45 | 381,15 | 140,25 | ND** | 74,25 | |
| Carbono orgánico (%) | S | 57,50 | 57,98 | 57,72 | 59,96 | 52,63 | 57,20 | 53,31 | |
| | D | 57,84 | 57,71 | 57,69 | 57,00 | 57,79 | 57,89 | 57,83 | |
| Nitrógeno (%) | S | 1,25 | 0,88 | 0,79 | 1,51 | 1,91 | 1,25 | 1,91 | |
| | D | 0,90 | 0,95 | 0,86 | 1,41 | 1,05 | 1,87 | 1,28 | |
| Relación C/N | S | 45,93 | 65,71 | 73,06 | 37,79 | 27,61 | 45,67 | 27,89 | |
| | D | 64,21 | 60,93 | 66,78 | 40,52 | 64,06 | 30,95 | 45,17 | |

* S/D: indica si el parámetro corresponde al sustrato o cosustrato (S) o al digestato (D); **ND: No detectable

Los sustratos y co-sustratos con mayor concentración de coliformes fecales y totales fueron los LF, este resultado era de esperarse dado su origen (Tabla 3). La reducción en la concentración de microorganismos es considerable en casi todos los tratamientos, aunque en los digestatos LB, LFP y P permanece elevada.

Tabla 3. Caracterización biológica de los sustratos, cosustratos y digestatos.

| Tratamiento | Sustratos y cosustratos | | Digestatos | |
|-------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | Coliformes totales (NMP/g) | Coliformes fecales (NMP/g) | Coliformes totales (NMP/g) | Coliformes fecales (NMP/g) |
| LF | 1,80×10 ⁵ | 9,20×10 ⁵ | 200 | 200 |
| LB | 1,30×10 ⁴ | 3,40×10 ³ | 1,06×10 ⁴ | 9,97×10 ³ |
| LFB | 7,00×10 ³ | 2,60×10 ³ | 200 | 200 |
| LFP | 5,40×10 ⁴ | 5,40×10 ⁴ | 2,47×10 ³ | 1,79×10 ³ |
| P | 1,80×10 ⁵ | 1,80×10 ⁵ | 4,00×10 ³ | 2,27×10 ³ |
| LFA | 4,16×10 ⁴ | 3,86×10 ⁴ | 200 | 200 |
| LFA | 1,80×10 ⁵ | 5,79×10 ⁴ | 200 | 200 |

3.1. Monitoreo de la producción de biogás

Los sustratos y co-sustratos con mayor producción de biogás son LB y P con 2738 mL y 2573 mL,

respectivamente (Figura 2), mientras para LF es considerablemente menor (1082 mL). Los LFPA y LFA aumentan rápidamente la producción de biogás, pero a partir de los días 8 y 5 ésta se detiene.

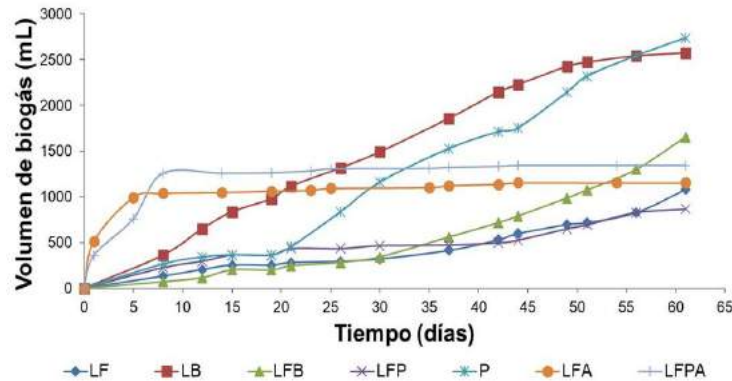


Figura 2. Volumen de biogás generado en la digestión anaerobia por tratamiento.

La Figura 3 presenta el contenido de metano en % volumen en los diferentes tratamientos, las gráficas para LFA y LFPA no se incluyeron pues en estos tratamientos no hubo producción de metano. Esto se puede explicar por el pH de estos sustratos y co-sustratos. El sustrato LB presentó la mayor proporción de metano (<41% en volumen) de los días 12 al 44, mientras que para el sustrato LF la mayor proporción se alcanzó el día 60 con 24.79%.

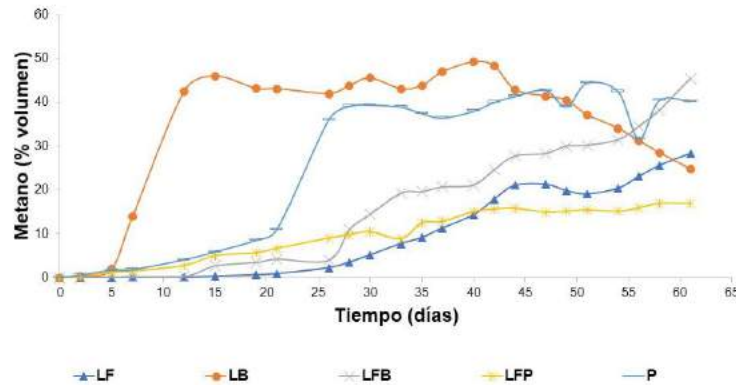


Figura 3. Proporción de metano en volumen en la digestión anaerobia por tratamiento.

La cantidad de biogás y proporción de metano en éste para los LF pudo verse afectada por la elevada relación inicial C/N (> 30) del sustrato (Kranert et al., 2012), el contenido inicial de sólidos totales (1.10%) y la falta de agitación continua.

4. Conclusiones

Este trabajo investigó la digestión y co-digestión anaerobia de lodos provenientes de un proceso fisicoquímico de tratamiento de aguas residuales. Se utilizaron como co-sustratos lodos biológicos, residuos de poda y residuos de alimentos. Se encontró que los residuos de poda produjeron la mayor cantidad de biogás (2738 mL) y los lodos biológicos la mayor proporción de metano (> 40 %), mientras que para los lodos fisicoquímicos la producción de biogás (1082 mL) y metano (28 %) fue modesta. Los residuos de alimentos afectaron negativamente la producción de metano, debido al pH ácido (pH < 5 unidades). Los factores que pudieron afectar la digestión de los lodos fisicoquímicos son el bajo contenido

de sólidos totales en el sustrato, una relación C/N superior a 30 y falta de agitación continua en los reactores. En las condiciones evaluadas la digestión o co-digestión anaerobia de los lodos fisicoquímicos de la PPTAR no es viable, pero se sugiere investigar este proceso con una mayor concentración de sólidos totales (mediante el espesamiento de los lodos), con un co-sustrato que permita mantener la relación C/N inicial entre 16 y 30 y con un sistema de agitación que distribuya los nutrientes y el calor en el volumen útil del digestor.

Referencias

- APHA, AWWA, & WAF. (2018a). 2320 Alkalinity. In *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.
- APHA, AWWA, & WAF. (2018b). Solids. In *Standard Methods of water and wastewater*. American Public Health Association.
- APHA, AWWA, & WAF. (2018c). 4500-H+ pH value. In *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/doi:10.2105/SMWW.2882.082>
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. In *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 34, Issue 6, pp. 755–781). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>
- Kranert, M., Kusch, S., Huang, J., & Fischer, K. (2012). Anaerobic Digestion of Waste. *Green Energy and Technology*, 55, 107–135. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-2306-4_5
- Marañón, E., Negral, L., Fernández-Nava, Y., & Castrillón, L. (2013). Influence of conditioning agents and enzymic hydrolysis on the biochemical methane potential of sewage sludge. *Water Science and Technology*, 68(7), 1622–1632. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.413>
- Mendoza Sánchez, M. (2020). *Estudio comparativo de dos procesos biológicos para el aprovechamiento de los lodos generados en la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales de la UAM-A*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Pinto, N., Carvalho, A., Pacheco, J., & Duarte, E. (2016). Study of different ratios of primary and waste activated sludges to enhance the methane yield. *Water and Environment Journal*, 30(3–4), 203–210. <https://doi.org/10.1111/wej.12188>
- SCFI. (1984). *NMX-AA-18-1984 protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de cenizas*.
- SCFI. (1985a). *NMX-AA-21-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de materia orgánica*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.
- SCFI. (1985b). *NMX-AA-67-1985 protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de la relación carbono/nitrógeno*.
- SCFI. (2010). *NMX-AA-026-SCFI-2010 análisis de agua - medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*.
- SEMARNAT. (2002). *NOM-004-SEMARNAT-2002 protección ambiental - lodos y biosólidos - especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*.
- SEMARNAT. (2013). *NORMA Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011, Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dich* (p. 27). <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/6633/1/nom-161-semarnat-2011.pdf>
- Torres-Lozada, P., Díaz-Granados, J. S., & Parra-Orobio, B. A. (2015). Effects of the incorporation of drinking water sludge on the anaerobic digestion of domestic wastewater sludge for methane production. *Water Science and Technology*, 72(6), 1016–1021. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.291>

EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS UTILIZANDO AGUA CON DIFERENTES NIVELES DE SALINIDAD

Viloria Ospino, Erwin; Eljaiek Urzola, Mónica²

¹ Grupo de Investigación Química Orgánica Medicinal, Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Universidad de Cartagena Universidad de Cartagena, Zaragocilla Cra. 50 #24120, Cartagena, Colombia, eviloriaos@gmail.com

² Grupo de Investigación Modelación Ambiental, Facultad de Ingenierías, Universidad de Cartagena, Avenida del Consulado Calle 30 No. 48 152, Cartagena, Colombia, meljaieku@unicartagena.edu.co

Resumen

El manejo y disposición final de los residuos sólidos orgánicos y la disponibilidad de fuentes de energía, representan un desafío técnico, económico y ambiental en zonas insulares, donde el acceso a los servicios públicos básicos es escaso o nulo. Como respuesta a este desafío, el propósito principal de esta investigación fue evaluar el potencial de producción de biogás a partir de la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estudiando el efecto de la relación sustrato/inóculo y del contenido de salinidad del agua de dilución. Se analizaron relaciones sustrato/inóculo de 1,0, 2,0 y 3,0 kgSV/kgSV y conductividades eléctricas de 0,01, 4,04 y 10,06 mS/cm. El sustrato consistente en residuos de alimentos proveniente de un restaurante estudiantil, se digirieron anaeróticamente en condiciones mesofílicas en reactores por lotes inoculados con estiércol de vaca previamente aclimatado. El mejor rendimiento se logró con una relación sustrato/inóculo de 1,0 y agua de 0,01 mS/cm, obteniendo valores de volumen de biogás acumulado y potencial bioquímico de metano de 0,8215 L y 44,8 LCH₄/kgSV respectivamente. El incremento de la conductividad eléctrica del agua de dilución provocó disminuciones en la producción de biogás y el potencial bioquímico de metano, sin embargo, mediante ajustes en la composición de los residuos y las condiciones del proceso de digestión anaerobia podrían obtenerse resultados más prometedores para su aplicación en zonas insulares.

Abstract

The management and final disposal of organic solid waste and the availability of energy sources represent a technical, economic and environmental challenge in insular areas, where access to basic public services is scarce or null. In response to this challenge, the main purpose of this research was to evaluate the potential for biogas production from the anaerobic digestion of food waste, studying the effect of the substrate/inoculum ratio and the salinity content of the dilution water. Substrate/inoculum ratios of 1.0, 2.0 and 3.0 kgVS/kgVS and electrical conductivities of 0.01, 4.04 and 10.06 mS/cm were analyzed. The substrate consisting of food residues coming from a student restaurant was anaerobically digested under mesophilic conditions in batch reactors inoculated with previously acclimatized cow manure. The best performance was achieved with a substrate / inoculum ratio of 1.0 and water of 0.01 mS/cm, obtaining values of accumulated biogas volume and biochemical methane potential of 0.8215 L and 44.8 LCH₄/kgVS respectively. The increase in the electrical conductivity of the dilution water caused decreases in the production of biogas and the biochemical potential of methane; however, by adjusting the composition of the waste and the conditions of the anaerobic digestion process, more promising results could be obtained for its application in insular areas.

Palabras clave/keywords:

Digestión anaerobia, biogás, residuos orgánicos, salinidad, conductividad eléctrica.

1. Introducción

En la actualidad, el manejo y disposición final de residuos sólidos sigue siendo un gran reto social, económico y ambiental, debido al constante crecimiento de la población humana, el desarrollo económico de las ciudades y una cultura cada vez más consumista. Dentro de los residuos sólidos, los desechos de alimentos constituyen un problema, dado a que el alto contenido de humedad que poseen provoca una descomposición rápida a temperatura ambiente, generando gases y líquidos percolados que representan un riesgo para el ambiente y la salud humana (J. Zhang et al., 2020; Zhao et al., 2017).

En lugares de difícil acceso, tales como zonas insulares, el problema de la gestión de los residuos sólidos orgánicos, especialmente desechos de alimentos, se agudiza por el limitado acceso a los servicios públicos de agua, energía eléctrica, gas natural y aseo. Dentro de las tecnologías existentes para el tratamiento de estos residuos, la digestión anaerobia resulta una tecnología prometedora, ya que elimina patógenos, reduce el volumen de residuos y posee un alto potencial de recuperación de energía mediante la producción de biogás (Dhar et al., 2016; Zhao et al., 2017), contribuyendo a la mitigación de otro de los problemas comunes en las zonas insulares, la poca disponibilidad de energía eléctrica y gas natural.

No obstante, la aplicación de la digestión anaerobia en zonas insulares puede verse limitada por el requerimiento de agua para la dilución de los sustratos; por lo tanto, se deben considerar fuentes hídricas localmente disponibles, tales como pozos artesanales que proveen agua con cierto grado de salinidad. Aunque existen estudios que demuestran un efecto adverso de la salinidad sobre la producción de biogás y la estabilidad del proceso de digestión anaerobia, la información de este efecto específicamente en la digestión de residuos de alimentos utilizando estiércol de vaca como inóculo, es escasa.

Por lo anterior, esta investigación estuvo orientada evaluar el potencial de producción de biogás a partir de la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estudiando el efecto de la relación sustrato/inóculo y del contenido de salinidad del agua de dilución.

2. Metodología

2.1 Recolección y preparación de las muestras

Los residuos de alimentos utilizados como sustrato se obtuvieron de un restaurante estudiantil de la Ciudad de Cartagena, Bolívar (Colombia). Fueron recolectados durante una semana siguiendo las recomendaciones de Forster (2005). El estiércol de vaca utilizado como inóculo fue recolectado de una planta de sacrificio vacuno ubicada en cercanías a la ciudad de Cartagena. Con el fin de aclimatar los microorganismos, el estiércol de vaca fue digerido anaerobiamente a temperatura ambiente (25 – 30°C) durante 180 días previos a las pruebas por lote (Elsayed et al., 2016). Para la dilución de los sustratos se prepararon soluciones salinas con conductividades eléctricas de 0,01, 4,04 y 10,06 mS/cm.

2.2 Ensayos Experimentales

Se realizaron ensayos de Potencia Bioquímica de Metano (PBM) en condiciones mesófilicas (25 - 30°C), siguiendo las recomendaciones de Cárdenas et al. (2016). Los reactores anaerobios por lotes se cargaron con las cantidades requeridas de residuos de alimentos y estiércol de vaca para obtener tratamientos con relaciones S/I de 1,0, 2,0 y 3,0 gSV/gSV. Para cada relación S/I se ensayaron soluciones salinas con

conductividades eléctricas de 0,01, 4,04 y 10,06 mS/cm. Adicionalmente, se prepararon reactores controles que contenían inóculo sin sustrato. Cada tratamiento se hizo por duplicado.

El volumen de biogás generado durante 30 días de digestión se determinó a través del desplazamiento de una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 0,4 M. El PBM se determinó a través de la Ecuación 1 (Elsayed et al., 2016).

$$PBM = \frac{V_{CH_4(S+I)} - V_{CH_4(I)}}{SV_{(S)}} \quad (1)$$

Donde PBM es el Potencial Bioquímico de Metano [mLCH₄/gSV]; V_{CH₄(S+I)} es el volumen de metano producido por la mezcla sustrato e inóculo [mLCH₄]; V_{CH₄(I)} es el volumen de metano producido solo por el inóculo [mLCH₄]; y SV_S es la masa en gramos de sólidos volátiles del sustrato [gSV].

2.3 Técnicas analíticas

La caracterización de los residuos de alimentos y el estiércol de vaca se realizó mediante el análisis de los contenidos de Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) y la relación Carbono/Nitrógeno (C/N), siguiendo el procedimiento estándar para análisis de aguas y aguas residuales (APHA, 2005). La conductividad eléctrica de las soluciones salinas se determinaron con un conductímetro METROHM 660. La cromatografía de gases fue desarrollada siguiendo un procedimiento similar al de Fernández y Saavedra (2007); se utilizó un cromatógrafo de gases Agilent 7890^a con detector de masas Agilent 5975C, equipado con una columna capilar HP-5MS

3. Resultados y discusión

3.1 Características del sustrato y el inóculo

Los resultados de la caracterización de los residuos de alimentos y el estiércol de vaca se resumen en la Tabla 1.

Tabla 3. Resultados de la caracterización del sustrato y el inóculo.

| Componente | ST (%) | SV/ST (%) | COT (%) | NKT (%) | C/N |
|-----------------------|--------|-----------|---------|---------|-------|
| Residuos de Alimentos | 45,95 | 84,61 | 18,36 | 0,93 | 19,74 |
| Estiércol de Vaca | 10,28 | 70,40 | 9,63 | 0,28 | 34,39 |

Los contenidos de ST y SV/ST encontrados son acordes a los obtenidos por otros autores; Camacho et al. (2017), Elsayed et al. (2016) y Wang et al. (2018) reportaron para el estiércol de vaca, valores de ST de 5,59% a 22,36% y valores de SV/ST de 70,97% a 79,3%. Por otro lado, Borowski et al.(2018) y Ravi et al. (2018), reportaron para los residuos de alimentos, valores de ST de 35,1% a 57,77% y valores de SV/ST de 77,7% a 91,28%. Los valores de la relación C/N difieren al promedio de los valores reportados por estos mismo autores; esta discrepancia puede derivarse por los cambios de lugar y hábitos alimenticios (Dhamodharan et al., 2015; C. Zhang et al., 2014).

3.2 Efecto de la relación S/I sobre la producción acumulada de biogás y el PBM

Reactores referidos como ROC0, R1C0, R2C0 y R3C0, fueron preparados con solución salina de 0,01 mS/cm y relaciones S/I de 0,0, 1,0, 2,0 y 3,0, respectivamente. Los volúmenes acumulados de biogás obtenidos para cada uno de estos tratamientos fueron de 0,8215, 0,4295 y 0,3790 L, respectivamente (ver Figura 1), los cuales resultaron más altos que el tratamiento control referido como ROC0. Los valores de PBM para R1C0, R2C0 y R3C0 fueron de 44,8, 10,5 y 6,2 LCH₄/kgSV. El efecto antagónico de la relación S/I sobre la producción de biogás y el PBM puede derivarse de una acumulación excesiva de ácidos grasos volátiles (AGV) a bajos niveles de inoculación (Camacho et al., 2017).

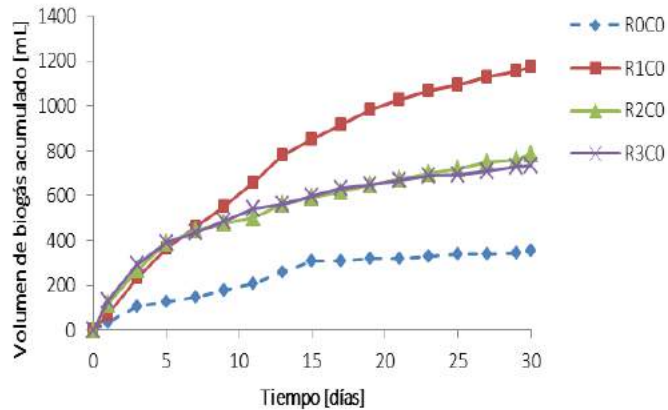


Figura 1. Producción acumulada de biogás para los tratamientos con solución salina de 0,01 mS/cm.

Los resultados son coherentes a los reportados por (Awosusi et al., 2021), quienes obtuvieron el mayor rendimiento (289 LCH₄/kgSV) cuando se empleó la relación residuos de alimentos / estiércol de vaca más baja (2:1). Por otro lado, Tasnim et al. (2017) estudiando la digestión anaerobia de residuos de cocina y estiércol de vaca en una relación 1:1, obtuvieron un volumen acumulado de biogás de 0,335 L con 10 días de digestión. Este valor se encontró por debajo del volumen acumulado de biogás obtenido en el tratamiento con S/I de 1,0 para el mismo tiempo de digestión.

3.3 Efecto de la conductividad eléctrica del agua de dilución sobre la producción acumulada de biogás y el PBM

Reactores referidos como R1C0, R1C4, R1C10 fueron preparados con una relación S/I de 1,0 y conductividades eléctricas de 0,01, 4,04 y 10,06 mS/cm, respectivamente. Los volúmenes acumulados de biogás obtenidos para cada uno de estos tratamientos fueron de 0,8215, 0,7680 y 0,4220 L, respectivamente (ver Figura 2), valores que resultaron más altos que sus respectivos tratamientos controles, referidos como ROC0, ROC4 y ROC10. Los valores de PBM para R1C0, R1C4 y R1C10 fueron de 44,8, 31,6 y 21,6 LCH₄/kgSV, respectivamente.

El incremento de la conductividad eléctrica del agua de dilución a 4,04 mS/cm produjo una disminución moderada en los valores del volumen acumulado de biogás y el PBM, y un incremento a 10,01 mS/cm produjo una disminución más severa, evidenciando un efecto antagónico de la salinidad sobre estas variables. Este efecto puede explicarse porque las altas concentraciones del ión Na⁺ incrementan la presión osmótica, conllevando a la pérdida de agua intracelular de los metanógenos, y por ende, a la disminución de actividades enzimáticas claves en los microorganismos (Chen et al., 2008; Liu et al., 2019).

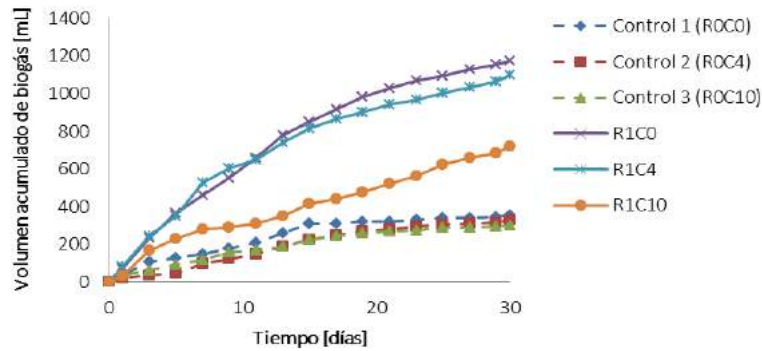


Figura 2. Producción acumulada de biogás para los tratamientos con relación S/I de 1,0.

La tendencia de disminución del volumen acumulado de biogás y el PBM con el incremento de la concentración de sal, fue coherente con lo reportado por Liu et al. (2019) y J. Zhang et al. (2020). Además, reportan que concentraciones de sal de 7,8 mS/cm reducen la producción de metano en más del 80% (Letelier et al., 2020).

4. Conclusiones

El incremento de la conductividad eléctrica a 4.04 mS/cm disminuyó moderadamente la producción de biogás, mientras que un aumento a 10,06 mS/cm provocó una inhibición más severa.

Altas relaciones (residuos de alimentos)/(estiércol de vaca) provocan disminuciones en el volumen acumulado de biogás y el PBM debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles. Por otro lado, altas concentraciones de salinidad también conllevan a bajos rendimientos, debido a la disminución de actividades enzimáticas importantes por causa del incremento de la presión osmótica.

Esta investigación que promovió el interés de la comunidad académico - científica hacia la búsqueda de soluciones a problemas ambientales y energéticos de poblaciones insulares de la Región Caribe Colombiana. Contribuyó a la búsqueda de conocimientos orientados a comprender el comportamiento del proceso de digestión anaerobia y así implementar estrategias que permitan optimizar los rendimientos de esta tecnología. Fomentó la concientización sobre la importancia del correcto manejo de los residuos sólidos y del uso adecuado y eficiente de los recursos naturales.

Se recomienda estudiar la evolución del pH y la generación de ácidos grasos volátiles durante el proceso de digestión anaerobia. Además, desarrollar experimentos con conductividades eléctricas entre 0.0 y 4.0 mS/cm. Así mismo, estudiar alternativas de adaptación del inóculo a condiciones hipersalinas.

5. Referencias

- APHA, AWWA, & WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21st ed). American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation.
- Awosusi, A., Sethunya, V., & Matambo, T. (2021). Synergistic effect of anaerobic co-digestion of South African food waste with cow manure: Role of low density-polyethylene in process modulation. *Materials Today: Proceedings*, 38, 793–803.
- Borowski, S., Boniecki, P., Kubacki, P., & Czy, A. (2018). Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. *Waste Management*, 74, 158–167.
- Camacho, R., Villada, H. S., & Hoyos, J. L. (2017). Evaluación del Estiércol de Vaca como Inóculo en la

Digestión Anaerobia Termófila de Residuos Sólidos Urbanos. *Información Tecnológica*, 28(3), 29–36.

Cárdenas, L. M., Parra, B. A., Torres, P., & Vásquez, C. H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos Perspectives of Biochemical Methane Potential - BMP test for control the anaerobic digestion process of wastes Perspectivas do t. *Revista ION*, 29(1), 95–108.

Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044–4064.

Dhamodharan, K., Kumar, V., & Kalamdhad, A. S. (2015). Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. *Bioresource Technology*, 180, 237–241.

Dhar, H., Kumar, P., Kumar, S., Mukherjee, S., & Vaidya, A. N. (2016). Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 217, 56–61.

Elsayed, M., Andres, Y., Blel, W., Gad, A., & Ahmed, A. (2016). Effect of VS organic loads and buckwheat husk on methane production by anaerobic co-digestion of primary sludge and wheat straw. *Energy Conversion and Management Journal*, 117, 538–547.

Fernández, J. D., & Saavedra, C. C. (2007). Obtención de biogás a partir del bagazo de caña y estiércol. *Creando Revista Científica Juvenil*, 6, 105–118.

Forster, T. (2005). *Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor (Tesis doctoral)*. Universidad de Cádiz.

Huang, X., Yun, S., Zhu, J., Du, T., Zhang, C., & Li, X. (2016). Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability. *Bioresource Technology*, 218, 62–68.

Letelier, C. O., Mancini, E., Pedersen, P. B., Angelidaki, I., & Fotidis, I. A. (2020). Saline fish wastewater in biogas plants - Biomethanation toxicity and safe use. *Journal of Environmental Management*, 275, 111233.

Liu, Y., Yuan, Y., Wang, W., Wachemo, A. C., & Zou, D. (2019). Effects of adding osmoprotectant on anaerobic digestion of kitchen waste with high level of salinity. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 128(6), 723–732.

Ravi, P. P., Lindner, J., Oechsner, H., & Lemmer, A. (2018). Effects of target pH-value on organic acids and methane production in two- stage anaerobic digestion of vegetable waste. *Bioresource Technology*, 247, 96–102.

Tasnim, F., Iqbal, S. A., & Chowdhury, A. R. (2017). Biogas production from anaerobic co-digestion of cow manure with kitchen waste and Water Hyacinth. *Renewable Energy*, 109, 434–439.

Wang, X., Li, Z., Bai, X., Zhou, X., Cheng, S., Gao, R., & Sun, J. (2018). Study on improving anaerobic co-digestion of cow manure and corn straw by fruit and vegetable waste : Methane production and microbial community in CSTR process. *Bioresource Technology*, 249, 290–297.

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392.

Zhang, J., Zhang, R., He, Q., Ji, B., Wang, H., & Yang, K. (2020). Adaptation to salinity: Response of biogas production and microbial communities in anaerobic digestion of kitchen waste to salinity stress. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 130(2), 173–178.

Zhao, J., Liu, Y., Wang, D., Chen, F., Li, X., & Zeng, G. (2017). Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion. *Waste Management*, 67, 308–314.



DEGRADACIÓN DE “PLÁSTICOS AMIGABLES CON EL AMBIENTE” EN UN PROCESO DE COMPOSTEO

Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Cruz Salas, Arely Areanely¹, Vázquez Morillas, Alethia¹; Mendoza Sánchez, Mariana¹; Tecorralco Bobadilla, Ana Laura¹; Tapia Fuentes, Jocelyn¹;

¹Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México. jucaf@azc.uam.mx, al2173803384@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx, m4ri4n4.09s4n@gmail.com, laura_tecorralco@hotmail.com, jozfuentes@gmail.com

Resumen

Los artículos plásticos de un solo uso (APUSU) hoy en día representan una problemática mundial debido a diversos inconvenientes, tales como uso excesivo de recursos naturales para su fabricación, tiempo de vida útil corto, aumento de su generación como residuos, y, por ende, acumulación en diferentes ecosistemas y sitios de disposición final. Como respuesta a lo anterior, han surgido alternativas como los plásticos autonombados como “amigables con el ambiente”, dentro de los que se encuentran compostables, oxo-degradables y biodegradables, por mencionar algunos. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la degradación de 32 APUSU – etiquetados como degradables (16 bolsas, siete platos, un vaso y ocho cubiertos) en un proceso de composteo a nivel piloto, durante 141 días. Las muestras de APUSU se adquirieron en supermercados y centros de abastos, sólo se seleccionaron aquellas que presentaran alguna etiqueta que declarara ser degradable. El proceso de composteo se llevó a cabo en una pila con residuos de poda y jardinería; como inóculo se utilizó composta madura. Se alcanzó la etapa termófila y al final se obtuvo una composta con calidad Tipo II, apta para agricultura ecológica y reforestación. Los resultados demostraron que el 25 % de las 32 muestras evaluadas, presentaron degradación, manifestada por su fragmentación. Las bolsas presentaron 31,2 %, seguidas de los platos (25 %) y desechables, con 12,5 %. Esto indica que es muy probable que algunos de los APUSU – etiquetados como degradables realmente no lo sean, lo que evidencia una falta de regulación para su comercialización en México.

Abstract

Nowadays, single-use plastic articles (SUPA) are a global problem due to various inconveniences, such as excessive use of natural resources for their production, short useful lifetime, increase of their generation as waste, and, therefore, accumulation in different ecosystems and disposal sites. In response to that, alternatives have emerged, such as plastics self-named as "eco-friendly", which include compostable, oxo-degradable and biodegradable, to name a few. The objective of this study was to evaluate the degradation of 32 SUPA- labelled as degradable (16 bags, seven plates, one glass and eight cutlery) in a pilot-level composting process for 141 days. The SUPA samples were acquired in supermarkets and supply centers; only those that presented a label that declared to be degradable were selected. The composting process was carried out in a pile with pruning and garden waste; mature compost was used as inoculum. The thermophilic stage was reached, and at the end, a Type II quality compost was obtained, suitable for ecological agriculture and reforestation. The results showed that 25 % of the 32 samples evaluated degraded, as shown by their fragmentation. Only 31,2 % of bags degraded, followed by plates (25 %) and disposables (12,5 %). These results show that very likely some of the SUPA - labelled as degradable are not degradable, which shows a lack of regulation for their commercialization in México.

Palabras clave: termófila, biodegradación, NMX-AA-180-SCFI-2018, microplásticos

1. Introducción

La contaminación por residuos plásticos se ha incrementado en las últimas décadas debido al aumento de la población, a sus hábitos de consumo y al manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos (Phelan, Ross, Setianto, Fielding, & Pradipta, 2020). Estos residuos están constituidos principalmente por empaques y artículos de un solo uso y pueden acumularse en ecosistemas terrestres y marinos (Brooks, Jambeck, & Mozo-reyes, 2020; Phelan et al., 2020).

Para disminuir el impacto negativo que los residuos plásticos causan al ambiente, se han diseñado y fabricado productos autodenominados como “amigables con el medio ambiente”, tales como bioplásticos y oxodegradables, cuyo propósito es acelerar los mecanismos de degradación a través de procesos biológicos, para reincorporarse a los ciclos biogeoquímicos (Pereira & Bolin, 2009; Sagnelli et al., 2017).

Para demostrar la efectividad de estos artículos se han realizado diversas pruebas que permiten determinar su porcentaje de biodegradabilidad. Una de las técnicas más utilizadas es el composteo, que consiste en la degradación aerobia de la materia orgánica a través de la acción microbiana y a determinadas condiciones de temperatura y humedad (Li, Guo, Zhao, Liu, & Li, 2021; Pereira & Bolin, 2009). El composteo es un método efectivo para el tratamiento de los plásticos biodegradables (Sintim et al., 2020), siempre y cuando éstos lo sean y el proceso se lleve a cabo de forma adecuada. Los plásticos son sometidos a pruebas de composteo en laboratorio bajo métodos estandarizados, y a aquellos que se biodegradan y cumplen con criterios establecidos, se les suele otorgar alguna certificación que los avala con el sello de compostable (Briassoulis & Dejean, 2010).

Con base en lo anterior, el objetivo de la presente investigación fue evaluar la degradación en términos de fragmentación de 32 artículos plásticos de un solo uso (APUSU) etiquetados como degradables (16 bolsas, ocho platos y ocho cubiertos) en un proceso de composteo a nivel piloto, durante 141 días.

2. Metodología

La metodología de la presente investigación se dividió en tres etapas. La primera consistió en la obtención de los artículos plásticos de un solo uso (APUSU) y el montaje de la pila de composta, en la segunda se realizó el monitoreo del proceso de composteo, así como de las muestras y en la última la caracterización de la composta madura y la evaluación de la degradación en términos de fragmentación de los APUSU.

2.1 Obtención de muestras y montaje de la pila de composta

Los APUSU se adquirieron en tiendas comerciales de cuatro estados del país (Ciudad de México, Estado de México, Monterrey y Veracruz), además se incluyeron dos muestras provenientes de Canadá. Se eligieron aquellos productos que presentaran alguna etiqueta que los distinguiera como degradables. Las muestras comprendieron: un vaso, siete platos, ocho cubiertos (cucharas, cuchillos, tenedores y popotes) y 16 bolsas. La pila de composta se montó con residuos de jardinería y poda, como inóculo se empleó composta madura; la relación en términos de masa fue de 3:1 (residuos:composta madura). Los residuos y la composta madura se homogeneizaron en un área plana, y se les agregó agua para ajustar la humedad al 50 %.

El montaje de la pila de composta se realizó en dos capas con la finalidad de que los APUSU quedarán al centro de la pila y estuvieran expuestos a la zona de mayor actividad biológica. Primero se colocó una capa de la mezcla residuos y composta madura sobre el suelo, de aproximadamente 4 m de largo, 1,5 m de ancho y 50 cm de alto, posteriormente se colocaron las muestras de plástico a las que previamente se

les etiquetó, en el caso de las bolsas se cortaron por la mitad en forma de círculo y se fijaron en aros de plástico, mientras que los platos y cubiertos se colocaron directamente sobre la capa de residuos. La distribución de los APUSU fue completamente aleatoria y se evitó que se encimaran (Figura 1). Después se agregó otra capa de la mezcla de residuos y composta, de 50 cm de altura. La pila de composta se cubrió con lonas de plástico para conservar la humedad y propiciar un aumento de la temperatura.



Figura 1. Montaje de la pila de composta e incorporación de plásticos

2.2 Monitoreo de la pila de composta y las muestras de plástico

El monitoreo se realizó tres veces a la semana (días alternados) y consistió en la medición de la temperatura y humedad, ambas determinaciones se realizaron previo a su volteo; éste se realizó manualmente con bieldos, con la debida precaución para no perforar las muestras. La temperatura se determinó usando un termómetro de vástago cada tercer día durante los 141 días que duró la prueba, en quince puntos a lo largo de la pila. La humedad se evaluó mediante la prueba de puño en cinco puntos diferentes y consistió en tomar una muestra, apretarla cerrando el puño y verificar que al soltarlo la muestra no se deshiciera, pero que tampoco escurriera el agua. Previamente al volteo de la composta también se retiraban los APUSU y se examinaban visualmente para evaluar si presentaban fracturas, colonización de microorganismos, cambios de color y forma u otro posible indicio de degradación.

2.3 Caracterización fisicoquímica de la composta y de los APUSU

Se realizó una caracterización final de la composta con base en la Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y los parámetros de calidad de los productos finales (SCFI, 2018). Se tomaron tres muestras compuestas para los dos periodos. Al final del proceso los APUSU se retiraron y se evaluó su degradación en términos de fragmentación, ya que esta es una de las primeras etapas en los procesos de biodegradación (Kubowicz & Booth, 2017).

3. Resultados

En esta sección se presentan los resultados divididos en dos partes, la primera es respecto al proceso de composteo la segunda describe los resultados obtenidos en las pruebas de degradación de los APUSU.

3.1 Proceso de composteo.

En la Figura 2 se presenta la temperatura promedio del proceso de composteo, se observa que la fase termófila ($> 40\text{ }^{\circ}\text{C}$) duró 43, días alcanzando una temperatura máxima de $60\text{ }^{\circ}\text{C}$, posteriormente se presentó una fase de estabilización de 98 días. La fase termófila es un factor clave en el proceso de composteo, ya que además de eliminar microorganismos patógenos (Dumontet, Dinel, & Baloda, 1999), acelera la degradación de compuestos más complejos como la lignina. Para esta investigación es probable

que influyera en la degradación de algunos APUSU, sobretodo los fabricados de ácido poliláctico (PLA) (Alvarez-Zeferino, 2016).

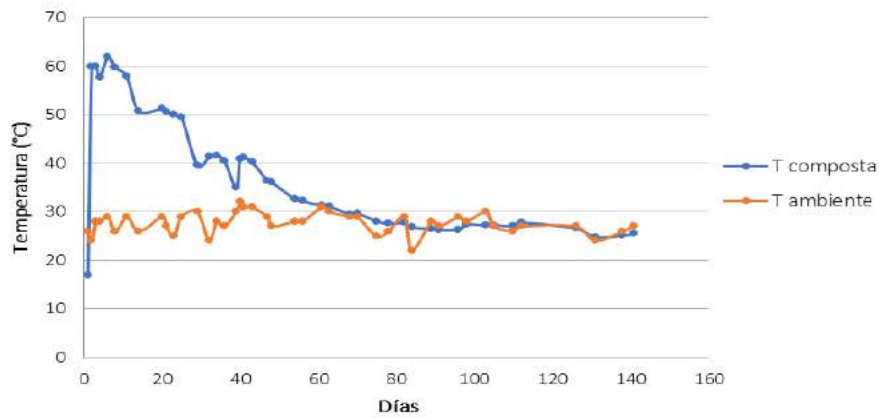


Figura 2. Comportamiento de la temperatura de la composta a lo largo del proceso

La relación carbón/nitrógeno inicial fue de 40:1 mientras que la final fue de 15:1, además se obtuvieron valores finales para la humedad de 27 ± 1 %, pH $7,8 \pm 0,1$, conductividad eléctrica $5,3 \pm 0,5$ dS/m, los parámetros obtenidos cumplieron con las especificaciones de una composta terminada según la NMX-AA-180-SCFI-2018 (SCFI, 2018).

3.2 Degradación de APUSU

De los 32 APUSU evaluados, dos son producidos y comercializados en Canadá, 19 son fabricados en México, seis son importados de China, dos de Perú y tres no especifican su origen. La importación de APUSU de otros países tiene como desventaja que las certificaciones que se manejan en ellos pueden ser diferentes a la que existe en el país, la cual es otorgada por el grupo NYCE y se brinda a los plásticos que demuestren ser compostables (NYCE, 2019), aunado a lo anterior la importación de APUSU aumentaría la huella de carbono de éstos artículos debido a las emisiones generadas por su transportación. De los 32 artículos estudiados sólo ocho sufrieron degradación evidenciada por su fragmentación, siendo las bolsas las que presentaron la mayor proporción, sin embargo, es preciso mencionar que de las cinco bolsas que se fragmentaron dos de ellas se comercializan en Canadá, por lo que contemplando únicamente los APUSU que se venden en México, solo el 16,6 % se degradó en el proceso de composteo (Figura 3).

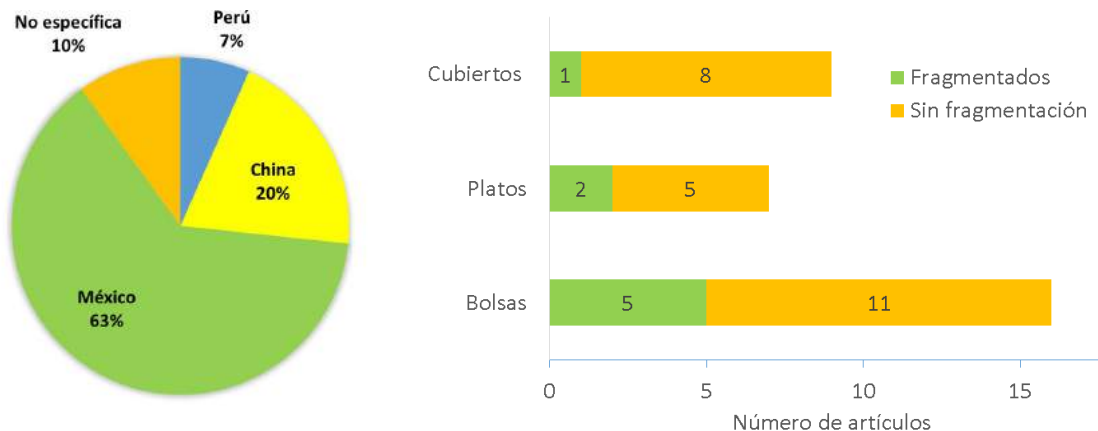


Figura 3. Izquierda) País de fabricación de los APUSU adquiridos en México y evaluados. Derecha) Fragmentación de APUSU

En el caso del cubierto degradado, la composición reportada por el productor fue celulosa, mientras que los dos platos fragmentados son fabricados por la misma empresa y, según sus especificaciones, están elaborados de caña de azúcar, la cual está constituida por celulosa, hemicelulosa y lignina; todos estos materiales son degradados en procesos de composteo (Kalita, Sarmah, Bhasney, Kalamdhad, & Katiyar, 2021). Los fabricantes de tres de las bolsas degradadas no establecen su composición, mientras que en las dos restantes los materiales reportados son maíz (olote y hojas) y ácido poliláctico (PLA); éste último material se ha evaluado en condiciones de composteo obteniendo resultados similares al del presente estudio (Sintim et al., 2020). Los resultados anteriores permiten suponer que una gran parte de los APUSU que se comercializan en el mercado nacional realmente no lo son, posiblemente debido a la falta de vigilancia (Figura 4).



Figura 4. a) Bolsa degradada después de 4 días del inicio la prueba, b-d) APUSU no degradados después de 141 días

4. Conclusiones

El uso de materiales biodegradables no debe vislumbrarse como una solución única al problema de los residuos plásticos, sino más bien como una de las posibles alternativas. En el caso de que se promuevan estos materiales, se tiene que asegurar la existencia de un mecanismo adecuado para la certificación de los APUSU, así como la vigilancia de la comercialización de estos productos en el mercado, ya que de acuerdo con los resultados obtenidos, es probable que muchos de los APUSU que se ofertan como biodegradables en el mercado no lo sean. Otro punto por considerar es la necesidad de que exista una gestión adecuada de los residuos, en la cual se contemple la separación de los APUSU con la fracción orgánica. Por último, debe existir infraestructura adecuada para su tratamiento (plantas de composta). La solución para la problemática de los residuos plásticos debe atenderse desde los ámbitos social, industrial y político.

5. Referencias

Briassoulis, D., & Dejean, C. (2010). Critical review of norms and standards for biodegradable agricultural plastics part I. Biodegradation in soil. *Journal of Polymers and the Environment*, 18(3), 384–400. <https://doi.org/10.1007/s10924-010-0168-1>

- Brooks, A., Jambeck, J., & Mozo-reyes, E. (2020). Plastic Waste Management and Leakage in Latin America and the Caribbean, (IDB-TN-02058).
- Dumontet, S., Dinel, H., & Baloda, S. B. (1999). Pathogen Reduction in Sewage Sludge by Composting and Other Biological Treatments: A Review. *Biological Agriculture and Horticulture*, 16(4), 409–430. <https://doi.org/10.1080/01448765.1999.9755243>
- Kalita, N. K., Sarmah, A., Bhasney, S. M., Kalamdhad, A., & Katiyar, V. (2021). Demonstrating an ideal compostable plastic using biodegradability kinetics of poly(lactic acid) (PLA) based green biocomposite films under aerobic composting conditions. *Environmental Challenges*, 3(January), 100030. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100030>
- Kubowicz, S., & Booth, A. M. (2017). Biodegradability of Plastics: Challenges and Misconceptions. *Environmental Science and Technology*, 51(21), 12058–12060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04051>
- Li, L., Guo, X. P., Zhao, T. N., Liu, L., & Li, T. Y. (2021). Identifying the key environmental factors and bacterial communities in humification and their relationships during green waste composting. *Applied Ecology and Environmental Research*, 19(1), 45–62. https://doi.org/10.15666/aeer/1901_045062
- Mercier, A., Gravouil, K., Aucher, W., Brosset-Vincent, S., Kadri, L., Colas, J., ... Ferreira, T. (2017). Fate of Eight Different Polymers under Uncontrolled Composting Conditions: Relationships between Deterioration, Biofilm Formation, and the Material Surface Properties. *Environmental Science and Technology*, 51(4), 1988–1997. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03530>
- NYCE. (2019). Pruebas de Laboratorio y Certificación de plástico compostable NMX-E-273-NYCE-2019. Retrieved from <https://www.nyce.org.mx/pruebas-de-laboratorio-y-certificacion-de-plastico-compostable/>
- Pereira, J. C., & Bolin, J. L. (2009). *Composting: Processing, materials and approaches*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Phelan, A. A., Ross, H., Setianto, N. A., Fielding, K., & Pradipta, L. (2020). Ocean plastic crisis—Mental models of plastic pollution from remote Indonesian coastal communities. *PLoS ONE*, 15(7 July), 1–30. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236149>
- Sagnelli, D., Hooshmand, K., Kemmer, G. C., Kirkensgaard, J. J. K., Mortensen, K., Giosafatto, C. V. L., ... Blennow, A. (2017). Cross-linked amylose bio-plastic: A transgenic-based compostable plastic alternative. *International Journal of Molecular Sciences*, 18(10). <https://doi.org/10.3390/ijms18102075>
- SCFI - Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. NORMA MEXICANA NMX-AA-180-SCFI-2018 QUE ESTABLECE LOS MÉTODOS Y PROCEDIMIENTOS PARA EL TRATAMIENTO AEROBIO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y DE MANEJO ESPECIAL, ASÍ COMO LA INFORMACIÓN COMERCIAL Y DE SUS PARÁMETROS DE CALIDAD DE LO (2018). México.
- Sintim, H. Y., Bary, A. I., Hayes, D. G., Wadsworth, L. C., Anunciado, M. B., English, M. E., ... Flury, M. (2020). In situ degradation of biodegradable plastic mulch films in compost and agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 727, 138668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138668>



Aprovechamiento de pérdidas de alimentos generadas en la industria alimentaria mediante biosecado

Jiménez-Morales, María Fernanda ¹; López Serrano, Alonso ²; Brenes-Peralta, Laura ¹; Campos-Rodríguez, Roel ¹

¹ Grupo de investigación de Gestión Ambiental en los Agronegocios, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica; Barrio Los Ángeles, Cartago Costa Rica

maria.jimenez@tec.ac.cr; labrenes@tec.ac.cr; rocampos@tec.ac.cr

² ingeniero en Agronegocios

aljolose2@gmail.com

Resumen

Es aún común la escasa o nula valorización de los residuos biodegradables generados por las pérdidas alimentarias en las cadenas de suministro de alimentos de la región latinoamericana. Sin embargo, partiendo de los principios de la bioeconomía circular, se pueden visualizar oportunidades para aprovechar estos residuos y mejorar integralmente los procesos productivos. El biosecado es un método de valorización que disminuye la humedad y estabiliza la materia residual, de manera que se obtenga un material estable para disposición final o con potencial como biocombustible. El objetivo de esta investigación fue evaluar las variables de humedad, temperatura, pH y costo en cuatro tratamientos de biosecado, aplicados a materiales descartados en el proceso de elaboración de frijoles molidos y salsas a nivel industrial, mediante un diseño experimental factorial (nivel de significancia $\alpha = 0,05$). Dadas las características de los residuos tratados, se determinó que la humedad se mantuvo por encima del 14% y no fue posible sostener la fase termófila en todos los tratamientos. Lo anterior sugiere que debe revisarse la formulación y la técnica, posiblemente incluyendo activadores de materia orgánica que faciliten el proceso microbológico que origina el biosecado. Además, se determinó que el uso de sustratos en la formulación igualmente influencia el proceso y las variables contempladas. Se recomienda realizar más pruebas para validar los resultados, propiciar más variaciones en los tratamientos, y profundizar en la integralidad de la sostenibilidad de las opciones de valorización posibles.

Abstract

It is still common to observe incipient or absent valorization practices for biodegradable wastes caused by food losses (FL) in many Latin American food supply chains. However, there are opportunities to use these residues and improve the production process based on biocircular economy principles. Biodrying is a waste valorization method that decreases humidity and stabilizes the treated material, resulting in a stable material for later disposition or use as biofuel. This research aimed to evaluate humidity, temperature, pH and cost as variables of interest in four FL bio-drying treatments. These later came from discards of ground beans and sauces industrial processing through a one-factor experimental design (significance level $\alpha = 0,05$). The main results indicated that due to the wastes coming from this kind of FL, humidity remained above 14%, and the treatments did not reach the thermophilic phase. Such results suggest that both the bio-drying formulation and technique should be revised, potentially including an organic matter degradation activator to increase the microbiological processes that originate the waste drying. Moreover, different substrates in the formulation (waste-substrate mix as seen in the treatments) influence the process and the studied variables. Therefore, the researchers recommend varying the treatments and deepening overall sustainability considerations when evaluating different FL valorization techniques.

Palabras clave/keywords:

Industria alimentaria, biocombustible, biosecado, pérdida de alimento, valorización.
Food Industry, biofuel, biodrying, food loss, valorization.

1. Introducción

La pérdida y el desperdicio de alimentos (PDA) tiene un importante impacto sobre la economía, la seguridad alimentaria y el ambiente. Por un lado, se genera una presión excesiva sobre los recursos productivos, naturales y servicios ecosistémicos al producir cada vez más alimentos que se terminan descartando irracionalmente, al tiempo que suponen un alto potencial de emisiones de gases de efecto invernadero (FAO, 2013). De manera paralela, los sistemas agroalimentarios presentan alta demanda energética, obtenida muchas veces de fuentes fósiles lo que resulta a su vez altamente contaminante. Las PDA se componen por el desperdicio de alimento causado en las fases finales de las cadenas de suministro y por las pérdidas de alimento (PA) originadas en las primeras fases (FAO, 2013).

Los países de la Región de Latinoamérica y el Caribe, y entre ellos Costa Rica presentan problemáticas en sus sistemas alimentarios como los descritos, incluyendo una alta generación de residuos, normalmente poco valorizados (Ministerio de Salud, 2016). En el año 2010 entró a regir a nivel costarricense la Ley N° 8839 para la Gestión Integral de Residuos, la cual busca que se evite y reduzca la generación de residuos mediante su reutilización, tratamiento, valorización y manejo sostenible, fomentando las alternativas de producción más limpia y de manejo integral de residuos. Paralelamente, a partir del 2014 se activó la Red Costarricense para la Disminución de Pérdidas y Desperdicios de Alimentos (FAO, 2019).

Uno de los mecanismos de valorización de residuos orgánicos es el biosecado, también conocido como bioestabilización. Es un método que consiste en disminuir la humedad y estabilizar la materia por tratar, obteniendo un producto útil como combustible o apto para ser dispuesto de manera estable en un vertedero. Durante el proceso, se aprovecha el calor de la fermentación aeróbica para fomentar la evapotranspiración de los líquidos contenidos en el residuo. Dentro de las técnicas de biosecado más comunes se incluyen los reactores o las pilas en invernaderos (Colomer, et al., 2011). A diferencia de los métodos de compostaje habituales, el biosecado no busca una mineralización completa de los residuos, sino que pretende aprovechar al máximo la producción de calor metabólico para remover la mayor cantidad de agua de la matriz en el menor tiempo y biodegradación de carbono posibles.

Esta investigación tuvo por objetivo evaluar cuatro tratamientos de biosecado para valorizar las pérdidas alimentarias generadas en los procesos industriales de elaboración de frijoles molidos y salsas, con el fin de considerar aspectos técnicos, económicos y ambientales que pudieran ser útiles en la definición de procesos de valorización de PA a nivel de industria alimentaria.

2. Metodología

Tras establecer una alianza con una empresa líder en el procesamiento y comercialización de alimentos en Costa Rica, se seleccionaron las líneas de procesos de frijoles molidos y salsa en función de la importancia dada por la empresa a estas. Se recolectaron aproximadamente 40 kg de residuos directamente de los contenedores donde el material resultante de descartes, mermas y residuos (PA) se almacena en la empresa. Se extrajeron y se colocaron en contenedores plásticos sellados. Las pruebas se realizaron en las instalaciones del Centro de Prácticas Docentes e Investigación Agropecuaria (CEPDIA) del Tecnológico de Costa Rica (TEC), Campus Central, en la provincia de Cartago; entre el mes de junio y noviembre del 2019, por lo que las muestras se transportaron al TEC, y ya en sitio se homogenizaron y se distribuyeron 3kg de residuos en cuatro tratamientos de tres repeticiones cada uno. Además, los residuos se caracterizaron mediante pruebas de laboratorio y se realizó una descripción general por parte de los investigadores basada en atributos sensoriales como homogeneidad visual, color, textura, olor y observación de sinéresis. Igualmente, se estimó la composición y cantidad de los residuos según las PDA reportadas por la empresa,

de manera que se pudieran considerar para futuros procesos de planeamiento y escalamiento de la valorización de sus residuos.

2.1 Pruebas de valorización de los residuos y parámetros técnicos considerados

Se definió un diseño experimental factorial, donde se modificó únicamente un factor por tratamiento (Tabla 1). Cada repetición se distribuyó en espacios de 1 m² en pilas, directamente en suelo, con aireación diaria por medio de volteo con una pala, y mediciones diarias de humedad, temperatura y pH.

Tabla 1. Diseño experimental Formato de los títulos de las secciones

| Código | Tratamiento | Repeticiones | Relación porcentual volumétrica residuo: tratamiento |
|--------|--------------------|--------------|--|
| BA1 | Astillas de Madera | 3 | 50 %:50 % |
| BP1 | Pasto henificado | 3 | 50 %:50 % |
| PTS1 | Pellets de Madera | 3 | 50 %:50 % |
| PTS2 | Pellets de Madera | 3 | 75 %:25 % |

Los análisis estadísticos de los datos de temperatura, humedad y pH de cada una de las muestras se realizó con el programa Minitab ®19. También se utilizó Microsoft ® Office Excel para la elaboración y análisis de gráficas de las mediciones diarias con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$.

2.2 Parámetros de costo y ambientales considerados en el estudio

El cálculo de costo por tratamiento se basó en elementos como insumos, mano de obra y servicios. Los insumos se costearon según su valor de mercado. En el caso de la evaluación ambiental, se partió de aspectos ambientales como los mencionados por la Secretaria Técnica Nacional Ambiental respecto a procesos de evaluación de impacto ambiental (SETENA, 2019), como orientación general sin que el estudio incluyera una evaluación de impacto como tal.

2.3 Comparación técnica, económica y ambiental de las alternativas basadas en los tratamientos

Se construyeron matrices cualitativas individuales de evaluación para las dimensiones técnica, económica y ambiental, amparados en datos obtenidos de las observaciones de campo, así como de las secciones 2.1 y 2.2 de esta metodología.

3. Resultados y Discusión

3.1 Características del residuo

Según la caracterización fisicoquímica de las PA por tratar, se determinó que existía potencial, aunque limitado para biosecado, a raíz del resultado de relación carbono – nitrógeno (C:N) determinado en 19:1, cuando se estima que el ideal es un valor de 30:1 (Varnero, 2011); Por otro lado, los sólidos totales y volátiles se posicionaron cercanos al rango óptimo de 8 % a 12 % según la literatura, siendo el valor obtenido para estos residuos de 13,6 % y 11,4 % respectivamente. Lo anterior iba a influenciar la movilidad de los microorganismos alrededor del sustrato (Varnero, 2011). Respecto a la acidez, la materia prima tiene valores más bajos que los referidos para el crecimiento de microorganismos acidogénicos, lo que puede tener efectos adversos sobre algunos tratamientos de aprovechamiento, al reportarse en 3,65 de pH mientras que cultivo acidogénico tiene su pico de desarrollo en valores de pH entre 5.5 y 6.5 (Varnero, 2011). Con respecto a las características sensoriales, los residuos se describieron como una materia homogénea, de color anaranjado rojizo, espesa y sin grumos, y de olor ácido, con separación de lípidos en la superficie. Particularmente en el caso de este experimento, la muestra recolectada correspondió a residuos del proceso de salsas de tomate, frijoles molidos, mayonesa y salsa picante, todos estos formulados con un porcentaje de preservantes. La cantidad de residuos generados resultó variable a lo largo del año, pero se estimó según datos de la empresa que podrían esperarse hasta 157 332,6 kg /año.

3.2 Pruebas de biosecado: parámetros técnicos y de costo

En términos de la variable de humedad, todos los tratamientos tuvieron un efecto similar, pues como se observa en la Tabla 2, existió un descenso desde el inicio hasta el final, y no se detectan diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,236$). El tratamiento de Pasto henificado (BP1) tiene los valores más

altos de humedad en promedio, mientras que los más bajos son para el tratamiento de pellets al 50 % (PTS1) Esto se puede explicar por el efecto que tienen los pellets de madera comprimida, los cuales al contacto con la humedad se expanden y absorben agua formando espacios por donde fluye el aire (Colomer et al., 2011).

Tabla 2. Comportamiento de la humedad de los tratamientos en el tiempo

| Día | Humedad (%) | | | |
|-----|-------------|-------|-------|-------|
| | BA1 | BP1 | PTS1 | PTS2 |
| 0 | 70,86 | 71,90 | 48,59 | 68,46 |
| 3 | 67,08 | 68,14 | 42,19 | 61,58 |
| 5 | 59,69 | 60,64 | 38,29 | 56,40 |
| 7 | 52,26 | 51,48 | 25,74 | 43,91 |
| 9 | 50,05 | 51,18 | 22,82 | 31,19 |
| 15 | 38,42 | 51,13 | 19,47 | 25,97 |
| 30 | 21,40 | 27,74 | 18,03 | 30,89 |
| 32 | 18,93 | 16,73 | 18,16 | 14,92 |

El tratamiento de pasto (BP1) formó conglomerados difíciles de mezclar y airear, lo que dificultó también la salida de humedad. El tratamiento de pellets al 25 % (PTS2) redujo la humedad hasta llegar a un 14,92% en el día 32, dada la superficie de contacto explicada para el caso de PTS1.

La Tabla 3 muestra el comportamiento de la temperatura durante los días de tratamiento.

Tabla 3. Comportamiento de la temperatura en grados Celsius durante las pruebas de biosecado.

| Día | Temperatura (°C) | | | |
|-----|------------------|------|------|------|
| | BA1 | BP1 | PTS1 | PTS2 |
| 1 | 21,4 | 21,2 | 21,4 | 21,7 |
| 3 | 19,8 | 19,5 | 25,7 | 20,2 |
| 5 | 20,0 | 20,5 | 33,7 | 19,9 |
| 7 | 25,0 | 22,6 | 24,9 | 23,7 |
| 9 | 29,5 | 27,4 | 29,1 | 32,5 |
| 11 | 25,6 | 26,4 | 32,8 | 27,6 |
| 13 | 23,8 | 30,0 | 27,7 | 27,0 |
| 15 | 27,5 | 30,3 | 25,3 | 28,4 |
| 17 | 28,7 | 29,2 | 25,3 | 25,5 |
| 19 | 25,1 | 25,4 | 24,5 | 24,0 |
| 21 | 23,4 | 23,0 | 25,0 | 24,0 |
| 23 | 23,6 | 23,7 | 24,5 | 22,8 |
| 25 | 21,9 | 22,5 | 24,3 | 22,2 |
| 27 | 22,2 | 22,4 | 23,0 | 21,8 |
| 30 | 21,9 | 22,2 | 22,6 | 22,0 |

Las temperaturas más altas en promedio, fueron alcanzadas por el tratamiento PTS1 (26°C), por lo que se nota que no se dio el proceso de higienización microbiana que sucede a una temperatura de al menos 65 °C (Colomer et al., 2011). Lo anterior hace necesario que luego se compruebe microbiológicamente la seguridad del producto final así como el uso que se desee dar, sobre todo si se tuviera intención emplearlo como sustrato o mejorador de suelo. Ningún tratamiento alcanzó la fase termofílica, mayor a 40°C (Contreras et.al; 2018).

En el caso de la variable de pH, los resultados muestran un valor p de 0,000, siendo el PTS1 el que presenta la diferencia significativa con el resto de los tratamientos, como se observa en la Figura 1.

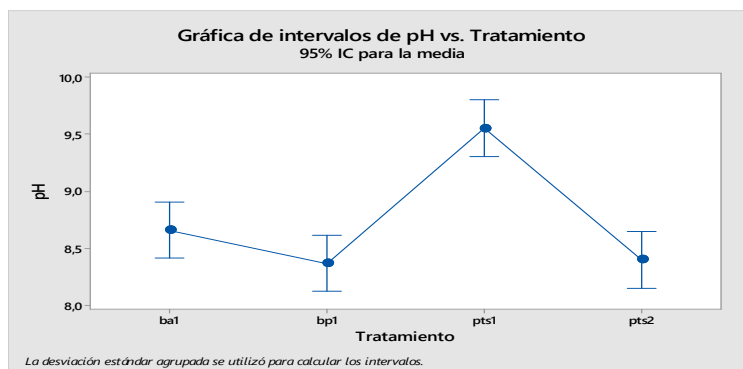


Figura 1. Gráfica de intervalos de pH vs tratamiento.

En general, todas las medidas muestran valores alcalinos, por encima de un pH 8, esto debido a la formación de amoníaco (Contreras et.al, 2018; Díaz, 2014;), siendo resultados esperados para un proceso de biosecado.

Finalmente, en términos de costo, la Tabla 4 muestra el resultado para cada tratamiento.

Tabla 4. Costos por cantidad de residuos y por cantidad de material biosecado según tratamiento

| Tratamiento | Costo de tratamiento por kilogramo de residuos | Rendimiento del tratamiento | Costo directo por kg de material biosecado |
|-------------|--|-----------------------------|--|
| BA1 | USD 0,86 | 48 % | USD 1,79 |
| BP1 | USD 0,65 | 45 % | USD 1,45 |
| PTS1 | USD 0,77 | 70 % | USD 1,11 |
| PTS2 | USD 0,68 | 46 % | USD 1,48 |

El tratamiento BP1 representa el costo de inversión más bajo para el tratamiento de residuos, pero si este costo se traslada al producto final obtenido, relacionándolo directamente con el rendimiento de cada técnica, se observa como el tratamiento PTS1 tiene el costo más bajo entre todos los evaluados.

2.3 Comparación entre alternativas según los tratamientos analizados

Desde el punto de vista técnico, se determinó que el tratamiento BP1 ocupó el mayor espacio o área en relación con la cantidad de material tratado. Además, el tiempo de ejecución de cada tratamiento también es determinante para el tamaño del proceso. Como el objetivo de la técnica de biosecado es reducir la humedad al máximo, se utiliza como indicador la pérdida de humedad, siendo el PTS1 y el PTS2 los que tienen los descensos más pronunciados y el menor tiempo de ocupación. Al analizar el factor de los requerimientos de mano de obra, todos los tratamientos presentaron una necesidad similar de tiempo para las actividades de mezclado y volteo. Respecto al acondicionamiento de la materia prima, los tratamientos BA1 y BP1 requirieron el proceso de triturado de madera y pasto, siendo el primero más laborioso que el segundo, y obligando a utilizar equipo como una trituradora, equipo de seguridad, y energía. En términos de insumos y servicios, las características del sustrato empleado en cada tratamiento pueden generar la necesidad de usar ciertos equipos, requerir más mano de obra o tener otros usos que entran en competencia con el biosecado. Como último del componente técnico, el producto final obtenido que presentó mayor facilidad de manejo es el BA1, pues el peso y tamaño de las astillas facilita su movimiento con pala. Las muestras que utilizaron pellets presentan un producto final igualmente liviano, pero más volátil con el viento, lo que hace notar la necesidad de valorar las condiciones que la infraestructura de tratamiento deberá tener. Por el contrario, el BP1 formó conglomerados, que no solo dificultaron su proceso de aireación, sino que también su almacenamiento en sacos. En síntesis, el tratamiento que ofreció condiciones técnicas más adecuadas fue el PTS2, seguido del PTS1. Los tratamientos con pasto BP1 y astillas BA1 vieron mermado su potencial debido a los resultados de las variables técnicas analizadas, así como por

las necesidades de acondicionamiento de la materia prima principalmente y el producto resultante (en el caso de BP1).

En términos económicos referidos al costo, el tratamiento PTS1 mostró el costo más bajo entre todos los evaluados desde la perspectiva de material tratado; al considerar que este incluyó no solo los costos de inversión sino los costos operativos a raíz de uso de mano de obra, servicios e insumos requeridos.

Por último, desde la perspectiva ambiental, los tratamientos BP1 y BA1 mostraron presencia de lixiviados, así como la necesidad de operar equipos que supusieron emisiones al aire por quema de combustible o consumo de energía eléctrica, liberación de partículas más finas al aire según observaron los investigadores, y generación de ruido durante el acondicionamiento del pasto o las astillas. Todos los insumos traerán una carga ambiental debido a las entradas de insumos y salidas durante su ciclo de vida. Los casos de BP1 y BA1 suponen mayores efectos negativos ambientales al aire, al suelo o al agua según el destino de los lixiviados. Se resume así, que el tratamiento PTS1 tendría atributos más adecuados para ser considerado como técnica de biosecado para valorizar los residuos generados en los procesos evaluados de esta industria de procesamiento de alimentos.

4. Conclusiones

Dadas las características de los residuos, como la acidez, la relación C:N y la adición de preservantes propios de los productos analizados la actividad microbiológica se ve afectada durante el biosecado, puesto que las temperaturas no alcanzaron la fase termofílica, necesaria para que el proceso se lleve de forma eficiente. No obstante, los tratamientos con Pellets podrían llegar a ser una opción para el biosecado de los residuos analizados, siempre y cuando se logre bajar la humedad por debajo del 10%, lo cual se podría alcanzar con algún activador microbiológico que eleve la temperatura durante el proceso de biosecado y así se pierda vapor de agua, además de algún tipo de volteo automatizado o semi mecánico, que mejore esta actividad.

Se recomienda realizar más pruebas donde se realice una co-valorización con otros tipos de residuos que mejoren relaciones C:N y otras características que eventualmente permitirían tratar los residuos por otros métodos.

Las dimensiones técnica, ambiental y económica analizadas, hacen ver la necesidad de profundizar en la estabilización del proceso de biosecado para que se alcance la temperatura y humedad requerida y de esta forma profundizar en costos ambientales y económicos una vez depurada la técnica.

5. Referencias

Colomer, F., Herrera, L., Gallardo, A., & Boveda, D. (2011). El biosecado como proceso biologico para minimizar la humedad de residuos de jardinería. Obtenido de XV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos: https://www.aepro.com/files/congresos/2011huesca/CIIP11_0948_0966.3315.pdf

Contreras, R; Campos, R; Hernández, R; Piña, A y Robles, F. E Limitantes del Biosecado de cáscara de naranja y mulch en reactores de tipo composteros JK-400. Encuentro de Expertos en Residuos. ISSN 2395-8170 2018 Vol 11, Num 1 <http://www.somers-ac.org/encuentros/encuentros.html>

Díaz, J. (2014). Análisis del proceso térmico durante el proceso de biosecado de residuos sólidos orgánicos. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional.

FAO. (2013). Food wastage footprint, Impacts on natural resources. Obtenido de <http://www.fao.org/3/i3347e/i3347e.pdf>

FAO. (2013). Huellas del despilfarro de alimentos. Obtenido de <http://www.fao.org/3/a-ar428s.pdf>

FAO. (2019). Pérdida y desperdicio de alimentos. Obtenido de <http://www.fao.org/food-loss-and-food-waste/es/>

Ministerio de Salud. (2016). Plan Nacional para la gestión integral de residuos 2016-2021. San José, Costa Rica.: Ministerio de Salud Costa Rica.

SETENA. (2019). Secretaria Técnica Nacional Ambiental. Obtenido de Evaluación de Impacto ambiental: <https://www.setena.go.cr/faq/que-es-la-evaluacion-de-impacto-ambiental/>

Varnero, M. (2011). Manual de Biogás. Obtenido de FAO: <http://www.fao.org/3/as400s/as400s.pdf>



Valorización de pérdidas de alimentos mediante compostaje y biosecado para pequeñas agroindustrias procesadoras de frutas

Campos-Rodríguez-Rooel¹; Brenes-Peralta, Laura¹ Jiménez-Morales-María Fernanda¹

¹ Grupo de Investigación, de Gestión Ambiental, Tecnológico, Escuela de Agronegocios, Costa Rica,
rocamos@tec.ac.cr; labrenes@tec.ac.cr; maria.jimenez@tec.ac.cr

Resumen

La industria agroalimentaria encierra una importante actividad económica, con oportunidades para contribuir a la seguridad alimentaria, economía y desempeño ambiental de los sistemas alimentarios. Sin embargo, la pérdida y desperdicio de alimentos (PDA) representa un reto, ya que estimaciones indican que el 55% de ciertos grupos de productos agroalimentarios, como las frutas y vegetales, se pierden o desperdician a lo largo de las cadenas de suministro. Las estrategias que apoyan una mejor gestión de las PDA consideran la recuperación y el reciclaje de materiales aún valiosos presentes en estos residuos. En consecuencia, este estudio se enfocó en comparar los parámetros técnicos de cuatro tratamientos de residuos orgánicos, para valorizar las PDA originadas por una pequeña agroindustria procesadora de frutas en Costa Rica. Los principales resultados indicaron que el compostaje tipo takakura en tómbolas presentó condiciones técnicas apropiadas para valorizar este tipo de PDA, debido a la obtención de un compost de uso potencial en agricultura o jardinería. La alternativa de biosecado podría ayudar en caso de que el residuo tratado deba ser almacenado o transportado para otros usos o disposición final ya que es un material estabilizado; por tanto, pesa menos, contiene menos humedad y se esperaría que generara menos emisiones. Sin embargo, las condiciones observadas en el estudio indicaron que no sería recomendable su uso directamente como enmienda de suelo, dado que las temperaturas alcanzadas durante el experimento podrían no asegurar la inactivación de posibles patógenos presentes.

Abstract

Agri-food industries entail a relevant economic activity, with major opportunities to improve food security, the economy, and the environmental performance of food systems. However, those opportunities can be challenged by Food Waste (FW), since estimates suggest that 55% of certain groups of food products, such as fruits and vegetables are lost or wasted along the food supply chain. The Latin American and Caribbean region is one of the most relevant in the world supply of fruits, based in a high number of small-scale farmers and agri-processors. Strategies that aid in better management of FW consider the recovery and recycling of still valuable materials from the waste. In consequence, this study focused on comparing technical parameters of four biowaste treatments, to valorize the FW that is originated by small fruit-processing agroindustry in the Latin American country of Costa Rica. The main results indicate that the Takakura-type composting method in tumblers presents appropriate technical conditions to valorize this type of FW, due to the obtention of compost for potential use in agricultural or gardening. The bio-drying alternative will aid in case the treated waste needs to be stored or transported for further uses or disposal since it is a stabilized material, hence less weight, and humidity content, and potentially fewer emissions are expected. However, the observed conditions of this study, indicate it is not advisable to use this later directly as a soil amendment since the temperatures reached during the experiment might not assure the inactivation of possibly present pathogens.

Palabras clave/keywords:

Agroindustria, Biosecado, Bioresiduo, Compostaje, Valorización.
Agro-industry, Bio-drying, Biowaste, Composting, Valorization.

1. Introducción

Las estimaciones sobre los efectos que causa la pérdida de alimentos (PA) en los países en vías de desarrollo son imprecisas; sin embargo, se considera que son elevados, ya que cada año se pierden cerca de un 30 a 40% de los alimentos producidos globalmente, situación provocada por limitaciones técnicas, de gestión, almacenamiento, procesamientos, equipos poco apropiados y problemas de envasado entre otros (FAO, 2019). Por su parte, las industrias de base agrícola producen cada año la proporción más grande de los residuos del sector industrial. La mayoría de los residuos agroindustriales no son valorizados ni reciben tratamiento, por lo que son eliminados mediante la quema, el vertido o la disposición en vertederos no planificados (Sadh, Duhan y Duhan, 2018).

Existen diferentes métodos para lograr el reciclaje y la recuperación de los residuos, como la biorrefinería, la digestión anaeróbica, el compostaje y el bio-secado. El compostaje consiste en la degradación de los residuos biológicos a través de condiciones controladas (temperatura y pH entre los parámetros más relevantes a controlar) (Borrero, et.al; 2015); y como resultado, producirá un sustrato conocido como compost. Existen diferentes técnicas para producir compost, y dentro de ellas, el método Takakura, basado en el uso de sustratos inoculados, ha mostrado resultados de mayor calidad y eficiencia en comparación con otros métodos de compostaje (Ramírez, et.al;2016).

Por otro lado, el biosecado es similar al compostaje, con la diferencia de que este bioproceso se enfoca en la reducción del agua de los residuos (Rodríguez, et.al; 2009) a través del calor metabólico producido por la actividad microbiana exotérmica y la aireación de la masa de residuos. La degradación, en este caso, es solo parcial y, como resultado, la masa de residuos se reduce y estabiliza. Esto podría permitir un transporte más fácil, así como menos posibilidades de lixiviación y emisiones si se almacena antes de usos alternativos o incluso de eliminación. Una vez que el residuo se seca, se puede utilizar directamente como sustrato o como insumo de combustión dependiendo de las características originales del residuo (Contreras, et.al, 2017).

Los autores se enfocaron en brindar solución para los residuos no valorizados en empresas procesadoras de frutas ya que juegan un papel clave en la industria costarricense, además de coadyuvar al aprovechamiento de los residuos generados. Por tal motivo el objetivo fue evaluar cuatro tratamientos de valorización de residuos basados en compostaje y biodigestión que puedan resultar en opciones técnicamente factibles y ambientalmente apropiadas para las pequeñas agroindustrias.

2. Metodología

La investigación se llevó a cabo en la provincia de Cartago, la primera etapa en la industria alimentaria denominada Viva Concentrados S.A, se dedica a la producción de pulpas para bebidas. La segunda etapa que consistió en comparar distintas técnicas de valorización para las pérdidas detectadas, se desarrolló en el Tecnológico de Costa Rica (TEC).

2.1 Diseño Experimental

La investigación se ejecutó a través de un diseño experimental factorial con el fin de comparar cuatro tratamientos como se describe en la Tabla 1, con dos repeticiones cada uno. Los residuos consistieron en una mezcla representativa de una semana de procesamiento de frutas (fresa *Fragaria sp*, guanábana *Annona muricata*, piña *Ananas comosus* y cas *Psidium friedrichsthalium*). Se añadió el sustrato particular a los residuos dependiendo de cada tratamiento, el primer día del experimento. Las masas de residuos y sustrato se mezclaron dos veces al día y la recolección de datos incluyó 19 observaciones para monitorear los parámetros técnicos.

Tabla 1. Descripción de los tratamientos.

| Tratamiento | Código | Repetición | Descripción |
|--|--------|------------|---|
| Takakura en compostadora de volteo (Tómbola) | TKT | R1 R2 | 30 kilogramos de residuos con 10 kilogramos de sustrato * |
| Pellets en compostadora de volteo (Tómbola) | PT | R1 R2 | 30 kilogramos de residuos con 6 kilogramos de pellets de madera como sustrato o material estructurante, según lo indicado por el proveedor local |
| Takakura en pila (en el suelo) | TKS | R1 R2 | 30 kilogramos de residuos con 10 kilogramos de sustrato * |
| Biosecado en pila (en el suelo) | BS | R1 R2 | 30 kilogramos de residuos con 7,5 kilogramos de pellets de madera como material estructurante obtenido en el TEC tras la poda habitual de árboles |

* Este sustrato consistió en una mezcla inoculada de soluciones fermentadas y materiales sólidos como cáscara de arroz, carbón vegetal, sémola y mantillo siguiendo el método citado por Campos, et.al; 2016.

2.2. Análisis de los datos

Las variables técnicas monitoreadas fueron temperatura, pH y humedad. Se realizó análisis de varianza para comparar estadísticamente los datos obtenidos, una vez comprobada la normalidad de los datos aplicando la prueba de Tuckey (valor p de 0,05) y utilizando el software Infostat®.

2. Resultados y Discusión

2.1. Temperatura

Las dos repeticiones de los tratamientos TKT, PT y TKS presentaron el comportamiento típico de un proceso de compostaje (Figura 1). El tratamiento BS, presentó un comportamiento diferente, como era de esperar por no ser una técnica de degradación completa como el compostaje. TKR1, TKR2 y PTR1 alcanzaron la fase termófila antes en el experimento, mientras que la acción de los microorganismos termófilos en PTR2 se detectó en la cuarta observación y en la quinta observación para TKSR1 y TKSR2. Los tratamientos TKT presentaron la mayor temperatura, seguidos de los TKS y, finalmente, los tratamientos PT. Los tratamientos BS (BSR1 y BSR2) alcanzaron una fase termófila durante la tercera y cuarta observación respectivamente.

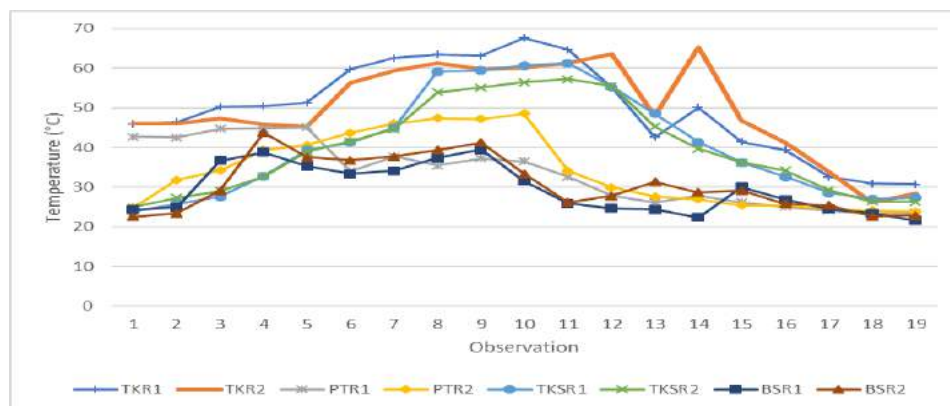


Figura 1. Evolución de la temperatura en los tratamientos.

Las diferencias entre PTR1 y PTR2 pueden atribuirse a la distinta composición del PDA, debido a la posible heterogeneidad de la muestra. Las dos repeticiones de TKT y TKS presentaron diferencias durante los primeros días del experimento entre sí, lo que podría atribuirse a las diferentes técnicas de mezcla (el proceso de mezcla de PDA en el compostador de volteo de TKT podría dar lugar a una mezcla más uniforme que en la pila de compostaje de TKS). Las temperaturas de BSR1 y BSR2 son más bajas que las del resto de los tratamientos, debido a la infraestructura y técnica de remoción similar a la de los tratamientos TKS, pero también a la técnica, condiciones ambientales y consistencia de la mezcla. Colomer, et al; 2011, explicaron que la relación de la temperatura y el flujo de aire en la matriz de residuos de un sistema de biosecado es un factor decisivo; por tanto, las astillas de madera, junto con la técnica y el flujo de aire ambiental podrían haber afectado la disponibilidad de oxígeno, y en consecuencia la acción metabólica de los microorganismos en este caso. Por su parte, TKT (repeticiones R1 y R2) presentó el periodo termófilo más largo, el cual se registró en 16 de las 19 observaciones. El TKS (R1 y R2) permaneció en esa fase durante 11 observaciones y el PTR1 durante 10 observaciones, mientras que el PTR2 sólo durante siete de las 19 observaciones del experimento. El tratamiento BS presentó una observación termófila en siete (R1) y seis (R2) observaciones durante el experimento. La temperatura media termófila para cada tratamiento se presenta en la Tabla 2. El tratamiento TKT fue el que alcanzó las mayores temperaturas termófilas promedio a lo largo del experimento, así como las mayores temperaturas termófilas, seguido de TKS, PT y BS.

Es importante señalar que TKT y TKS utilizaron un sustrato inoculado (como indica el método de compostaje Takakura), que proporcionó un conjunto de microorganismos que actuaron más rápida y adecuadamente en la matriz de PDA (Jiménez, et.al; 2018). El análisis de la varianza de la temperatura indica que hay diferencias estadísticas ($p < 0,0001$), entre las alternativas de compostaje takakura (TKT y TKS) y la alternativa de biosecado (BS). Las diferencias estadísticas son atribuibles a la cantidad y el tipo de organismos presentes en los tratamientos TK, lo que también resulta en una fase termófila más larga, en contraste con el tratamiento BS que tuvo hasta 17°C menos que los otros casos.

2.2. Humedad

Esta variable fue disminuyendo a lo largo del experimento. El contenido de humedad en el compost puede tener dos orígenes: el contenido de humedad inicial de los residuos y el agua liberada de la actividad metabólica microbiana (Chaves et al; 2019). Los tratamientos BS y TKS presentaron la mayor tendencia a la disminución. Dado que se colocaron en pilas, la disposición no confinada de estos tratamientos permitió una mejor evaporación o disipación de humedad, tal y como sugirió Arrigioni, 2011. Incluso cuando el otro tratamiento en pilas (BS) compartía esa disposición, el inóculo microbiano no era el mismo que en el TKS. Por el contrario, el PT y el TKT estaban en estructuras cerradas que impedían que la humedad se evapore fácilmente. Los tratamientos TKT, PT y TKS presentaron una humedad promedio superior al 50%, mientras que BS tuvo contenidos promedio de humedad por debajo de ese umbral (Tabla 2). TKT y PT permanecieron con un contenido de humedad del 50% durante más tiempo, mientras que TKS presentó porcentajes de humedad por debajo del 50% después de la duodécima observación del experimento, y BS después de la séptima. Con el fin de promover una acción microbiana adecuada para degradar la PDA como se espera en un método de compostaje, se recomienda que la humedad esté en un rango de 50-70% durante el proceso y particularmente en la fase termófila, mientras que la humedad disminuirá junto con el descenso de la temperatura (fase de enfriamiento del compostaje) (Chaves, et.al; 2019 y Bueno,2010). BS, incluso con menos temperatura, presentó menor contenido de humedad al final del experimento, posiblemente debido a la menor humedad liberada por el metabolismo microbiano en el sistema, apoyando el objetivo del biosecado en cuanto a la reducción del contenido de humedad para facilitar la gestión posterior de los residuos y no la completa degradación. El análisis estadístico para la variable humedad presenta diferencias significativas ($p < 0,0001$) entre las alternativas de (BS) y las de compostaje (TKT, TKS y PT). No se observaron diferencias estadísticas entre cada par de repeticiones

Tabla 2. Contenido promedio de humedad y gradientes

| Tratamiento | Contenido promedio de humedad (%) | S.D (±) |
|-------------|-----------------------------------|---------|
| TKR1 | 55.44 | 7.87 |
| TKR2 | 58.80 | 8.53 |
| PTR1 | 56.03 | 8.71 |
| PTR2 | 53.64 | 11.26 |
| TKSR1 | 52.59 | 7.14 |
| TKSR2 | 51.30 | 5.35 |
| BSR1 | 40.12 | 14.43 |
| BSR2 | 37.56 | 11.28 |

2.3. pH

Los cuatro tratamientos presentaron un pH más bajo al principio del proceso, que aumentó durante el experimento y tendió a la neutralidad hacia el final. BS presentó una alcalinización más temprana y se mantuvieron por encima de un valor de pH de 7. La evolución de la variable pH en métodos de degradación de residuos biológicos se explica en tres fases: la primera y más ácida conlleva la liberación de ácidos orgánicos debido a la acción de los microorganismos en los residuos; esto se observó en los cuatro tratamientos. Seguidamente, se observó un proceso de alcalinización en la segunda fase debido a la disminución de los ácidos orgánicos y la aparición de amoníaco tras la degradación de las proteínas y de los compuestos nitrogenados; como se observa en los cuatro tratamientos también. Finalmente, el pH tenderá a la neutralidad en la tercera fase debido a la formación de compuestos húmicos. Esto no ocurrió con los tratamientos BS debido potencialmente a una menor actividad microbiana que no influyó en la creación de compuestos húmicos (Campos, et.al; 2016). Dado que los microorganismos presentes son aeróbicos, una disminución significativa del pH indicará la presencia de condiciones anaeróbicas que liberarán más ácidos orgánicos y, en consecuencia, producir un valor de pH inferior a 7 (Chaves, et.al; 2019). El análisis de la varianza para el pH sugiere que no hay diferencias estadísticas entre las alternativas de valorización ya que las fluctuaciones de pH entre los tratamientos fueron bajas.

3. Conclusiones

De acuerdo con el objetivo principal de evaluar alternativas de tratamiento de PDA que fueran técnicamente viables, la alternativa TKT presentó variables y atributos más deseables para tratar este tipo de PDA, ya que las temperaturas alcanzadas y la duración de las mismas, así como los valores de pH, sugeriría que el PDA fue degradado y la mayoría de los patógenos serían potencialmente inactivados. El análisis estadístico de los resultados también presenta esta alternativa semejante a las otras técnicas de compostaje, y bastante disímil al biosecado en todos los parámetros técnicos que fueron evaluados. El producto obtenido puede ser utilizado como mejorador de suelos o como sustrato en otras actividades, lo que sugiere una mejor perspectiva ambiental, a la vez que es relativamente fácil de implementar para las pequeñas empresas.

Aun cuando hubo pocas diferencias con otras técnicas de compostaje, el resto de los tratamientos no pudieron garantizar la inactivación de patógenos; por tanto, aun cuando el PDA fuera degradado (completamente en TKT, estabilizado en PT, o parcialmente estabilizado en BS), el producto obtenido no sería apropiado como sustrato o fertilizante del suelo ya que puede causar enfermedades en la producción de cultivos o en la jardinería. Sin embargo, una consideración importante es que las cuatro alternativas podrían garantizar menos emisiones, olores, lixiviados o propagación de vectores, ya que el proceso de degradación se puede inferir a partir de las variables monitorizadas. Por último, en el caso del

BS, presentará el menor contenido de humedad, facilitando el almacenamiento temporal o el transporte de la masa final.

Las alternativas presentadas en este estudio no sólo permiten a las empresas tomar acciones directas sobre la generación de PDA, sino incluso obtener materiales valiosos para otras actividades o alianzas con alto compromiso ambiental. Esta última oportunidad está ampliamente fundamentada en una innovadora perspectiva aportada desde la bioeconomía y principios de economía circular que buscan completar los procesos, desacoplar el crecimiento económico de la extracción exhaustiva de recursos y degradación. Incluso cuando sólo unos pocos planes o propuestas de políticas formales de bioeconomía se observan actualmente en la región, las empresas tienen un gran potencial para innovar y ser más sostenibles.

4. Referencias

- Arrigoni JP. Evaluación del Desempeño de Diferentes Prototipos de Compostadores en el Tratamiento de Residuos Orgánicos [dissertation]. Buenos Aires: Universidad Nacional del Comahue; 2011.
- Borrero-González G, Arias-Aguilar D, Campos-Rodríguez R, Pacheco-Rodríguez F. Comparative study on the use of two substrates with microbial inoculants for organic solid waste domestic composting. *Rev Tecnol En Marcha*. 2015;29(1):28–37. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i1.2536>.
- Bueno-Bosch M. Cómo hacer un buen compost: manual para horticultores ecológicos. 5th ed. España: FERTILIDAD DE LA TIERRA; 2010. 170 p.
- Campos-Rodríguez R, Brenes-Peralta LP, Jiménez-Morales MF. Evaluación técnica de dos métodos de compostaje para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables domiciliarios y su uso en huertas caseras. *Rev Tecnol En Marcha*. 2016;29(8):25–32. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i8.2982>.
- Chaves-Arias R, Campos-Rodríguez R, Brenes-Peralta L, Jiménez-Morales MF. Compostaje de residuos sólidos biodegradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. *Rev Tecnol En Marcha*. 2019;32(1):39–53. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i1.4117>
- Colomer FJ, Herrera L, Gallardo A, Bovea MD, Robles F. El biosecado como proceso biológico para minimizar la humedad de residuos de jardinería. In: XV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos. Huesca, España; 2011. p. 948–66.
- Contreras-Cisneros RM, Robles-Martínez F, Franco-Hernández MO, Piña-Guzmán AB. Efecto de Residuos sólidos orgánicos biosecados en el crecimiento de lechuga. In: VII Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos Hacia una economía circular. Santander, España: REDISA; 2017. p. 420–4.
- FAO. The State of Food Security and Nutrition in the World 2019 Safeguarding against economic slowdowns and downturn [Internet]. Rome; 2019 [cited 2020 Mar 10]. Available from: <http://www.fao.org/3/ca5162en/ca5162en.pdf>.
- Jiménez-Antillón J, Calleja-Amador C, Romero-Esquivel LG. Food Waste Recovery with Takakura Portable Compost Boxes in Offices and Working Places. *Resources*. 2018;7(4):84. <https://doi.org/10.3390/resources7040084>
- Ramírez-Ramírez F, Campos-Rodríguez R, Jiménez-Morales MF, Brenes-Peralta LP. Evaluación técnica, ambiental y económica de tres tipos de tratamiento para el cultivo de lechuga en huertas caseras de Guácimo, Limón, Costa Rica. *Rev Tecnol En Marcha*. 2016;29(8):14–24. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i8.2981>.
- Rodríguez EMS, Morales RB, Martínez FR. Biosecado en invernaderos de residuos sólidos orgánicos. In: XII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Morelia, Michoacán; 2009.
- Sadh, P., Duhan, S., & Duhan, J. (2018). Agro-industrial wastes and their utilization using solid state fermentation: a review. *Bioresources and Bioprocessing*, 5(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s40643-017-0187-z>.



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS Y RECUPERACIÓN DE ENERGÍA





PIRÓLISIS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y AGROALIMENTARIOS. POSIBLES APLICACIONES DEL BIO-OIL.

Fernández Fernández, Ana María^{1*}; Sánchez Hervás, José María¹, Ortiz, Isabel¹, Márquez, Alejandro, Maroño, Marta¹, Ruiz, Esperanza¹

¹ Unidad de Valorización Termoquímica Sostenible, CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas), Avda. Complutense 40, Madrid, España, *AnaM.Fernandez@ciemat.es

Resumen

La incesante necesidad de fuentes de energía alternativas ha incrementado el interés en el uso de biomasa, que contribuye a disminuir la concentración de CO₂ en la atmósfera frente al uso de fuentes fósiles. La valorización de residuos ofrece una alternativa sostenible frente a su disposición en vertederos, apostando por el medioambiente y la reducción de costes.

La tecnología de pirólisis ha recobrado una gran atención en los últimos años por su flexibilidad para generar una combinación de productos sólidos, líquidos y gaseosos en diferentes proporciones, en función de los parámetros operacionales. También permite la posibilidad de aumentar la densidad energética de los materiales y transformarlos en biocombustibles y productos de alto valor añadido.

En el presente trabajo se seleccionaron una serie de residuos biomásicos, procedentes de la industria alimentaria y de plantas de tratamiento mecánico-biológico, para posteriormente ser sometidos a un tratamiento termoquímico de pirólisis. Como primera etapa, se llevó a cabo la caracterización termoquímica de los residuos. Se ha estudiado el efecto que ejercen los parámetros de operación sobre el rendimiento y composición de los productos de pirólisis, con especial atención en el bio-oil. Por último, se estudian posibles aplicaciones derivadas del bio-oil y biochar obtenidos.

Este trabajo se enmarca dentro del Programa RETOPROSOST-2-CM dirigido a la producción sostenible y las relaciones de simbiosis industrial entre empresas del sector productivo de la Comunidad de Madrid (España).

Abstract

The increasing demand for alternative energy sources has increased interest in the use of biomass, which contributes to reducing the concentration of CO₂ in the atmosphere compared to the use of fossil fuels. Waste recovery offers a sustainable alternative to landfill disposal, betting on the environment and reducing costs.

Pyrolysis technology has gained considerable attention in recent years due to its flexibility in generating a combination of solid, liquid and gaseous products in different proportions, depending on operational parameters. It also allows the possibility of increasing the energy density of the materials and transforming them into biofuels and high value-added products.

In the present work, a series of biomass wastes, coming from the food industry and from mechanical-biological treatment plants, were selected to be subsequently subjected to a thermochemical pyrolysis treatment. As a first step, the thermochemical characterization of the wastes was carried out. The effect of the operating parameters on the yield and composition of the pyrolysis products was studied, with special attention to the bio-oils. Finally, possible applications derived from the bio-oil and biochar obtained are studied.

This work is part of the RETOPROSOST-2-CM Program aimed at sustainable production and industrial symbiosis relations between companies in the productive sector of the Community of Madrid (Spain).

Palabras clave/keywords:

Palabras clave: gestión de residuos, pirólisis, biomasa, bio-productos, recuperación de energía

Keywords: waste managemet, pyrolysis, biomass, bioproducts, energy recovery

1. Introducción

En los últimos años, las energías renovables son objeto de gran interés como respuesta a la mitigación de la crisis energética global y como medio hacia un desarrollo sostenible. En general, la coloquialmente denominada energía verde hace referencia a la generación de formas de energía no contaminantes y sostenibles a partir de recursos naturales, como la solar, la hidroeléctrica, la eólica, la geotérmica, la nuclear y la biomasa (Tsai et al., 2017). De todas las fuentes de energía renovable, la biomasa tiene enormes perspectivas de utilización debido a su abundante suministro, bajo coste, biodegradabilidad y neutralidad de carbono. Se entiende como biomasa cualquier tipo de materia orgánica procedente de fuentes botánicas o biológicas, o una combinación de éstas, que no haya sido formada mediante procesos geológicos (Basu, 2018). En lo referente a la valorización de residuos, la pirólisis representa un tipo de conversión termoquímica enfocada a obtener principalmente productos líquidos y sólidos. En este proceso tiene lugar la descomposición termoquímica de complejas sustancias químicas en ausencia o deficiencia de oxígeno y, generalmente, a presión atmosférica. La orientación a determinados productos depende enormemente de las condiciones de reacción. Es decir, rampas lentas de calentamiento y largos tiempos de residencias (pirólisis lenta) conducen a la obtención del biochar como producto mayoritario. El bio-oil resulta de aplicar altas velocidades de calentamiento y cortos tiempos de residencia (pirólisis rápida) (Wang et al., 2020). Este producto (bio-oil) destaca por sus potenciales aplicaciones como biocombustible y como precursor de productos químicos. Sin embargo, suele ser necesaria una etapa previa de separación y purificación para obtener compuestos específicos. El producto sólido (carbonizado, biochar) se puede utilizar en catálisis (producción de biodiesel, upgrading de syngas), adsorción (depurador de aguas, reductor de emisiones), acondicionamiento de suelos, almacenamiento de hidrógeno, supercondensadores, pilas de combustible (Cha et al., 2016).

2. Metodología

2.1. Materiales

Se seleccionaron 7 muestras procedentes de la industria agroalimentaria y de plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos. Entre los residuos que se generan en empresas dedicadas al consumo humano, se incluyeron en este estudio: piel de patata (Pielp), descartes de patatas fritas (Chips) y bagazo de cerveza (BCerv). De una planta tratamiento de residuos sólidos urbanos se recibieron: pellets de residuos sólidos urbanos (RSU), pellets de la fracción orgánica de los RSU (FORSU) y pellets de los finos procedentes de la fracción rechazo de la separación gravimétrica (Finos). Como material de referencia, se utilizaron pellets de pino (Pino). Aquellas muestras que lo han requerido fueron secadas y todas se molieron a un tamaño de partícula menor de 2 mm.

2.2. Caracterización de los residuos

El análisis inmediato se realizó siguiendo los procedimientos estándar ISO 18134-2:2017, ISO 18123:2016 e ISO 18122:2016 para los contenidos de humedad, materias volátiles y cenizas;

respectivamente. En el análisis elemental se aplicaron las normas ISO 16948:2015 e ISO 16994:2017 para la determinación de C, H y N; y de S and Cl, respectivamente. Se determinó el poder calorífico, según el procedimiento estándar ISO 18125:2018.

2.3. Pirólisis a escala de laboratorio

Los ensayos de pirólisis se llevaron a cabo a escala de laboratorio en un reactor de lecho fijo de 23 ml de capacidad. La muestra, 8 g, se sometió a una velocidad de calentamiento de 63 °C/min, en atmósfera de nitrógeno (75 ml/min), hasta alcanzar la temperatura final de 500 °C que se mantuvo durante 15 minutos. Los productos condensables se recogieron en un borboteador, introducido en un baño termostático a -10 °C. Los rendimientos en biochar y bio-oil fueron calculados en función del material de partida en base seca.

2.4. Caracterización del bio-oil

Para el análisis cromatográfico del producto líquido se empleó un cromatógrafo Agilent Modelo 7890A acoplado a un espectrómetro de masas Agilent 5975C. Las separaciones se llevaron a cabo usando una columna capilar HP-5MS (5% fenilmetilpolisiloxano) de 30 m de longitud y 0.25 µm de diámetro. La temperatura fue programada desde 60 °C hasta 250 °C a 5 °C/min y la temperatura final se mantuvo durante 20 min. Se usó helio como gas portador y la relación de Split era 50:1. La temperatura del inyector se mantuvo a 250 °C y se inyectó 1 µl de muestra.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1 se detallan las características físico-químicas de las diferentes muestras estudiadas. Destaca la humedad presente en la piel de patata y el bagazo de cerveza por lo que en una eventual implantación industrial será necesaria una etapa previa de secado para evitar una pérdida de eficacia en el proceso.

En el análisis inmediato se observa un alto contenido en cenizas de las muestras procedentes de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU, Finos, FORSU). Aparte del bajo contenido en cenizas del material de referencia (pellets de pino, cenizas < 1%), también poseen un bajo contenido en cenizas el bagazo de cerveza y los descartes de patata frita. Por otro lado, se observa el siguiente orden decreciente en el porcentaje en volátiles: Patata frita > Pino > Bagazo de cerveza > Piel de patata > RSU > FORSU > Finos. Se sabe que el contenido de volátiles y cenizas tiene un efecto importante en el rendimiento a productos líquidos (Fahmi et al., 2008) de tal modo que se obtiene mayor rendimiento de líquido cuanto mayor es la cantidad de volátiles. El bajo contenido de cenizas y el alto contenido de materia volátil confieren a los descartes de patata frita, los pellets de pino y el bagazo de cerveza un alto potencial para la producción de bio-oil. Se observó que el residuo con menor cantidad de carbono fijo son los descartes de patata frita (8,8 %), por tanto, se supone que contribuirá en menor medida a la cantidad de residuo sólido resultante, siendo determinante su menor contenido en cenizas. En el resto de muestras este porcentaje es similar (15-22 %).

En cuanto al análisis elemental, los altos contenidos de carbono de las patatas fritas, pellets de pino y bagazo de cerveza contribuyen a su uso energético y en la producción de biocombustibles. Los residuos procedentes de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU, Finos, FORSU) poseen los valores más altos de Cl y S, y los menores contenidos en oxígeno; lo que puede incidir en la presencia de impurezas de estos elementos en los productos de su pirolisis. También conllevaría a un impacto medioambiental y posibles daños por corrosión en el equipamiento. El bagazo de cerveza presenta un contenido de nitrógeno superior al material de referencia, pero se encuentra dentro del rango de valores señalados en la bibliografía (1,5-5 %, según el contenido proteico; Fernández et al., 2015) lo que permite aplicar esta tecnología sin afectar a su eficacia y enfocada hacia una neutralidad climática. Los pellets de pino y el bagazo de cerveza poseen los valores más altos de oxígeno.

Tabla 1. Características físico-químicas de los residuos biomásicos.

| Muestra | Piel de patata | Descartes de patata frita | Residuos sólidos urbanos | Finos RSU/FORSU | Fracción orgánica RSU | Bagazo de Cerveza | Pellets de pino |
|-----------------------------|----------------|---------------------------|--------------------------|-----------------|-----------------------|-------------------|-----------------|
| Código | PielP | Chips | RSU | Finos | FORSU | BCerv | Pino |
| Humedad (%) | | | | | | | |
| (b.h.) | 92 | 5,9 | 7,2 | 7,4 | 7,5 | 74 | 6,8 |
| Análisis inmediato (% b.s.) | | | | | | | |
| Cenizas | 7,3 | 3,6 | 23 | 37 | 37 | 3,4 | 0,80 |
| Volátiles | 78 | 88 | 61 | 42 | 44 | 79 | 82 |
| C fijo | 15 | 8,8 | 16 | 22 | 19 | 17 | 18 |
| Análisis elemental (% b.s.) | | | | | | | |
| C | 53 | 58 | 41 | 35 | 34 | 46 | 50 |
| H | 6,8 | 8,1 | 5,5 | 4,6 | 4,6 | 6,8 | 6,1 |
| N | 1,9 | 0,88 | 1,8 | 2,2 | 1,8 | 2,9 | 0,19 |
| S | 0,11 | 0,080 | 0,44 | 0,58 | 0,58 | 0,25 | 0,020 |
| Cl | 0,15 | 0,45 | 0,71 | 0,61 | 0,75 | 0,14 | 0,010 |
| O | 31 | 29 | 28 | 21 | 21 | 41 | 43 |
| Poder Calorífico (MJ/Kg) | | | | | | | |
| PCS (b.s.) | 22 | 25 | 17 | 14 | 14 | 21 | 20 |
| PCI (b.s.) | 20 | 24 | 16 | 13 | 13 | 20 | 19 |
| PCS (b.h.) | 21 | 24 | 16 | 13 | 13 | 4,8 | 19 |
| PCI (b.h.) | 20 | 22 | 15 | 12 | 12 | 2,6 | 18 |

b.h.: base húmeda, b.s.: base seca

En relación directa con el contenido en carbono y en hidrógeno, los descartes de patatas fritas presentan el mayor poder calorífico; mientras que los residuos procedentes de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos poseen el mínimo valor de poder calorífico en base seca. El poder calorífico del bagazo de cerveza húmedo es muy bajo, sin embargo, una vez seco tiene un poder energético similar al del material de referencia. Este hecho remarca la necesidad de una etapa previa de secado.

Las diferentes muestras fueron pirolizadas a una temperatura final de 500 °C. En la Figura 1 se muestran los rendimientos en líquido, sólido y gas. Se cumple que los residuos con mayor contenido en volátiles, es decir, los procedentes del procesado de patatas (PielP, Chips); producen más cantidad de bio-oil que el material de referencia (Pino), cuyo rendimiento es ligeramente superior al del bagazo de cerveza. Los residuos procedentes de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos producen más biochar por su alto contenido en cenizas. A excepción de los descartes de patata y los pellets de pino, el producto minoritario en los demás residuos es el gas. Se observa una clara tendencia entre el aumento en bio-oil con el mayor contenido en materia volátil y el descenso en cenizas.

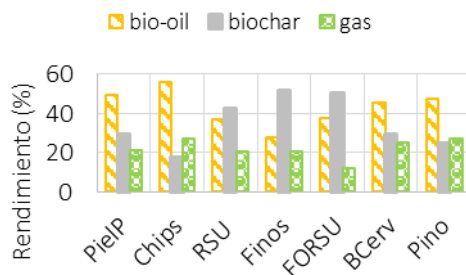


Figura 1. Rendimientos (% en peso) de los productos de pirólisis.

Para las condiciones de pirólisis estudiadas, se obtienen los mayores rendimientos en bio-oil a partir de los residuos procedentes de la industria alimentaria (BCerv < Pielp < Chips; 45-56% en peso) por sus altos contenidos en materia volátil y bajos en cenizas. Aquéllos procedentes del tratamiento de sólidos urbanos generan gran rendimiento en biochar (RSU < FORSU < Finos; 42-52%) por su mayor contenido en cenizas. Los rendimientos en gas, que varían entre 12-27%, se verían favorecidos con un aumento de temperatura. En la Figura 2 se observa que en el caso del residuo RSU, un aumento en la velocidad de calentamiento produce un mayor rendimiento del bio-oil, alcanzando un máximo para el valor de 63°C/min. Se comprueba también que a mayor temperatura, el rendimiento en gas es mayor.

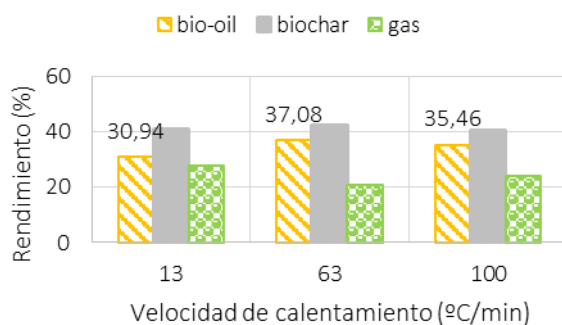


Figura 2. Influencia de la velocidad de calentamiento en la pirólisis de RSU.

Se ha estudiado la composición química del bio-oil obtenido de la pirólisis a 500 °C. A continuación, se enumeran los compuestos mayoritarios presentes en cada muestra.

- Pielp: compuestos fenólicos, ácido acético, 2-furanmetanol.
- Chips: ácido vaccénico, 8-heptadecano, ácido n-hexanoico, 8-heptadeceno, oleanitrilo, 2-furanmetanol.
- RSU: ácido acético, 2-furanmetanol, 3-metil-1,2-ciclopentanodiona, 1,4:3,6-Dianhidro- α -D-glucopiranososa, 2(5H)-furanona, estireno, N-nitrodimetilamina, 3-etil-2-hidroxi-2-ciclopenten-1-ona.
- FORSU: ácido acético, 3-metil-1,2-ciclopentanodiona, 2-furanmetanol, ácido oleico, 3-etil-2-hidroxi-2-ciclopenten-1-ona, 2(5H)-furanona, 1,4:3,6-Dianhidro- α -D-glucopiranososa, ácido n-hexanoico.
- Finos: ácido acético, 2-furanmetanol, 3-metil-1,2-ciclopentanodiona, 4-piridinamina, piridina, 2-metoxifenol, 2-hidroxi-propanonitrilo.
- BCerv: 1,6-anhidro- β -D-glucopiranososa, ácido acético, 3-piridinol, furfural, maltol, 4-metilfenol, 1,4:3,6-Dianhidro- α -D-glucopiranososa, ácido linoleico, ácido n-hexanoico, 3-metil-1,2-ciclopentanodiona, 2-furanmetanol.
- Pino: compuestos fenólicos, furfural.

De entre las posibles aplicaciones cabe destacar que los compuestos fenólicos se utilizan en la industria en innumerables productos basados en el petróleo. Un bio-oil con alto contenido en fenoles (como el caso del pellet de pino) se suele usar como combustible tras una etapa previa de upgrading

(Bu et al., 2011). El ácido acético y los ácidos grasos que se encuentran mayoritariamente en la composición del bio-oil de las muestras PielP, RSU, FORSU, Finos, BCerv se suelen usar como precursores en las industrias química y alimentaria/farmacéutica/cosmética, respectivamente (Del Pozo et al., 2018). Se sabe que el 2-furanmetanol (alcohol furfurílico), presente en todas las muestras estudiadas, se usa como solvente, en la producción de alcohol tetrahidrofurfurílico y como intermediario y aditivo en la industria química. Su precursor (furfural) es muy utilizado para la fabricación de solventes, alcoholes especiales y ácidos (Gómez, 2006). El levoglucosano (1,6-anhidro- β -D-glucopiranososa) se emplea en la producción de fármacos, surfactantes, polímeros biodegradables (Czernik et al., 2004).

4. Conclusiones

Las diferentes materias primas estudiadas ofrecen dos vías de obtención de productos mediante el proceso de pirólisis. Los residuos procedentes de la industria alimentaria (piel de patata, descartes de patata frita, bagazo de cerveza) se centran en la producción de bio-oil con alto contenido en ácidos grasos y compuestos fenólicos. En el caso del residuo de la industria cervecera también existe la posibilidad de obtención de un determinado tipo de azúcar. Por sus características físicoquímicas, los residuos de las plantas de tratamiento de sólidos urbanos producen biochar como producto pirolítico mayoritario. En este sentido, un mayor estudio sería necesario para profundizar en las características y posibles aplicaciones de los carbonizados obtenidos. Esta tecnología de pirólisis enfocada en la producción de bio-oil podría suplir el alto coste de producción que implica la síntesis de ciertos compuestos químicos a nivel industrial, tras fijar unas condiciones operacionales óptimas enfocadas en alcanzar el máximo rendimiento en conversión a líquidos. Con el fin de obtener compuestos más específicos, una etapa de purificación sería necesaria.

5. Referencias

- Basu, P. (2018). Biomass Characteristics. Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction (Third Edition). EE.UU.: Academic Press.
- Bu, Q.; Lei, H.; Ren, S.; Wang, L.; Holladay, J.; Zhang, Q.; Tang, J.; Ruan, R. (2011). Phenol and phenolics from lignocellulosic biomass by catalytic microwave pyrolysis. *Bioresource Technology*, 102 (13), 7004-7007.
- Cha, J. S.; Park, S. H.; Jung, S.-C.; Ryu, C.; Jeon, J.-K.; Shin, M.-C.; Park, Y.-K. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40, 1 – 15.
- Czernik, S.; Bridgwater, A. V. (2004). Overview of Applications of Biomass Fast Pyrolysis Oil. *Energy & Fuels*, 18, 590-598.
- del Pozo C.; Bartrolí, J.; Puy, N.; Fàbregas, E. (2018). Separation of value-added chemical groups from bio-oil of olive mill waste. *Industrial Crops and Products*, 125, 160-197.
- Fahmi, R.; Bridgwater, A.V.; Donnison, I.; Yates, N.; Jones J.M. (2008). The effect of lignin and inorganic species in biomass on pyrolysis oil yields, quality and stability. *Fuel*, 87, 1230-1240.
- Fernández, J.; Gutierrez, F.; Del Río, P.; San Miguel, G.; Bahillo, A.; Sánchez, J. M.; Ballesteros, M.; Vázquez, J. A.; Aracil, J.; Rodríguez, L. M. (2015). Introducción a la biomasa energética. *Tecnologías para el uso y transformación de biomasa energética*. Madrid: Ediciones Paraninfo.
- Gómez, A. (2006). Aplicaciones de subproductos y derivados de la agroindustria azucarera en el mantenimiento de la propia industria. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XL (2), 2-9.
- Tsai, S.-B.; Xue, Y.; Zhang, J.; Chen, Q.; Liu, Y.; Zhou, J.; Dong, W. (2017). Models for forecasting growth trends in renewable energy. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 77, 1169–1178.
- Wang, G.; Dai, Y.; Yang, H.; Xiong, Q.; Wang, K.; Zhou, J.; Li, Y.; Wang, S. (2020). A Review of Recent Advances in Biomass Pyrolysis. *Energy & Fuels*, 34 (12), 15557 - 15578.

APROVECHAMIENTO DE MATERIALES SUSCEPTIBLES DE RECUPERACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA ZONA LIMÍTROFE DEL ORIENTE DE MICHOACÁN Y EL ESTADO DE MÉXICO

Saavedra Aguilera Antonio¹; Buenrostro Delgado Otoniel²

¹Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. México. saavedraantonio841@gmail.com

²Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. México. otonielb@umich.mx

Resumen

En México son pocos los estudios de generación de residuos sólidos urbanos (RSU), los cuales son trascendentales para establecer acciones, que contribuyan a la disminución del impacto ambiental, y a la valorización de éstos. Esta investigación se realizó en cuatro de los nueve Municipios colindantes del Estado de Michoacán (Tuzantla, Zitácuaro, Contepec y Tlalpujahua), y tres del Estado de México (El Oro, Donato Guerra y San José del Rincón). Se realizaron estudios de generación y caracterización de los RSU, de acuerdo con las Normas Oficiales Mexicanas NOM-AA-15-1985; NOM-AA-19-1985; NOM-AA-22-1985 y la guía de SEDESOL (2012). Se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar las diferencias estadísticamente significativas y análisis de correlación, también se determinó el incremento de vida útil de los sitios de disposición final (SDF). Entre los principales resultados de la investigación, la composición fue del 79.36% al 94.36% de residuos orgánicos, los inorgánicos del 1.02% al 17.08 %; los Municipios de Zitácuaro y Donato Guerra generaron el 36.49% y 31.95% de materiales susceptibles de recuperar (MSR) respectivamente; El Oro fue el Municipio que menos valoriza los RSU con el 9.41%. Se determinó que la implementación de la valorización de MSR en los Municipios incrementaría la vida útil de los SDF de dos a cuatro años. Estos resultados son importantes ya que permiten establecer planes de gestión integral de los RSU, así como sensibilizar a la ciudadanía para disminuir los problemas de contaminación, y disminuir el pasivo ambiental de los SDF en estos Municipios.

Palabras clave: Reciclaje¹; Valorización²; Ambiente³; Municipios⁴; Residuos⁵.

Abstract

In Mexico there are few studies of generation of urban solid waste (USW), which are transcendental to establish actions that contribute to the reduction of the environmental impact, and to the valuation of these. This research was carried out in four of the nine neighboring Municipalities of the State of Michoacán (Tuzantla, Zitácuaro, Contepec and Tlalpujahua), and three of the State of Mexico (El Oro, Donato Guerra and San José del Rincón). Generation and characterization studies of USW were carried out, in accordance with the Official Mexican Standards NOM-AA-15-1985; NOM-AA-19-1985 and NOM-AA-22-1985. The non-parametric Kruskal-Wallis test was used to determine the statistically significant differences and correlation analysis, the increase in the useful life of the final disposal sites (FDS) was also determined. Among the main

results of the research, the composition was from 79.36% to 94.36% of organic waste, the inorganic from 1.02% to 17.08%; the Municipalities of Zitácuaro and Donato Guerra generated 36.49% and 31.95% of recoverable materials respectively; El Oro was the Municipality that least valued USW with 9.41%. It was determined that the implementation of valuation of USW in the Municipalities increases the useful life of the FDS about nine years. These results are important since they allow the establishment of comprehensive management plans for USW, as well as raising public awareness to reduce pollution problems, and reduce the environmental liability of the FDS in these Municipalities.

Keywords: Recycling¹; Valorization²; Environment³; Municipalities⁴; Waste⁵.

1. Introducción

El medio ambiente presenta diversos problemas de contaminación en sus diferentes sistemas naturales; en las últimas décadas se ha observado una mayor destrucción del hábitat, donde el hombre es el principal agente de disturbio, debido a la excesiva explotación de los recursos y a la producción de contaminantes que son vertidos en los ecosistemas. Uno de estos problemas ambientales es la producción de residuos sólidos, la cual en años recientes se ha agudizado notablemente como consecuencia del inadecuado manejo y disposición de los recursos (Buenrostro *et al.*, 2000). El problema de los residuos sólidos se ve reflejado en un aumento de la cantidad conforme la industrialización es mayoritaria, ya que se incorporan nuevos materiales a los ciclos productivos. El crecimiento demográfico junto con la modificación de los hábitos son también aspectos relevantes altamente relacionado con la generación de residuos sólidos (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

2. Metodología

2.1 Selección del sitio de estudio.

El área de estudio incluyó los Municipios limítrofes del oriente de Michoacán (Tuzantla, Zitácuaro, Contepec, Talpujahuá) con el Estado de México (El Oro, San José del Rincón y Donato Guerra).

2.2 Muestreo de los RSU.

En cada Municipio seleccionado, se tomó una muestra de RSU en el sitio de disposición final, de aproximadamente 25 kilos, de acuerdo con la NMX-AA-015-1985 (SECOFI, 1985). Con la misma muestra se determinó el peso volumétrico de acuerdo con la NMX-AA-019-1985 (SECOFI, 1985^a).

2.3 Caracterización y cuantificación de subproductos.

Las bolsas etiquetadas con las muestras de RSU se vaciaron y se analizaron los componentes de los RSU de acuerdo con la NOM-AA-22-1985 (SECOFI, 1985^b).

2.4 Cuantificación de los materiales susceptibles de recuperación (MSR).

Una vez caracterizados los subproductos, se realizó una cuantificación para ubicar los subproductos en las distintas categorías de materiales susceptibles de recuperación.

2.5 Estimación de la vida útil de los sitios de disposición final del área de estudio.

Se calculó la generación de los residuos sólidos urbanos (RSU) de acuerdo con la NMX-AA-061-1985 (SECOFI, 1985⁶) en cada uno de los municipios estudiados. Tomando como periodo de vida útil mínimo de 20 años) NOM-083-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2003) de un relleno sanitario. Se utilizó la ecuación (1) que permite calcular el tiempo que se puede incrementar la vida útil de los sitios de disposición final si se trabajará con la totalidad de (RSU) y con los materiales susceptibles de recuperar (MSR).

$$T1/total\ RSU - MSR = T2/total\ RSU \quad (1)$$

$$T1 = [T2 - \frac{MSR}{total\ RSU}] * [total\ RSU - MSR]$$

$$T2 = [total\ RSU] * [T1 / total\ RSU - MSR]$$

La ecuación 1, resultó del despeje manual de las variables (total de RSU y MSR).

DÓNDE:

T1=tiempo de vida útil trabajando con el total de la generación RSU al día.

T2=tiempo de vida útil si se trabajara con (el total de la generación RSU al día – la cantidad total de los materiales susceptibles de recuperación MSR).

3. Resultados y discusión.

Se colectaron un total de 18 bolsas con un peso total de 173.7 kg. Con base en los promedios de generación de RSU Municipal se estimó la generación de RSU generados en los Municipios por día (Tabla 1).

Tabla 1. Cantidad de residuos sólidos urbanos generados en los municipios del área de estudio (ton/día peso fresco).

| Ton/día | INEGI | ESTE ESTUDIO |
|---------------------|---------|--------------|
| MUNICIPIO | Ton/día | Ton/día |
| Zitácuaro | 80 | 110 |
| Contepec | 3 | 5 |
| Tlalpujahuá | 10.4 | 7 |
| El Oro | 8 | 8.52 |
| Tuzantla | 8 | 7.5 |
| San José Del Rincón | 7 | 7 |
| Donato Guerra | 2 | 2 |

La caracterización mostró una variedad de 47 subproductos en total, donde se puede apreciar al papel, papel higiénico, cartón, residuos de jardinería y alimenticios, así como material no separable con un porcentaje menor de 31.21% y un porcentaje mayor de 66.96% con respecto a la sumatoria total por Municipio de cada subproducto. El peso volumétrico (PV) de los RSU fue de 166.67 kg/m³ a 305.6 kg/m³ respectivamente, lo cual muestra una baja densidad de los residuos en los diferentes municipios. La determinación del peso volumétrico, es un parámetro importante, para analizar las características de la celda y el área requerida cuando se proyecta construir un relleno sanitario. Sin embargo, este parámetro tan importante para la planeación de la construcción de estas obras, no se le da la importancia requerida por los constructores de los rellenos sanitarios, ni por los responsables de los servicios de recolección de RSU. El PV de los RSU también es muy variable, pues depende de su composición y esta última está fuertemente influenciada por los hábitos de consumo, la demografía, el ingreso económico y modos de vida entre otros. Los principales residuos identificados fueron alimentos, papel y cartón y residuos no reciclables. De acuerdo a la cantidad y tipos de residuos que se generan dentro de los municipios se podrán emitir recomendaciones a cada Municipio sobre estrategias para la minimización de residuos, mayores niveles de reciclaje y compostaje, así como la implementación de un programa de gestión de residuos sólidos urbanos. El primer paso para elaborar el análisis para valorización de los subproductos aprovechables es conocer las características de los subproductos que pueden ser comercializados así como la calidad y cantidad en que estos se generan en los diversos estratos y sectores de la localidad. Para obtener dicha información se deben realizar estudios basados en la observación directa de las diferentes fuentes generadoras. La posibilidad de generar un comercio apto para los materiales recuperables y así poder sustituir materias primas depende de varios factores como: precios de mercado, costos de almacenaje, cantidad de subproductos demandados con base en las tecnologías existentes en el mercado, grado de contaminación de los materiales y de procesamiento de los subproductos, así como el precio de la materia prima base.

En la tabla 2, se observa que el municipio de Zitácuaro genera mayor cantidad de MSR, mientras que el Municipio de El Oro, presenta un menor porcentaje de MSR. La gestión integral de los RSU abarca procedimientos bien estructurados y es lo que permite dar un buen servicio de recolección y disposición de los RSU, además de asegurar la valorización y disminución de la generación de éstos.

Tabla 2. Materiales susceptibles de recuperar en cada uno de los Municipios analizados (% peso húmedo).

| VALORIZACIÓN SUBPRODUCTO | % POR MUNICIPIO | | | | | | |
|-----------------------------|-----------------|----------|-------------|--------|----------|---------------------|---------------|
| | Zitácuaro | Contepec | Tlalpujahua | El Oro | Tuzantla | San José del Rincón | Donato Guerra |
| Papel | 8.72 | 0.00 | 2.24 | 3.28 | 2.24 | 8.14 | 6.59 |
| Cartón | 5.11 | 5.40 | 10.25 | 1.61 | 10.25 | 5.26 | 5.62 |

| | | | | | | | |
|------------------------|--------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| Tetrapack | 1.73 | 1.90 | 0.14 | 0.00 | 0.14 | 0.43 | 1.46 |
| Bolsa De Botana | 7.18 | 0.00 | 3.13 | 0.56 | 3.13 | 0.71 | 1.64 |
| Bolsa De Película | 8.29 | 0.00 | 6.21 | 3.78 | 6.21 | 6.58 | 5.80 |
| Pet | 3.24 | 3.24 | 0.87 | 0.00 | 0.87 | 0.10 | 0.82 |
| Aluminio | 2.23 | 0,00 | 0.45 | 0.13 | 0.45 | 0.27 | 1.57 |
| Materiales Ferrosos | 0.00 | 0.00 | 4.05 | 0.05 | 4.05 | 0.00 | 4.18 |
| Vidrio De Color | 0.00 | 11.90 | 0.13 | 0.00 | 0.13 | 0.00 | 4.27 |
| Vidrio Transparente | 0.00 | 000 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.18 | 0.00 |
| TOTAL | 36.49 | 22.44 | 27.46 | 9.41 | 27.46 | 22.67 | 31.95 |

Con base en el precio que reportaron los segregadores les pagan por cada MSR y la cantidad de éstos recuperados se calculó el ingreso económico de la comercialización de estos materiales por cada uno de los Municipios. Este ingreso que en su momento se puede utilizar para emprender programas tendientes a la gestión y manejo integral de los RSU en los Municipios, es de suma importancia, ya que uno de los mayores cambios que se logran con la implementación de programas para lograr la gestión integral de los RSU es la valorización de los subproductos y con esto la creación de más fuentes de empleo, aprovechando los materiales recuperables resultantes de la generación.

En cuanto a la vida útil de los rellenos sanitarios encontrados en la zona de estudio, además del ingreso la otra ventaja sumamente importante de la recuperación de MSR es la ampliación de la vida útil de los rellenos sanitarios. Resalta la importancia del papel que puede jugar la gestión integral y un plan de desarrollo ambiental con la ciudadanía de estos Municipios, ya que lamentablemente no se cuenta con un correcto plan de desarrollo ambiental por lo que la tendencia de vida de los sitios de disposición final (SDF) de los Municipios analizados estaría llegando a su tiempo de vida máximo.

4. Conclusiones.

La cantidad de dinero que se puede obtener por la valorización de subproductos generados al día en cada uno de los municipios, puede tener grandes ventajas en la toma de decisiones para la elaboración y/o mejoramiento de planes de manejo para la gestión integral de los RSU en los Municipios.

La implementación de programas de concientización ambiental, junto con la separación de los RSU y el valor agregado que se les puede dar a éstos, inciden en una comunidad más limpia y saludable, y así mejorar la calidad de vida y disminuir el impacto ambiental y social. Los sitios de disposición final cumplen un ciclo de vida de aproximadamente 20 años, no obstante, si se tiene una adecuada separación de RSU y a estos se les da un valor agregado ya sea en un centro de acopio u algún otro producto final, se evita el confinamiento

inadecuado de estos RSU en los SDF, y con ello, incrementarse el periodo de vida útil de los sitios de disposición final.

5. Referencias.

Buenrostro, O. Bocco, G y Bernache, G. (2001^a). Urban Solid Waste Generation and Disposal in México. A case study case study. Waste Management y Research. (Volumen 19:169-176).

Duran, C. E, Saldaña, I. Paz, H. Rosales, F. S. Fernández. y J. Pérez. (2013). Caracterización Física de los Residuos Sólidos Urbanos y el Valor Agregado de los Materiales Recuperables en el Vertedero el Iztete de Tepic-Nayarit, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. (Volumen 29:25-32).

SECOFI (Secretaria de Comercio y Fomento Industrial) NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - muestreo - método de cuarteo. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-015-1985.pdf>

SECOFI (Secretaria de Comercio Y Fomento Industrial) 1985^a. NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-peso volumétrico *in situ*. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa019.pdf>

SECOFI (Secretaria de Comercio y Fomento Industrial) 1985^b. NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo residuos sólidos municipales-selección y cuantificación de subproductos. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf>

SECOFI (Secretaria de Comercio y Fomento Industrial) 1985^c NMX-AA-061-1985. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de la generación. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa061.pdf>

SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección, del sitio diseño, construcción operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial). <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD02/nom-083.pdf>

Tchobanoglous, G. Theisen, H. Y Vigil, S. (2003). Gestión Integral de los Residuos Sólidos. Volumen II. McGraw-Hill. México. 600-677 pp.

Agradecimientos. Este trabajo fue financiado a través del Fondos Sectorial CONACYT-SEMARNAT “Ubicación de Rellenos Sanitarios Intermunicipales Futuros en el estado de México y Estados Aledaños” con No. 263315.



Evaluación de ecoeficiencia del uso de plástico reciclado en paneles constructivos

Alejandrino, Clarisa^{1,2}; Ojeda, Juan Pablo^{1,2}; Mercante, Irma¹

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Centro Universitario (M5502KFA), Casilla de correo 405, Mendoza, Argentina, Argentina,

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina,
clarisa.alejandrino@ingenieria.uncuyo.edu.ar

Resumen

La industria de la construcción es una de las más importantes desde el punto de vista económico a nivel mundial, pero también es responsable de cuantiosos impactos ambientales. Por esta razón, durante los últimos años numerosas investigaciones se han centrado en el desarrollo de materiales novedosos que reduzcan los costos e impactos. Un material con gran potencial es el mortero celular alivianado con incorporación de plástico reciclado como agregado fino. El objetivo de este trabajo fue comparar la ecoeficiencia de paneles de mortero alivianado sin y con agregados reciclados de polietileno de tereftalato (PET). La metodología empleada se dividió en dos etapas. Primero se evaluaron técnicamente seis dosificaciones, considerando criterios de trabajabilidad, peso específico y resistencia a la compresión. A continuación, se comparó la ecoeficiencia de aquellas mezclas que cumplieron los requerimientos técnicos de la primera etapa. La evaluación de ecoeficiencia se realizó mediante la aplicación conjunta de análisis de ciclo de vida (ACV) y costos de ciclo de vida (CCV). Se obtuvo que solo una de las dosificaciones con agregado plástico (5% en volumen) superó los requisitos técnicos. Se verificó que esta dosificación presentó reducción de impactos ambientales y de costos respecto del panel original. Se concluye que la utilización de PET reciclado como agregado fino en paneles de mortero celular resulta técnicamente viable y ecoeficiente.

Abstract

The construction industry is one of the world most important ones from the economic point of view, but it is also responsible for considerable environmental impacts. For this reason, in recent years many researches have focused on the development of novel materials to reduce costs and impacts. A material with great potential is lightweight foamed mortar with the incorporation of recycled plastic as a fine aggregate. The aim of this work was to compare the eco-efficiency of foamed mortar panels with recycled polyethylene terephthalate (PET) aggregates. The methodology used was divided into two stages. First, six dosages were technically evaluated, considering criteria of workability, specific weight and compressive strength. Next, the eco-efficiency of those mixtures that met the technical requirements of the previous stage was compared. The eco-efficiency assessment was carried out through the joint application of life cycle analysis (LCA) and life cycle costs (LCC). It was found that only one of the dosages with plastic aggregate (5% by volume) fulfill the technical requirements. It was verified that this dosage presented reduction of environmental impacts and costs compared to the original panel. It is concluded that the use of recycled PET as a fine aggregate in cellular mortar panels is technically feasible and eco-efficient.

Palabras clave: construcción, residuos plásticos, reciclaje, enfoque de ciclo de vida, ecoeficiencia

Keywords: construction, plastic waste, recycling, life cycle perspective, ecoefficiency.

1. Introducción

El sector de la construcción consume grandes cantidades de recursos y genera importantes impactos ambientales a nivel mundial. Es por ello que se considera uno de los sectores prioritarios en la transformación hacia una economía circular (European Commission, 2020; Hossain et al., 2020). Durante los últimos años numerosas investigaciones se han centrado en el desarrollo de materiales novedosos que reduzcan los costos e impactos ambientales, como los materiales constructivos livianos. Pueden producirse hormigones y morteros livianos mediante el uso de agregados livianos, aditivos espumígenos o una combinación de ambos (Samson et al., 2017). Los agregados livianos pueden ser de origen natural como la pumita o manufacturados, como los plásticos.

El mortero celular, o alivianado mediante espumígeno, es un material que presenta una alternativa de gran interés respecto al mortero tradicional. Entre las principales ventajas del mortero celular están la densidad reducida y gran aislación térmica, que reducen costos e impactos ambientales durante las etapas de transporte y uso, frente al mortero tradicional. Entre sus desventajas se pueden nombrar un gran consumo de cemento y la reducción de la resistencia respecto a morteros tradicionales. Antecedentes científicos han demostrado que el uso de materiales reciclados, como los plásticos, puede potenciar las ventajas del mortero celular y reducir sus desventajas (Mercante et al., 2018).

Para obtener resultados integrales y orientados a la toma de decisiones es recomendable analizar en conjunto el desempeño técnico, ambiental y económico de nuevos materiales y productos (ISO, 2012). El objetivo de este trabajo fue evaluar técnica, económica y ambientalmente alternativas de morteros livianos utilizando agregados reciclados de polietileno de tereftalato (PET).

2. Metodología

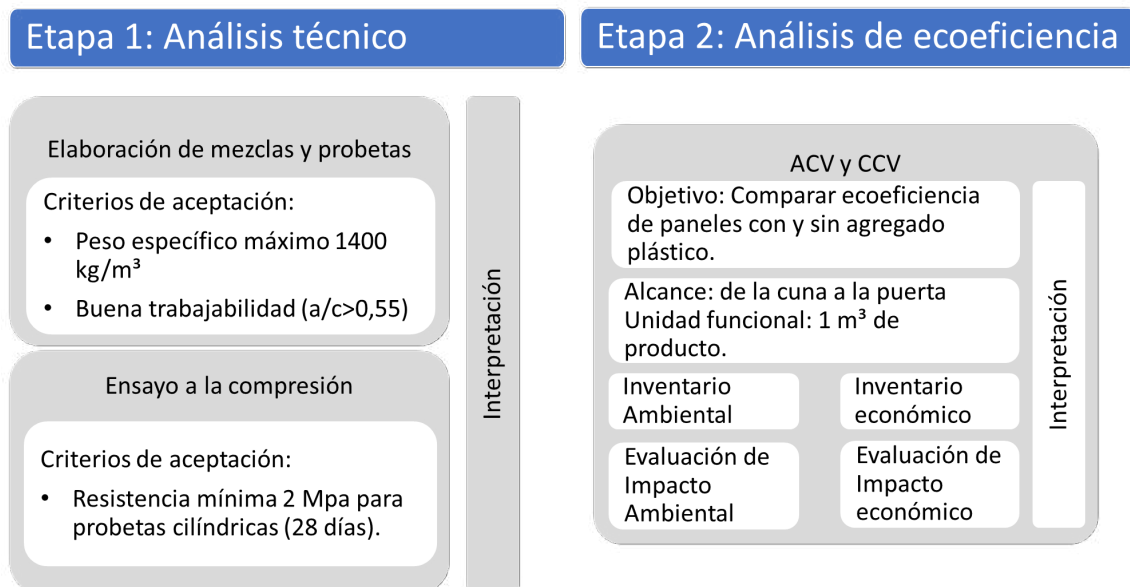


Figura 1. Metodología

La metodología utilizada se presenta en la Figura 1. En referencia al análisis técnico, primero se elaboraron las mezclas y probetas según 6 dosificaciones (Tabla 1) a partir de los siguientes materiales: cemento portland compuesto (CPC 40), agua potable para la elaboración y el curado, arenas silíceas de origen fluvial como agregados naturales y agregado de escamas trituradas de PET reciclado (Figura 2).



Figura 2. PET reciclado utilizado (Ojeda y Mercante, 2020)

Las dosificaciones propuestas buscaron cubrir rangos de porosidad entre 5% y 50%, contenido de plástico de 0 a 340 kg/m³ y relación agua/cemento adecuada al requisito de trabajabilidad. Se utilizaron probetas cilíndricas gemelas de 200 mm de altura y 100 mm de diámetro para ensayos de compresión. Estas fueron curadas en forma sumergida a temperatura controlada durante 28 días. Luego fueron pesadas y ensayadas a compresión utilizando una máquina de ensayo universal, obteniendo el valor medio de las determinaciones como resultado de cada ensayo según norma IRAM 1546 (IRAM, 2017).

Para el análisis de ecoeficiencia se emplearon Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y Costo de Ciclo de Vida (CCV) en forma integrada (UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011). El inventario ambiental se construyó a partir de datos primarios (Alejandrino et al., 2019) y de datos secundarios (Ecoinvent, 2020) mientras que el inventario económico se construyó a partir de datos primarios recabados especialmente para el presente trabajo. Para la evaluación de impacto ambiental se analizaron los impactos de punto medio mediante el método CML-IA *baseline* V3.05, y se modeló con el *software* SimaPro. Se utilizaron las categorías de impacto ambiental recomendadas para los productos de construcción (CEN, 2014). Para la evaluación de impacto económico se consideró el costo de ciclo de vida medido en ARS, moneda de Argentina.

Tabla 1. Dosificación de mezclas estudiadas

| Denominación | a/c | % plástico | % porosidad |
|--------------|------|------------|-------------|
| Original | 0.61 | 0 | 45 |
| a | 0.60 | 5 | 37 |
| b | 0.53 | 10 | 6 |
| c | 0.56 | 19 | 49 |
| d | 0.56 | 25 | 35 |
| e | 0.56 | 0 | 31 |

El caso de estudio utilizado es una industria de la Provincia de Mendoza, Argentina que fabrica elementos constructivos premoldeados a base de mortero alivianado (Figura 3). El plástico reciclado a utilizar proviene de una planta de reciclaje de PET ubicada en la cercanía del caso de estudio (Alejandrino et al., 2019).



Figura 3. Paneles constructivos de mortero alivianado

3. Resultados y discusión

3.1. Análisis técnico

La Figura 4 presenta los resultados obtenidos en esta etapa, en la misma se integran los resultados del análisis de las características de las mezclas y de los ensayos realizados. Se obtuvieron dos mezclas que cumplieron los criterios de aceptación previamente definidos: la mezcla original (actualmente utilizada) y la mezcla “a”. La primera posee un peso específico de 1400 kg/m³ y 2 MPa de resistencia a la compresión y la segunda alcanzó los 2,3 MPa y 1330 kg/m³. La mezcla “b” tuvo muy buena resistencia, pero un elevado peso, “c” y “d” tuvieron bajo peso, pero poca resistencia y “e” no cumplió ninguno de los requisitos.

Se identificó que para valores altos de contenido plástico (mezcla “c” y “d”) el problema se debe a la resistencia lograda. Frente a esto surgen dos recomendaciones a futuro. Una opción es estudiar otros tamaños o formatos para el material reciclado, ya que esta propiedad se ve altamente influenciada por la forma del agregado. Esta posibilidad se ve condicionada por la falta de oferta de plástico reciclado en la zona. Otra opción es el empleo de la mezcla para otro producto constructivo que no requiera tales niveles de resistencia, por ejemplo, adoquines. En ese caso, el criterio de aceptación bajaría y permitiría la aceptación de otras dosificaciones.

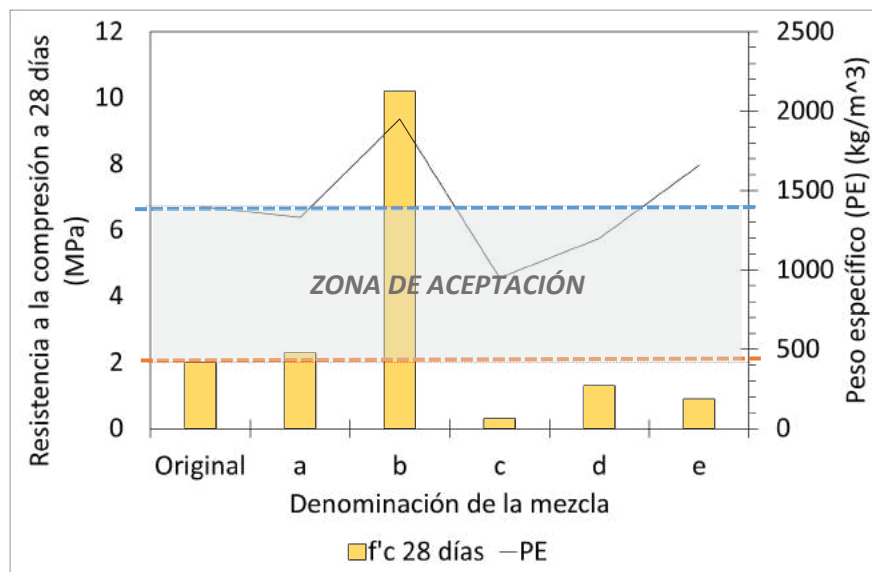


Figura 4. Resultados de evaluación técnica

3.2. Análisis de ecoeficiencia

La Tabla 2 presenta la cuantificación de flujos de entradas y salidas utilizadas para confeccionar los inventarios ambiental y económico de los paneles sin y con plástico reciclado. Se han incluido flujos que no varían entre ambas mezclas en estudio para analizar los cambios porcentuales. Los procesos de transporte se incluyeron en el inventario ambiental pero no en el económico ya que los precios de los materiales y servicios ya incluyen los costos de transporte. Se despreció el transporte de espumígeno, aceite lubricante y aditivos por ubicarse debajo de la regla de corte de 1% en volumen.

La evaluación de impactos ambientales (Figura 5) demostró que la utilización de la mezcla “a” para la fabricación de los paneles presenta mejoras significativas para las categorías de impacto de calentamiento global, afectación a la capa de ozono, oxidación fotoquímica y acidificación. Los impactos de las categorías

de agotamiento de recursos abióticos, toxicidad humana y eutrofización no se vieron reducidos debido a que son causados en mayor medida por el consumo energético del proceso productivo.

Un análisis detallado de las contribuciones de cada materia prima permitió identificar que la mayor parte de las contribuciones se debe a la producción del cemento y como la cantidad de cemento se reduce en el caso de la mezcla "a" se genera una disminución de los impactos. En este sentido se podría analizar como futura investigación el reemplazo parcial del cemento por otros agentes ligantes.

Tabla 2. Flujos de entradas y salidas (por m³)

| | | Distancia (km) | Entradas y salidas | | |
|----------------------|-------------------|----------------|--------------------|----------------------|----------------------|
| | | | Unidad | Original | "a" |
| Materiales e insumos | Cemento | 260 | kg | 350.69 | 280 |
| | Árido Fino | 16 | kg | 898.09 | 815 |
| | Agua | - | l | 213 | 160 |
| | Plástico | 15 | kg | 0 | 79.2 |
| | Espumígeno | - | l | 8.77 | 7 |
| | Diesel | - | kg | 3.42 | 3.42 |
| | Hierro | 860 | kg | 26.17 | 26.17 |
| | Aceite Lubricante | - | l | 9.8x10 ⁻⁵ | 9.8x10 ⁻⁵ |
| | Aditivo | - | kg | 1.80 | 1.80 |
| Energía | De red | - | kWh | 33.39 | 33.39 |
| Residuos | RCD | 1 | kg | 274.51 | 274.51 |

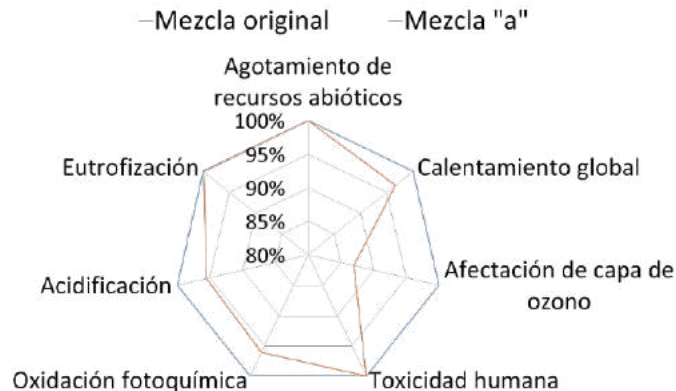


Figura 5. Resultados de la evaluación ambiental de punto medio

La evaluación del impacto económico arrojó que la mezcla "a" permite disminuciones del 7% del costo total de materiales e insumos necesarios para la fabricación de los paneles constructivos. En comparación con el costo total del producto, las reducciones fueron de baja magnitud. Se logró una reducción del 2% del costo total del producto sin considerar mano de obra, que normalmente se excluye en CCV.

Al igual que en el caso de los impactos ambientales, un análisis detallado de las contribuciones permite concluir que el cemento genera un porcentaje importante de costos. El estudio de alternativas de materiales ligantes también es de interés para reducir los costos de los paneles en estudio.

El análisis económico se basó solo en los costos de materiales, por lo que se excluyeron posibles cambios en las ventas o inversión necesaria y en el equipamiento producto del cambio de mezcla. Otros indicadores que consideren estos efectos podrían ser incluidos en futuros estudios (Alejandrino et al., 2021).

4. Conclusiones

Se concluyó que la incorporación de agregados livianos reciclados de PET para la producción de morteros alivianados, en un valor de 5% en volumen, cumplió los criterios técnicos, produjo reducciones en el impacto ambiental y en el costo del producto, por lo que resulta una alternativa ecoeficiente.

Es recomendable plantear dos nuevas líneas de investigación: el análisis de mezclas para otros productos como adoquines, que permitirían bajar la resistencia necesaria e incluir mezclas con mayor porcentaje de plástico reciclado y la evaluación de sustitutos de material ligante o cemento que produce grandes contribuciones al impacto ambiental y económico de los paneles. En ambos casos, se recomienda un análisis integral técnico y de ecoeficiencia como el realizado en el presente trabajo para lograr la visión sistémica necesaria para la toma de decisiones en el marco de la economía circular y el desarrollo sostenible.

Agradecimientos

A la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado de la Universidad Nacional de Cuyo por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto bienal y a la Secretaría de Políticas Universitarias por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto Universidades Agregando Valor.

5. Referencias

- Alejandrino, C., Mercante, I., Bovea, M.D., 2021. Life cycle sustainability assessment: lessons learned from case studies. *Environ. Impact Assess. Rev.* 87, 106517. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106517>
- Alejandrino, C., Mercante, I., Cereda, M., 2019. Perfil ambiental de ladrillo fabricado a partir de plástico reciclado, in: Gitto, J., Soengas, C., Biondi, L. (Eds.), *X EnIDI*. Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional San Rafael, Mendoza, pp. 94–99. [https://doi.org/ISBN 978-950-42-0197-7](https://doi.org/ISBN%20978-950-42-0197-7)
- Ecoinvent, 2020. Ecoinvent Database version 3.7.1. URL <https://www.ecoinvent.org/> (accessed 12.29.20).
- European Commission, 2020. A new circular economy action plan for a cleaner and more competitive Europe.
- European Commite for Standarization (CEN), 2014. EN 15804:2012 + A1:2013 Sustainability of construction works. Environmental product declarations. Core rules for the product category of construction products.
- Hossain, M.U., Ng, S.T., Antwi-Afari, P., Amor, B., 2020. Circular economy and the construction industry: existing trends, challenges and prospective framework for sustainable construction. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 130, 109948. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109948>
- IRAM, 2017. Norma IRAM 1546:2013 Mod. 2017. Hormigón de cemento pórtland. Método de ensayo de compresión. Instituto Argentino de Normalización y Certificación. Argentina.
- ISO, 2012. ISO 14045: Environmental management — Eco- efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines, International Organization for Standardization (ISO).
- Mercante, I., Alejandrino, C., Ojeda, J.P., Chini, J., Maroto, C., Fajardo, N., 2018. Mortar and concrete composites with recycled plastic: A review. *Sci. Technol. Mater.* 30, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.stmat.2018.11.003>
- Ojeda J. P. y Mercante I. (2021). Reciclaje de residuos plásticos para la producción de agregados livianos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. En prensa.
- Samson, G., Phelipot-Mardelé, A., & Lanos, C., 2017. A review of thermomechanical properties of lightweight concrete. *Magazine of Concrete Research*, 69 (4), 201–216. doi:10.1680/jmacr.16.00324
- UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment.



Mercado de Biomasa Forestal y Agroindustrial en Costa Rica

Arias-Aguilar-Dagoberto¹; Otárola- Valverde- Juan Carlos¹; Campos-Rodríguez-Rooel ², Brenes-Peralta, Laura ², Jiménez-Morales, María Fernanda ²

¹Grupo de investigación Laboratorio ECOPLANT, Escuela de Ingeniería Forestal,, Tecnológico de Costa Rica; Barrio Los Ángeles, Cartago Costa Rica darias@tec.ac.cr ; jcvalverde@tec.ac.cr

²Grupo de investigación de Gestión Ambiental en los Agronegocios, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica; Barrio Los Ángeles, Cartago Costa Rica rocampos@tec.ac.cr; labrenes@tec.ac.cr; maria.jimenez@tec.ac.cr;

Resumen

Como estudio de caso sobre la generación de información del mercado de biomasa en Costa Rica, se realizó un muestreo a productores, intermediarios y demandantes de la biomasa arbórea y agroindustrial con el objetivo de que estos residuos forestales y agroindustriales formen parte de un modelo de economía circular. Por tal motivo se analizó el mercado en aspectos técnicos, financieros, ambientales y sociales, además de identificar variables que limitan el desarrollo de nuevos negocios en función de la biomasa. Como resultado se visualizó una similitud entre el mercado forestal y agroindustrial, con percepciones similares entre los sectores analizados, siendo la excepción aspectos como el precio de la biomasa, homogeneidad, costos asociados y la competencia de otras fuentes de biomasa. El análisis mostró que la diferencia en cuanto a la forma de presentación de la biomasa, la cual es percibida por el 42,5% del mercado, el 24,8% se refiere a la variabilidad de especies, el 8,4% a la disponibilidad de la biomasa, el 8,4% a la organización y estructuración del mercado entre otras variables analizadas. Por tal motivo, se hace necesaria mayor articulación entre oferentes, demandantes e intermediarios para que el mercado de los residuos biomásicos forestales y agroindustriales de Costa Rica puedan ser valorizados bajo un enfoque más integral.

PALABRAS CLAVE: Agroindustria, Biosecado, Bioresiduo, Compostaje, Valorización.

Abstract

As a case study on the generation of information on the biomass market in Costa Rica, a sampling of producers, intermediaries and demanders of tree and agroindustrial biomass was carried out with the objective of making these forest and agroindustrial residues part of a circular economy model. For this reason, the market was analyzed in technical, financial, environmental and social aspects, in addition to identifying variables that limit the development of new businesses based on biomass. As a result, a

similarity between the forestry and agroindustrial markets was visualized, with similar perceptions among the sectors analyzed, with the exception of aspects such as the price of biomass, homogeneity, associated costs and competition from other biomass sources. The analysis showed that the difference in the form of presentation of biomass, which is perceived by 42.5% of the market, 24.8% refers to the variability of species, 8.4% to the availability of biomass, 8.4% to the organization and structuring of the market, among other variables analyzed. For this reason, greater coordination is needed between suppliers, demanders and intermediaries so that the market for forest and agro-industrial biomass residues in Costa Rica can be valorized under a more integrated approach.

KEY WORDS: Agroindustry, Bio-drying, Bio-waste, Composting, Valorization.

1. Introducción

Los países latinoamericanos buscan aplicar los principios de la economía circular mediante estrategias nacionales hacia un modelo basado en la bioeconomía. La economía mundial antes de la pandemia del COVID 19, ha presentado un proceso de cambio en la última década producto de la revolución industrial 4.0 (Basco et al., 2018), aspecto que ha generado que las principales potencias económicas consideren la sustentabilidad en los procesos industriales en vías de generar productos de bajo impacto ambiental y en el que se considere la tridimensionalidad de la sustentabilidad productiva considerando aspectos ambientales, sociales y económicos (Prieto Sandoval et al., 2017) y no como se desarrolló en épocas anteriores que el componente económico era el de mayor relevancia (Ranis y Stewart, 2002). La búsqueda del equilibrio debe mantener aspectos de calidad de los productos (Delgado Bustamante et al., 2018), cumplimiento de estándares sanitarios (Monreal, 2013) y optimización en el diseño en vías de la disminución de los residuos (Campos-Rodríguez et al., 2016).

La sustentabilidad productiva se enmarca en el concepto de bioeconomía o economía circular (Rodríguez-Vargas, 2019), la cual se define como un modelo económico que tiene como objetivo el uso eficiente de los recursos a través de la minimización de residuos (Prieto Sandoval et al., 2017), la retención de valor a largo plazo (Fontúrbel, 2004), la reducción de uso de los recursos primarios (Altieri, 2001) y manejo responsable de los residuos, y materiales dentro de los límites de protección ambiental y bajo un marco productivo de beneficios socioeconómicos (Barbosa y Langer, 2011). La bioeconomía tiene el potencial de tolerar el desarrollo sostenible, al tiempo que desacopla el crecimiento económico de las consecuencias negativas como el agotamiento de los recursos, la degradación ambiental y en la actualidad las repercusiones de una pandemia sanitaria de escala global y que genera incertidumbres sobre el desarrollo futuro.

En el caso específico del sector energético, en las últimas décadas se ha dado un aumento constante en la demanda energética mundial (EPE, 2014), producto del crecimiento poblacional, incremento de las economías de los países en vías de desarrollo y automatización de los procesos productivos, siendo necesaria la obtención de fuentes energéticas eficientes y de bajo costo (Vázquez, 2015). Por otra parte, agua y energía están relacionados y en una apuesta hacia el desarrollo se van a requerir nuevas fuentes de energía que conllevan además un parte de uso de esta energía para garantizar la disponibilidad del agua a la sociedad. Con la incorporación de elementos de bioeconomía, la generación energética debe ser sustentable y de bajo impacto ambiental, elementos que han incidido en que en las últimas décadas múltiples países desarrollados inviertan en investigación y desarrollo de equipos y técnicas de generación energética sustentable, destacando fuentes como la solar, eólica, hidráulica, geotérmica y biomasa vegetal como opciones sustentables (Merino, 2009).

Específicamente, la biomasa vegetal cobra importancia en las regiones tropicales debido a que las condiciones ambientales (temperatura, humedad relativa y precipitaciones) son óptimas para el crecimiento continuo de cultivos. Chávez Porras y Rodríguez González (2016) mencionan, que la facilidad de ciclos continuos de productos agrícolas y forestales en regiones tropicales permite disponer de altos volúmenes de biomasa para uso energético, ya sea por combustión directa, gasificación o refinamiento para generar biocompuestos y biocombustibles. Hernández Chaverri y Prado Barragán (2018) destacan que la biomasa tiene la ventaja ser una fuente energética adaptable a las distintas regiones del mundo, de tener un manejo financiero bajo, puede ser almacenada y su costo de producción es bajo, además que se puede adaptar a las necesidades de la región y se puede producir en sistemas dendroenergéticos o a partir de residuos agroindustriales.

Se estima que en las regiones tropicales, los sistemas agrícolas y forestales generan seis millones de toneladas de biomasa seca al año, de la cual apenas un 26% se implementa en sistemas productivos complementarios y un 18% como generación energética (Carrillo, 2004), La mayoría de los residuos son desechados, quemados, enterrados y considerados como un estorbo del sistema productivo. Por tanto, dentro de una estrategia de bioeconomía se debe dar una implementación eficiente de los residuos, por lo que la generación energética se convierte en una opción interesante de implementación. En el caso específico de Costa Rica, desde el 2007 se ha iniciado un proceso de diversificación de la red energética del país (Zárate y Ramírez, 2016), en vías de que sea dispongan alternativas renovables que sustituyan la implementación de combustibles fósiles, aspecto que ha permitido en los últimos años cubrir el 95% de la demanda energética (Guzmán-Hernández et al., 2016).

Ante tal cambio, las nuevas tendencias económicas mundiales y el creciente mercado verde, se hace necesario promover la implementación de fuentes energéticas de bajo impacto ambiental, además de entender la percepción de los productores y demandantes de biomasa para uso energético, por lo que el presente estudio propuso como objetivo el caracterizar la percepción de uso de residuos forestales y agroindustriales en vías de un uso energético bajo el marco de una economía verde en Costa Rica.

2. Metodología

Se realizó una consulta estructurada a la Secretaría de Planificación del sub sector de energía de Costa Rica, además de los productores de cultivos forestales, agrícolas y de las distintas cámaras de productores agroindustriales con el fin de conocer los valores de biomasa generados; los datos se colectaron durante el año 2019.

Se desarrolló una encuesta entre junio del 2018 y enero del 2019. Se aplicó mediante la herramienta de encuesta digital de "Google forms" a 202 personas, con una intensidad del muestreo del 4 % de las organizaciones y empresas registradas legalmente en Costa Rica. Se aplicó a empresas forestales (con énfasis en las especies maderables *Gmelina arborea* y *Tectona grandis*) y agroindustriales (*Elaeis guineensis* y *Coffea arabica*). La selección de las personas encuestadas se realizó bajo la condicionante que debía tener experiencia en el mercado de biomasa nacional, por lo cual se seleccionaron previamente. El grupo de estudio se dividió en tres sub grupos: oferentes de biomasa (productores de residuos o productores de plantaciones con fines de generación de biomasa con fines energéticos), intermediarios (grupo que re vende la biomasa o le aplica un proceso que da un mayor valor agregado) y demandantes de biomasa (consumidor final de la biomasa). El estudio consideró la participación de encuestados en todo el país. En total se encuestaron 202 personas procedentes de los siguientes sectores productivos: 77 productores, 55 intermediarios y 70 demandantes.

El estudio analizó el conocimiento básico del mercado de biomasa, para lo cual se enfocó en cuatro perspectivas: técnica, ambiental, financiera y social, realizando en cada una, de cinco a siete preguntas, las cuales buscaban una cuantificación de la respuesta; implementando una escala numérica del 1 al 5, siendo el valor 1 el mínimo de conocimiento y 5 el máximo (las preguntas previamente se analizaron con la prueba de fiabilidad de Alpha de Cronbach, con un $\alpha=0,871$).

El análisis de percepción se desarrolló mediante parejas de adjetivos opuestos, los adjetivos calificativos se seleccionaron con el fin de entender la percepción cualitativa del mercado de biomasa. Las parejas de adjetivos se colocaron intrínsecos en las preguntas durante desarrollo de la prueba formal (de tres a cuatro) para que el encuestado respondiera con una escala numérica del 1 al 5 (siendo 1 el valor mínimo y 5 el valor máximo), a partir de la pareja de adjetivos. Para evitar errores por parte del grupo de estudio, previamente se realizó una prueba de fiabilidad de Alpha de Cronbach, con el fin de encontrar los grados de relación entre las preguntas y obteniendo un $\alpha=0,869$ (factor que explica una relación de las preguntas de cada temática mayor del 86%). Las parejas de adjetivos fueron: i. Complejidad, percepción del grado de estructuración de mercado nacional (complicado-simple); ii. Estabilidad, la oferta y demanda del mercado se mantienen en el tiempo (Estable-Inestable); iii. Dinamismo, el mercado se encuentra en constante cambio en la oferta/demanda de biomasa (estático-dinámico); iv. Rentabilidad, el mercado genera ganancias que justifiquen la oferta/demanda de biomasa (inviable-viable); v. Organización, el mercado tiene claro el tipo de biomasa que se requiere (desorganizado-organizado); vi. Competitividad, se tiene un mercado con una competencia significativa de compra/venta de biomasa (baja- elevada), vii. Negociabilidad, el mercado permite la negociación de precios de venta/demanda de biomasa (impermissible-permissible).

3. Resultados

Residuos agroindustriales y forestales de Costa Rica

Se estimó que en Costa Rica anualmente se generan 504391 toneladas de residuos agroindustriales y forestales. Solo en el sector productivo de residuos industriales se genera el 52% de la biomasa, correspondiente a los procesos industriales para obtención de productos de caña de azúcar, café, palma aceitera, entre otros. Los residuos forestales corresponden a los restos generados de la corta de árboles (ramas, hojas y raíz), además de residuos generados en el procesamiento de la madera en productos (corteza, costilla, viruta, entre otros), caso similar a los cultivos frutales que corresponden residuos de ramas, árboles muertos y productos de baja calidad. Con respecto a granos básicos, el material disponible resulta de plantas de baja calidad en conjunto con residuos productivos como cascarilla de la semilla, residuos de flores o frutos inmaduros.

La caracterización inicial del mercado de biomasa desde la perspectiva de oferentes, intermediarios y demandantes de biomasa, se obtuvieron resultados similares en los tres sectores productivos en cuanto a las fuentes de extracción y el manejo de biomasa (promedio 73,63%), su disponibilidad de biomasa (promedio 69,48%). Sin embargo, en la cercanía de la biomasa al mercado, homogeneidad y disponibilidad de tecnología se encontró una percepción diferenciada en dos agrupaciones, la primera conformada por productores e intermediarios y la otra por demandantes, siendo estos últimos los que consideraron que la cercanía de la biomasa es prioritaria, además que no se cuenta con una homogeneidad de biomasa en el mercado y que el uso tecnológico es fundamental para la generación energética a partir de biomasa. Estos

aspectos fueron distintos a oferentes e intermediarios que subestimaron los aspectos de distancia de biomasa y consideran aceptable la heterogeneidad del mercado y que la tecnología no es relevante.

En cuanto al aspecto ambiental únicamente se encontraron diferencias con la variable de extracción y manejo sostenible de la biomasa, en la que los demandantes consideraron que es significativamente menor (68,88%) en comparación a oferentes e intermediarios que mostraron que el manejo es mayor (78,05%). Para el resto de las variables no se encontraron diferencias entre los tres segmentos de mercado; sin embargo, se encontró que la comercialización de biomasa certificada se tiene una posibilidad muy baja (promedio de 28,26%), los grupos consideraron que el uso de bioenergía es un sistema de emisiones de carbono sostenibles, que cuenta con sistema de mitigación de contaminantes y no impacta la salud humana.

Los resultados de este estudio mostraron que a nivel nacional hay una coherencia entre uso de biomasa forestal y agroindustrial. Los sectores productivos muestran una concordancia en aspectos ambientales y sociales, y se considera que la implementación de biomasa como fuente energética incide en reducción de emisiones de carbono, aspecto que es relevante en los procesos la descarbonización de la economía. Serrano y Carrillo (2011) destacan que las economías verdes que implementan la bioenergía inciden positivamente en el ambiente ya que la materia prima del sistema acumula emisiones de CO₂, mismas que son las que se generan en el proceso de transformación energética, resultando un sistema cerrado de emisiones. Sánchez y Rosales (1998) indican que la implementación de biomasa incide en la reactivación de áreas rurales, regiones en las que se dispone de áreas significativas para el desarrollo cultivos dendroenergéticos y fuentes de biomasa leñosa, misma que se pueden incluir en programas bioenergéticos de sostenibilidad productiva. Estudios de Iván et al (2015) mencionan que la implementación de bioenergías incide tanto en la creación de fuentes energéticas competitivas para el mercado internacional en conjunto de mejora de condiciones rurales o de poco desarrollo industrial, por lo que un mercado energético de biomasa permite la participación de directa e indirecta de comunidades, regiones poco desarrollada y activación de terrenos sin uso o con subutilización.

Por otra parte, las diferenciaciones entre las percepciones técnicas y financieras se deben a las perspectivas de cada sector productivo. Adams et al (2013) encontraron que las diferenciaciones entre intermediarios, oferentes y demandantes de biomasa se deben al enfoque meta de cada sector; en caso de los productores, la meta se enfoca en colocar la biomasa en el mercado, en la que el volumen de comercialización pasa a ser relevante y su presentación, contenido de humedad y calidad inciden directamente en el precio. Por su parte los intermediarios se enfocan en compra de biomasa en cualquier condición de venta, con subprocesamientos para incrementar su valor o en su defecto el mero transporte de la biomasa al consumidor y el demandante se enfoca en compra de la biomasa bajo sus requerimientos y generación energética ya sea para comercializar en el mercado o autoabastecimiento. En el caso de Costa Rica las perspectivas son similares, pero oferentes e intermediarios le dan un menor valor a la calidad y homogeneidad de la biomasa ya que denotan que su posibilidad de venta se verá restringida o la posibilidad de negociación será negativa, aspecto similar al destacado por Chen et al (2009) en el mercado energético del Norte de China en el que encontró que conforme la calidad y homogeneidad de la biomasa sea mayor, la capacidad de negociación se vuelve menor por parte de los oferentes ya que se reduce el margen de ganancia y se crea una dependencia a los demandantes específicos de la materia prima. Esto incide en una reducción del espectro del mercado.

Estas diferencias entre mercado vendedor y comprador de biomasa en conjunto a una organización reducida y políticas de estímulo limitadas y que en muchos casos sobre regulan los procesos de generación de biomasa, inciden en que el mercado se perciba como desordenado, aspecto que es percibido como normal en las regiones tropicales, lo cual genera que la competitividad de la bioenergía con respecto a energías competidoras como los combustibles fósiles o gas natural sea menor ya que

dichas fuentes son muy homogéneas, están en mercados muy estructurados y competitivos. Gregg y Smith (2010) destacan que es necesario una mejora de mercados de biomasa en Latinoamérica en los que la biomasa se adapte de mejor manera a los sistemas energéticos demandantes y con ello se reduzcan los subprocesamientos o entrada se terceros factores de mercado que inciden que el costo de la biomasa sea mayor, además se deben crear paquetes de estímulos regionales en los que la adquisición de tecnologías o desarrollo organizaciones bioenergéticas cuenten con una posibilidad de organizarse y competir en el mercado energético.

4. Conclusiones

Se determinó que el mercado de biomasa arbórea de Costa Rica cuenta con una concordancia en cuanto a aspectos ambientales y sociales, destacando la percepción de que es una energía de baja emisiones de carbono pero que se desarrolla en ausencia de políticas de estímulo bioenergético. En cuanto al tema financiero y técnico se tienen diferenciaciones respecto a la variabilidad de biomasa, específicamente por contenido de humedad, presentación y variedad de especies y en aspectos de costo de generación eléctrica y de venta de la materia prima. Entre los aspectos que incidieron en el mercado, se consideró que el mismo es complejo, dinámico, con competitividad moderada y carente de organización. Estas situaciones son necesarias para el crecimiento del mercado y desarrollo de un sistema productivo sostenible en el tiempo. Los demandantes mencionaron que mejoras de organización, de la materia prima y políticas incidirían favorablemente la demanda en el tiempo y con ello generación de nuevas fuentes de empleo e inversión.

Finalmente mencionar que estudios de esta naturaleza son muy necesarios en los países de la región para disponer de información validada para la toma de decisiones, generación de política pública y el estímulo a un sector que puede ofrecer grandes posibilidades de negocio energético, generar fuentes de empleo y una dinámica inmersa dentro de los objetivos de la bioeconomía.

5. Bibliografía

Abarca-Guerrero, L., y Leandro-Hernández, A. G. (2017). Situación actual de la gestión de los materiales de construcción en Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*. Doi: 10.18845/tm.v29i4.3042.

Adams, R. I., Amend, A. S., Taylor, J. W., y Bruns, T. D. (2013). A Unique Signal Distorts the Perception of Species Richness and Composition in High-Throughput Sequencing Surveys of Microbial Communities: A Case Study of Fungi in Indoor Dust. *Microbial Ecology*. Doi: 10.1007/s00248-013-0266-4

Agencia Internacional de la Energía, "AIG." (2014). Consumo de energía procedente de combustibles fósiles (% del total). Estadísticas de La AIE © OCDE/AIE.

Altieri, M. (2001). Principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. *Agroecología. El Camino Hacia Una Agricultura Sustentable*.

Armando C Agüero, Jorge R Pisa, Carlos J Agüero, A. T. B. (2004). Poder Calorífico del Bagazo de Caña de Azúcar. *Revista de Ciencias Exactas e Ingeniería*.

Barbosa, G., y Langer, M. (2011). Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. *Unesco y Ciência – ACSA*.

Basco, A. I., Beliz, G., Coatz, D., y Garnero, P. (2018). Industria 4.0: Fabricando el Futuro. In *Industria 4.0: Fabricando el Futuro*. doi: 10.18235/0001229

Battista, E. (2010). Doble combustión y su vinculación con combustibles biomásicos respuesta a la crisis energética desde el diseño. II Congreso iberoamericano de investigación artística y proyectual, V jornadas de investigación en disciplinas artísticas y proyectuales.

Sánchez, M., y Rosales, M. (1998). Sistemas agroforestales para intensificar de manera sostenible la producción animal en Latinoamérica tropical. *Agroforestería Para La Producción Animal En Latinoamérica*.

Sandoval Vásquez, J. F., y Li Bonilla, F. (2015). El modelo de regulación tarifaria para el servicio de electricidad y el costo de la energía eléctrica en Costa Rica. *Revista Nacional de Administración*. doi:10.22458/rna.v6i2.822

Serrano, A., y Carrillo, S. (2011). *La Economía Verde desde una perspectiva de América Latina*. Fundación Friedrich Ebert. Proyecto Regional de Energía y Clima.

Tarantino Alvarado, Rocco; Aranguren Zambrano, S. (2005). Maintenance Plan Applied To Instrumentation of Industrial High Pressure Boilers. *Revista Colombiana de Tecnologías de Avanzada*, 1(5), 33-39.

Ulloa, A., Camacho, D., Arias, D., y Valverde, J. C. (2018). Análisis del mercado de biomasa forestal con fines energéticos en la zona de Guanacaste, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*. doi:10.18845/rfmk.v15i1.3722

Vázquez, A. L. (2015). Desarrollo y perspectivas de energía renovable en México. *Economía Informa*. doi: 10.1016/s0185-0849(15)30010-4

Velázquez Martí, B. (2006). Situación de los sistemas de aprovechamiento de los residuos forestales para su utilización energética. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*. doi:10.7818/re.2014.15-1.00

Zárate, D., y Ramírez, R. (2016). Matriz energética de Costa Rica - Renovabilidad de las fuentes y reversibilidad de los usos de energía. In Friedrich Ebert Stiftung.

Agradecimientos

Se agradece a la Vicerrectoría de Investigación y Extensión del TEC por el financiamiento otorgado al proyecto "Caracterización del mercado actual de biomasa vegetal con fines energéticos procedentes de industrias agroindustriales y forestales de Costa Rica."



VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DE CAFÉ, EN LA OBTENCIÓN DE COAGULANTES NATURALES

Cuesta-Parra, Diana Marcela¹; Correa Mahecha, Felipe²; Rodríguez Miranda, Juan Pablo³ Musalan Ensuncho Maria Cristina⁴

¹ Grupo de Investigación de Gestión, Ambiente y Sostenibilidad, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de América, Dirección: Av. circunvalar 20-53, Bogotá- Colombia, diana.cuesta@profesores.uamerica.edu.co

^{1y4}2 Grupo de Procesos de Separación no convencionales, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de América, Dirección: Av. circunvalar 20-53, Bogotá- Colombia, Felipe.correa@profesores.uamerica.edu.co Maria.musalan@estudiantes.uamerica.edu.co

^{1y3} Grupo de Investigación Aquaformat, Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Dirección: Carrera 5 este 15-82, Bogotá-Colombia, jprodriguez@udistrital.edu.co; dmcuestap@correo.udistrital.edu.co

Resumen

Entre los residuos de la producción de café se encuentran granos verdes, cáscaras y mucilagos, estos bioresiduos poseen potencial para la extracción de macromoléculas de alto valor como antioxidantes, cafeína y polifenoles; el objetivo de la investigación consistió en la extracción de polifenoles, a partir de residuos de la especie *Coffea arabica*, el extracto obtenido se evaluó como agente coagulante en tratamientos de agua. La separación fenólica se realizó mediante extracción asistida con ultrasonido. El método de análisis Folin-Ciocalteu para polifenoles totales, arrojó que en la segregación por ultrasonido a 60 kHz, durante 30 minutos se puede obtener de la piel plateada 0.464 ($\pm 0,11$) mgGAE/g en base seca, en la cascara 7,90 ($\pm 0,07$) mgGAE/gBS y en el café verde 6,936 ($\pm 0,15$) mgGAE/gBS. Posteriormente se evaluó la acción coagulante de los extractos obtenidos sobre aguas con colorantes, determinando el porcentaje de remoción de color máximo de 91,14% a pH 7,5 en la solución de colorante cristal violeta.

Abstract

Among coffee waste production are green grains, hulls and mucilages, this biowaste have potential for high-value macromolecules extraction such as antioxidants, caffeine or polyphenols; research objective consists in polyphenols extraction, from coffee arabica species waste. Extract obtained was evaluated as a coagulant agent in water treatments. Phenolic separation was carried out using ultrasound-assisted extraction and stirring mechanical. variables evaluated were extraction influence, time and four solvents used; Folin-Ciocalteu analysis method for total polyphenols showed segregation by ultrasound at 60 kHz for 30 minutes was achieved 0.464 ($\pm 0,11$) mgEAG/g on a dry basis in silver skin, 7,90 ($\pm 0,07$) mgEAG/gn DB and 6,936 ($\pm 0,15$) mg EAG / g DB in unripe grains. Subsequently, coagulant the action extracts obtained on synthetic waters was evaluated, determining color removal percentage of 91,143% in the crystal violet dye at pH 7,5.

Palabras clave/keywords:

1. Coagulante, 2. Café, 3. Bioresiduos. 4. Aguas, 5. Reutilización
1. Coagulant, 2. Coffee, 3. Biowaste. Water, 5. Reuse

1. Introducción

Colorantes o tintes se producen sintéticamente, estas moléculas orgánicas son ampliamente utilizadas en industrias textiles, artes gráficas y pinturas, estas sustancias, al igual que sus productos de degradación pueden ser tóxicos, se estima que existen alrededor de 10 000 tipos de diferentes tintes, de los cuales entre el 1% y el 15% se pierden en los efluentes durante los procesos de teñido en las industrias textiles (Kuppusamy et al., 2017). El cristal violeta es un colorantes catiónico, comúnmente usado en diferentes industrias para la coloración de algodón, madera, papel, seda y lana (Álvarez et al., 2019). La presencia de colorantes en las aguas naturales puede causar serios problemas en la vida acuática debido al incremento de la demanda química de oxígeno, el aumento del color disminuye el paso de la luz reduciendo la fotosíntesis (Salleh et al., 2011).

Los tintes suelen escapar al procesamiento convencional de aguas residuales debido a su capacidad para resistir la degradación microbiológica, química y fotolítica (Zahrim et al., 2011), los colorantes catiónicos en particular, son difíciles de remover con los coagulantes metálicos convencionales como el cloruro de aluminio y el cloruro férrico debido a que poseen la misma carga, coagulantes con iones negativos como las poliacrilamidas aniónicas suelen presentar remociones superiores (Mcyotto et al., 2021).

La remoción de colorantes en el agua incluye métodos físicos como adsorción, extracción y filtración con membranas (Li et al., 2019; Maiti et al., 2017), la adsorción ofrece una solución simple, eficaz y rentable por lo que en la actualidad es una técnica de alta demanda para el tratamiento de estos vertimientos (Wang & Wang, 2016), en el mercado se ofrecen adsorbentes altamente selectivos como las nanopartículas magnéticas de óxido de hierro que han demostrado poseer efectos significativos en la eliminación de colorantes en forma eficiente frente a los adsorbentes convencionales (Mashkooor & Nasar, 2020)

El desarrollo de nuevos coagulantes obtenidos de la separación de macromoléculas orgánicas se encuentra en etapa de investigación, las publicaciones sobre el uso de extractos naturales empleados para la coagulación y floculación de colorantes catiónicos son reducidos (Jeon et al., 2009; Kuppusamy et al., 2017). Extractos acuosos y polvo de ramas de *Melaleuca diosmifolia*, una planta considerada como “maleza” en varios cultivos de Australia, fueron usados para inducir la decoloración de soluciones de colorantes catiónicos de azul de metileno, verde de malaquita y naranja de acridina, al igual que del colorante aniónico negro de eriocromo T, tintes que han sido clasificados como los más problemáticos, encontrando que tanto extractos como polvo crudo lograran remociones de estos compuestos (Kuppusamy et al., 2016), es conocido que los taninos y otros polifenoles pueden interactuar con los colorantes catiónicos por medio de fuerzas ion-ion y ion-dipolo (Leopoldini et al., 2006) logrando la formación de tres complejos diferentes, una interacción supramolecular inicial, la formación de flóculos coloidales y la precipitación de los mismos (Jeon et al., 2009).

La pulpa de café es el principal residuo del proceso de beneficio e industrialización del café, representa el 29% del peso del fruto entero, por su alto contenido de nutrientes se ha evaluado su uso como alimento para animales, sin embargo, los taninos y la cafeína limitan su uso a una proporción del 20% o menos de la dieta ya que a dosis superiores presentan problemas anti-alimentarios (Noriega Salazar et al., 2008). Sin embargo, se ha estudiado su uso para la obtención de alcohol (Rodríguez, 2013), bebidas refrescantes (Heeger et al., 2017) y como sustrato para la fabricación de setas y la obtención de enzimas (Janissen & Huynh, 2018), poseen potencial como nutraceuticos antioxidantes (Fernando & Giraldo, 2015; Serna-Jiménez et al., 2018), al igual que para la procesos de tratamiento de aguas residuales con colorantes (Jeon et al., 2009; Kuppusamy et al., 2017).

El objetivo del presente trabajo es evaluar la acción de extractos de pulpa de café, como agentes naturales para la coagulación de aguas sintéticas con colorantes catiónicos.

2. Metodología

Las muestras de residuos analizados corresponden a piel plateada (pergamino), cascaras y granos verdes de café de la especie *Coffea arabica*, proporcionados por la Corporación Parque Tecnológico de Innovación del Café -Tecnicafé-Supracafe, ubicado en el municipio de Cajibío departamento del Cauca, Colombia. La humedad de la muestra se determinó empleando la Norma Técnica Colombiana, NTC 2558 (ICONTEC, 2011) mediante la determinación de pérdida de masa a 103°C, el acondicionamiento de las muestras se realizó mediante molino de cuchillas Premium Modelo PB323, China.

Para la extracción por ultrasonido se pesaron 10 g de cada muestra previamente triturada y se aplicaron 200 mL de solvente (agua-etanol) en proporción 1:1, posteriormente se sometieron las muestras a 40kHz y 60 minutos en el equipo Wisd Ultrasonic cleanerSet®, modelo WUC-D06H. Para la recuperación del extracto polifenólico, las muestras filtradas, se llevaron al rotavaporador Heildoph® G3 Hei-Vap a 70°C y 180mBar.

El contenido de polifenoles se estableció empleando el método Folin-Ciocalteu, descrito por (Muñoz_Bernal, 2017), con una longitud de onda de 765 nm en el espectrofotómetro Genesis 30®, el reactivo Folin-Ciocalteu (Sigma Aldrich®) y Carbonato sódico (Rodaquímicos®), para la calibración de la curva patrón se prepararon 6 soluciones de Ácido gálico reactivo analítico anhidro (Merck®) y cuantificando por triplicado para la obtención de una correlación lineal con un R2 de 0,9911.

La preparación de agua sintética para comprobar la remoción de color por efecto coagulante del extracto, se desarrolló con tres colorantes (verde malaquita, azul de metileno y cristal violeta) usando la metodología descrita por Chaibakhsh y su equipo (2014), se prepararon soluciones de 1000 mL a partir del soluto de 25 mg de cada colorante en balones aforados.

Para la determinación de la remoción de color, se evaluaron las soluciones mediante barrido espectral entre 350 y 750 nm en el espectrofotómetro Génesis 30®, antes y después del tratamiento coagulante.

Para evaluar el comportamiento del extracto polifenólico se realizaron pruebas en el test de jarras de acuerdo con la NTC 3903 (Icontec, 1996) en las muestras de agua sintética, usando ácido sulfúrico e hidróxido de sodio, para ajustar el pH de trabajo, la dosis de coagulante empleada correspondió inicialmente a 2,5 mg GAE/L (ácido gálico equivalente por litro), valor usado por Beltrán, en su estudio (Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín, 2009); sin embargo, modificada por 42,6mg GAE/L durante la experimentación. El porcentaje de remoción se calculó con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Remoción color} = \frac{\text{Abso} - \text{Absf}}{\text{Abso}} \quad (1)$$

Donde,

Abso= Absorbancia antes del tratamiento

Absf = Absorbancia al finalizar el tratamiento

2. Resultados

La humedad de los residuos se determinó de acuerdo con la NTC 2558 (ICONTEC, 2011), para el café verde de trilla la humedad corresponde al 9,51% ($\pm 0,03$), Cenicafé en su estudio "Manejo y disposición de los subproductos y de las aguas residuales del beneficio del café" determina que el rango de humedad se encuentra entre 10 al 12%. Para la piel plateada se obtuvo un contenido de humedad de 10,45% ($\pm 0,01$) según un estudio realizado por Peñaranda la humedad del pergamino corresponde al 12% (Peñaranda Gonzalez et al., 2017). En el caso de la cáscara el resultado fue de 15,76% ($\pm 0,11$) cercano al reportado por Carrillo et al de 15,99% (Galanakis, 2017).

El análisis del contenido de polifenoles producto de la extracción por ultrasonido demostró que en la piel plateada la concentración de fenoles torales es de 0.464 ($\pm 0,11$) mgGAE/g en base seca, en la cascara corresponde a 7,90 ($\pm 0,07$) mgGAE/gBS y en el café verde 6,936 ($\pm 0,15$) mgGAE/gBS. Los resultados se asemejan a la concentración la obtenida por Duangjai (2016) para tres pulpas de variedades de (*Coffea arabica L.*).

El análisis de la absorción máxima en las soluciones de colorantes a 25 mg/L mediante la técnica espectrofotométrica de barrido espectral, arrojó valores de 590 nm para el cristal violeta, 665 nm para el azul de metileno y 617 nm para el verde malaquita (figura 1), coincide con lo reportado por Fabryanty y su equipo (2017) y Chaibakhsh (Chaibakhsh et al., 2014).

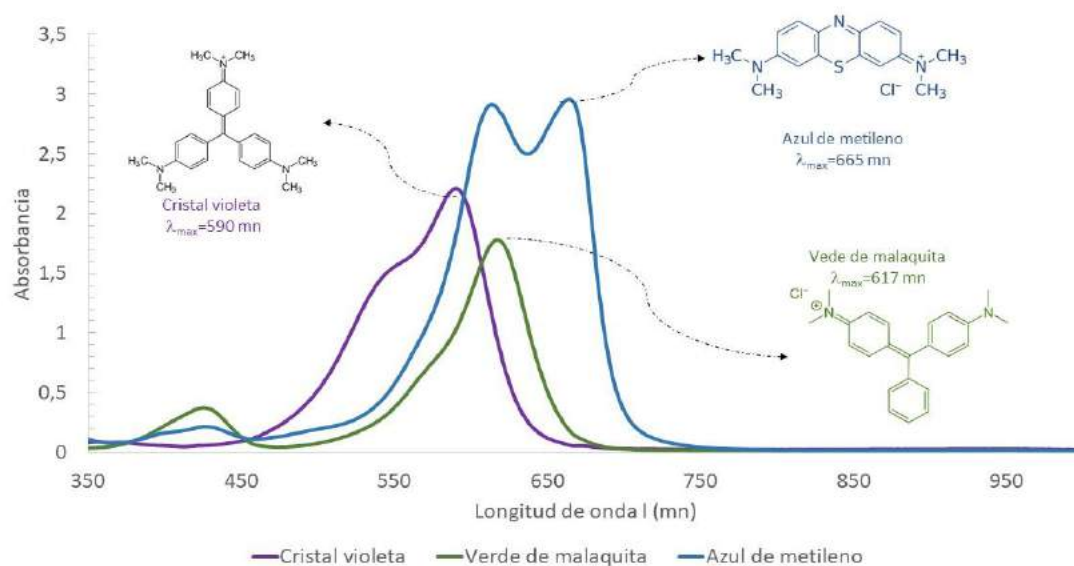


Figura 1. Longitud máxima de absorción para soluciones colorantes

Debido a que en el tratamiento primario de agua residual con el uso de coagulantes metálicos se ha identificado la relación del pH con la eficiencia en la remoción de contaminantes, se establece la evaluación de la acción coagulante del extracto fenólico obtenido de residuos del café en función del pH.

En la figura 2 se presentan los porcentajes de remoción de la solución de 25 mg/L de verde de malaquita para una dosis fija de 42,6 mg GAE/L de extracto fenólico, en ella se evidencia que la remoción máxima es 61,74% y se presenta a pH de 4,26. Sin embargo, en pH 9,61 se remueve el 60,71% del color y en los demás pH estudiados obtienen remociones superiores al 36%.

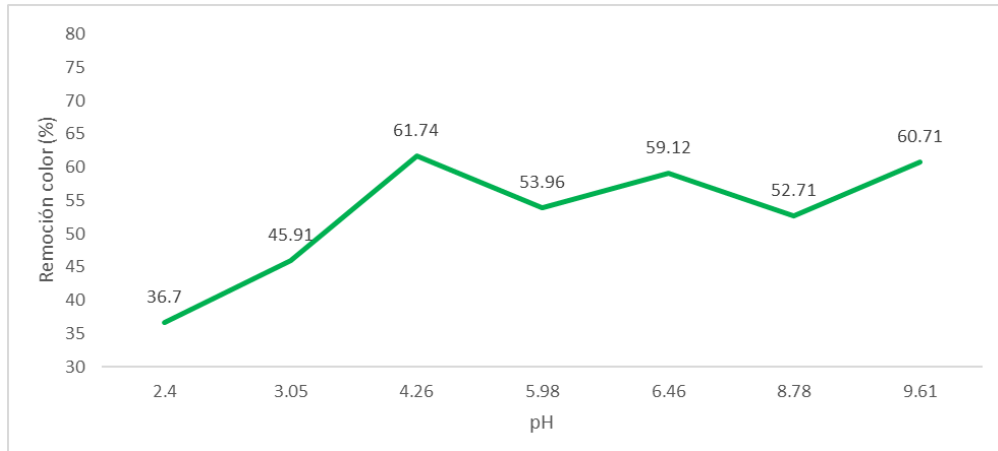


Figura 2. Remoción del color para el verde de malaquita

La figura 3 presenta los resultados para la remoción del cristal violeta, se logra un máximo de remoción del 91,65% a pH de 8,4, mientras que, en los pH estudiados se lograron remociones superiores al 60%.

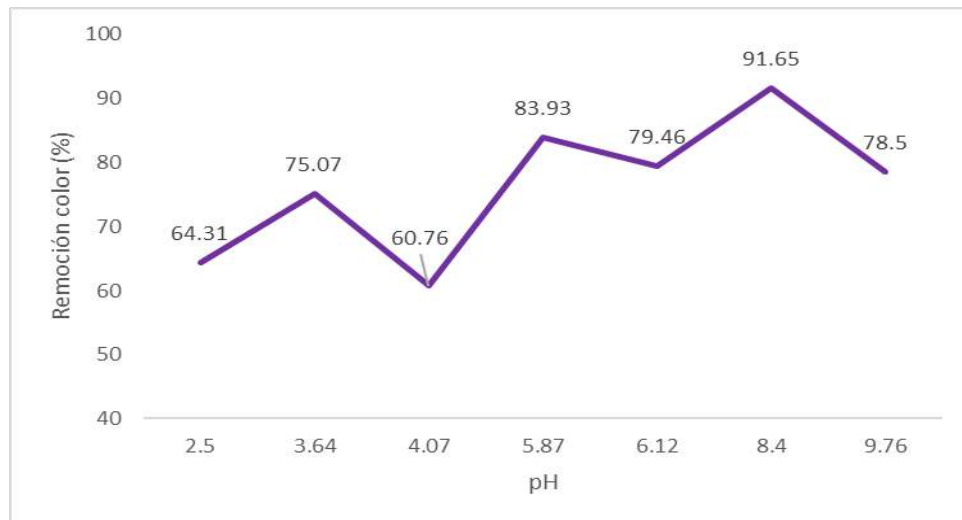


Figura 3. Remoción del color para el cristal violeta

Finalmente, en la figura 4 se presentan los resultados para la remoción del azul de metileno, se puede observar que las mejores remociones ocurren a valores de pH extremos, con un máximo de 86,47 %, en un pH de 9,22 y 84,11% en pH 2,84.

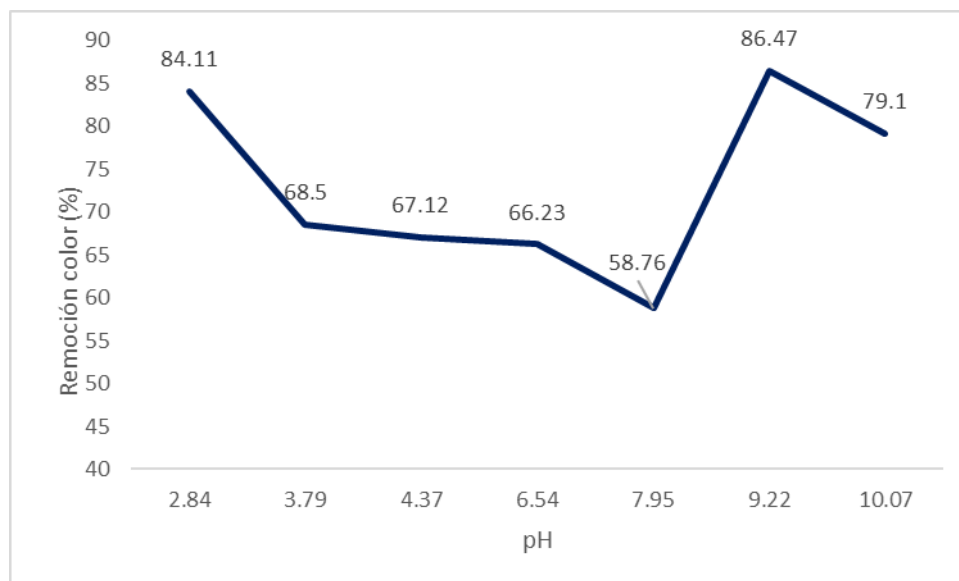


Figura 4. Remoción del color para el azul de metileno

Para comprobar el efecto de la dosificación y el pH en el tratamiento de aguas con colorantes, se realizaron pruebas con las soluciones de cristal violeta y azul de metileno a 25mg/L, adicionando dosis de extracto fenólico de 37,5, 42,6 y 47,6 mg GAE/L (tablas 1 y 2).

Tabla 1. Remoción del color en la solución de cristal violeta en relación con variables dosis y pH

| Dosificación del coagulante (mgGAE/L) | % de Remoción de color | | | |
|---------------------------------------|------------------------|-------|-------|-------|
| | pH | | | |
| | 5,57 | 7,50 | 8,42 | 9,43 |
| 37,5 | 81,84 | 79,22 | 83,02 | 82,69 |
| 42,6 | 85,57 | 86,15 | 86,18 | 88,31 |
| 47,6 | 86,74 | 91,14 | 90,47 | 88,72 |

Al evaluar el efecto de la dosificación, la mayor remoción de color obtenida fue de 91,14% a pH 7,5 a una concentración de 47,6 mg GAE/L. La dependencia del pH puede deberse a que la formación de complejos supramoleculares polifenol-colorantes a través de la atracción electrostática se rigen por la presencia de iones como H^+ y OH^- (Jeon et al., 2009).

Tabla 2. Remoción del color en la solución de azul de metileno en relación con variables dosis y pH

| Dosificación del coagulante (mg/L) | % de Remoción de color | | | |
|------------------------------------|------------------------|-------|-------|-------|
| | pH | | | |
| | 6,65 | 8,04 | 9,13 | 10,1 |
| 37,5 | 59,19 | 60,98 | 66,78 | 61,60 |
| 42,6 | 54,69 | 68,98 | 72,96 | 62,49 |
| 47,6 | 58,67 | 65,12 | 69,78 | 60,10 |

Para el caso del azul de metileno, la remoción lograda fue de 72,96% a pH 9,13, usando la dosis de 42,6 mgGAE/L .

Jeon y su equipo, probaron el uso de semilla de uva (*Melaleuca diosmifolia*) como coagulante natural para remover el color en una solución de cristal violeta, en una concentración de 1,5 mg/L obteniendo una remoción entre el 75 y el 80%, (Jeon et al., 2009); a su vez Chaibakhsh publico la remoción del 60% del color en una solución de azul de metileno usando extracto obtenido de *Plantago major L.*, en dosis de 150 mg/L (Chaibakhsh et al., 2014). Se han reportado remociones superiores al 60% con el uso de nueces procedentes de la especie *Quercus robur* a diferentes pH (Kuppusamy et al., 2017).

El estado de carga de los contaminantes y los grupos funcionales del coagulante son elementos determinantes de la capacidad de coagulación, (Jeon et al., 2009), se ha planteado que los polifenoles interactúan con los contaminantes de cargas positivas gracias al surgimiento de fuerzas dipolares causadas por la electronegatividad del oxígeno al igual que por cargas negativas que surgen de la pérdida de iones de hidrógeno en soluciones acuosas, haciendo que los grupos fenólicos de taninos y otros polifenoles otorguen un carácter aniónico a sus moléculas (Lopes et al., 2019), lo que las convierte en sustancias coagulantes que logran la desestabilización de los contaminantes catiónicos mediante un mecanismo de neutralización de cargas (Bratby, 2016).

En general los polifenoles poseen una acción ácida en soluciones acuosas gracias a una sucesión de deprotonaciones de la molécula convirtiéndola en aniones estables mediante la formación de puentes de hidrógeno (Leopoldini et al., 2006), la deprotonación se incrementa a pH alcalinos mejorando su acción coagulante, lo que explicaría el incremento de remoción del verde de malaquita al aumentar el pH al igual que las mejoras parciales en la remoción para el azul de metileno y el Cristal violeta; estudios realizados sobre extractos *Opuntia ficus* indica que los polifenoles de esta planta son los compuestos con mayor incidencia sobre su acción coagulante, se propuso un modelo de adsorción en el que a pH muy alcalinos, los taninos se hidrolizan formando enlaces iónicos con compuestos cationicos (Bouaouine et al., 2018).

Para determinar el mecanismo de coagulación, se requieren estudios adicionales, sin embargo se ha informado de la existencia de mecanismos de floculación por barrido y neutralización de cargas para diferentes coagulantes naturales con estructuras poliméricas (Ang & Mohammad, 2020); quedan pendientes estudios tendientes a optimizar los procesos de decoloración de aguas residuales, la determinación de la concentración crítica de coagulante, como también dilucidar los mecanismos por medio de los cuales se logra esta remoción, estudios de cinéticas y equilibrios de adsorción permitirán determinar la capacidad de remoción de los extractos; la evaluación de las características estructurales y morfológicas mediante técnicas como las imágenes SEM y TEM de los precipitados son un paso necesario para determinar el mecanismo de coagulación.

3. Conclusiones

Este estudio confirma en forma preliminar que los extractos de pulpa de café (*Coffea arabica*), poseen potencial como coagulantes naturales para la remoción de colorantes catiónicos.

Se encontró también que el pH y la dosis del extracto poseen una importante influencia sobre la acción de coagulación, se requieren estudios adicionales que permitan establecer las condiciones óptimas para el proceso de coagulación floculación en aguas residuales reales, al igual que la combinación de materiales naturales que mejoren la estabilidad de los coágulos y su aumenten la velocidad de sedimentación.

Agradecimientos

Agradecimientos a la Universidad de América por su apoyo técnico y económico para el desarrollo de la investigación, al Tecnoparque SENA nodo Bogotá, a supracafpe y Tecnicafé por permitirnos analizar las muestras de bioresiduos de café.

4. Referencias

- Álvarez, J., Castro, N., & Tinoco, O. (2019). Adsorción de azul de metileno con biopolímeros (quitosano calcáreo y quitosano) obtenidos de las cabezas de langostinos a nivel piloto. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, 20(3), 90–104.
- Ang, W. L., & Mohammad, A. W. (2020). State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121267. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121267>
- Beltrán-Heredia, J., & Sánchez-Martín, J. (2009). Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. *Desalination*, 249(1), 353–358. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.039>
- Bouaouine, O., Bourven, I., Khalil, F., & Baudu, M. (2018). Identification of functional groups of *Opuntia ficus-indica* involved in coagulation process after its active part extraction. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(11), 11111–11119. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1394-7>
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment* (IWA Publis). IWA publishing.
- Chaibakhsh, N., Ahmadi, N., & Zanjanchi, M. A. (2014). Use of *Plantago major* L. as a natural coagulant for optimized decolorization of dye-containing wastewater. *Industrial Crops and Products*, 61, 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.06.056>

- Duangjai, A., Suphrom, N., Wungrath, J., Ontawong, A., Nuengchamngong, N., & Yosboonruang, A. (2016). Comparison of antioxidant, antimicrobial activities and chemical profiles of three coffee (*Coffea arabica* L.) pulp aqueous extracts. *Integrative Medicine Research*, 5(4), 324–331. <https://doi.org/10.1016/J.IMR.2016.09.001>
- Fabryanty, R., Valencia, C., Soetaredjo, F. E., Putro, J. N., Santoso, S. P., Kurniawan, A., Ju, Y.-H., & Ismadji, S. (2017). Removal of crystal violet dye by adsorption using bentonite – alginate composite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(6), 5677–5687. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2017.10.057>
- Fernando, L., & Giraldo, G. (2015). *Extracción asistida por ultrasonido de compuestos fenólicos de la pulpa de café*. 1–185.
- Galanakis, C. M. (2017). Handbook of Coffee Processing By-Products: Sustainable Applications. In *Handbook of Coffee Processing By-Products: Sustainable Applications*.
- Heeger, A., Kosińska-Cagnazzo, A., Cantergiani, E., & Andlauer, W. (2017). Bioactives of coffee cherry pulp and its utilisation for production of Cascara beverage. *Food Chemistry*, 221, 969–975. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.11.067>
- Icontec. (1996). *NTC 3903. Gestión ambiental. Procedimiento para el método de jarras en la coagulación-floculación del agua* (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC) (ed.)). Icontec.
- ICONTEC. (2011). *NTC 2558. Café tostado y molido. Determinación del contenido de humedad. Método por determinación de la pérdida en masa a 103 °C (método de rutina)*. Icontec.
- Janissen, B., & Huynh, T. (2018). Chemical composition and value-adding applications of coffee industry by-products: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 128(July 2017), 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.001>
- Jeon, J. R., Kim, E. J., Kim, Y. M., Murugesan, K., Kim, J. H., & Chang, Y. S. (2009). Use of grape seed and its natural polyphenol extracts as a natural organic coagulant for removal of cationic dyes. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.036>
- Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Lee, Y. B., & Naidu, R. (2016). Potential of *Melaleuca diosmifolia* as a novel, non-conventional and low-cost coagulating adsorbent for removing both cationic and anionic dyes. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 37, 198–207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.03.021>
- Kuppusamy, S., Venkateswarlu, K., Thavamani, P., Lee, Y. B., Naidu, R., & Megharaj, M. (2017). *Quercus robur* acorn peel as a novel coagulating adsorbent for cationic dye removal from aquatic ecosystems. *Ecological Engineering*, 101, 3–8.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.014>

- Leopoldini, M., Russo, N., & Toscano, M. (2006). Gas and Liquid Phase Acidity of Natural Antioxidants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(8), 3078–3085. <https://doi.org/10.1021/jf053180a>
- Li, W., Mu, B., & Yang, Y. (2019). Feasibility of industrial-scale treatment of dye wastewater via bio-adsorption technology. *Bioresource Technology*, 277, 157–170. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.01.002>
- Lopes, E. C., Santos, S. C. R., Pintor, A. M. A., Boaventura, R. A. R., & Botelho, C. M. S. (2019). Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103125. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103125>
- Maiti, D., Mukhopadhyay, S., & Devi, P. S. (2017). Evaluation of Mechanism on Selective, Rapid, and Superior Adsorption of Congo Red by Reusable Mesoporous α -Fe₂O₃ Nanorods. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 5(12), 11255–11267. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b01684>
- Mashkoo, F., & Nasar, A. (2020). Magsorbents: Potential candidates in wastewater treatment technology – A review on the removal of methylene blue dye. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 500(January), 166408. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2020.166408>
- Mcyotto, F., Wei, Q., Macharia, D. K., Huang, M., Shen, C., & Chow, C. W. K. (2021). Effect of dye structure on color removal efficiency by coagulation. *Chemical Engineering Journal*, 405, 126674. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126674>
- Noriega Salazar, A., Silva Acuña, R., & García de Salcedo, M. (2008). Revisión: Utilización de la pulpa de café en la alimentación animal . In *Zootecnia Tropical* (Vol. 26, pp. 411–419). scielon .
- Peñaranda Gonzalez, L. V., Montenegro Gómez, S. P., & Giraldo Abad, P. A. (2017). Aprovechamiento de residuos agroindustriales en Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. <https://doi.org/10.22490/21456453.2040>
- Rodríguez, V. N. (2013). Producción de alcohol a partir de pulpa de café. *Cenicafé*, 64(2), 78–93.
- Salleh, M. A. M., Mahmoud, D. K., Karim, W. A. W. A., & Idris, A. (2011). Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review. *Desalination*, 280(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2011.07.019>

Serna-Jiménez, J. A., Torres-Valenzuela, L. S., Martínez Cortínez, K., & Hernández Sandoval, M. C. (2018). Aprovechamiento de la pulpa de café como alternativa de valorización de subproductos. *Revista Ion, Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 31(1), 37–42. <https://doi.org/10.18273/revion.v31n1-2018006>

Wang, J., & Wang, S. (2016). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 182, 620–640. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.07.049>

Zahrim, A. Y., Tizaoui, C., & Hilal, N. (2011). Coagulation with polymers for nanofiltration pre-treatment of highly concentrated dyes: A review. *Desalination*, 266(1–3), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.08.012>



Lodos Digeridos y su Potencial Energético Aprovechable

Deago, Euclides¹; Ramírez, Marian²

¹Grupo de Investigación Biosólidos – Energía y Sostenibilidad, Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, Edificio Levi Sasso, Panamá, euclides.deago@utp.ac.pa

²Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Edificio Levi Sasso, Panamá, marian.ramirez@utp.ac.pa

Resumen

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), tienen como misión primaria la depuración de las aguas contaminadas por actividades antrópicas. Generan toneladas de desechos sólidos como lo son los lodos orgánicos estabilizados, que son dispuestos en rellenos sanitarios sin ningún aprovechamiento. El objetivo de esta investigación es evaluar el potencial energético presente en los lodos ya digeridos, de manera tal de aprovecharlos; implementando el concepto de economía circular en la PTAR que los generan o bien ser aprovechados por un segundo usuario. Para evaluar el potencial energético, se realizó un estudio de digestividad anaeróbica en reactores batch usando el sistema Oxitop, con lodos de la PTAR de la Ciudad de Panamá. Estos ensayos se hicieron por 30 días, por cinco meses.

Encontramos que el Potencial Bioquímico de Metano de lodos municipales digeridos estuvieron en un rango de $0.1321 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ a $0.2019 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg}$. A los resultados experimentales se les aplicó el método estadístico de Gompertz Modificado para obtener los parámetros cinéticos: periodos de aclimatación (λ) que van de 0 a 6.26 días y un Potencial Máximo de Producción de Metano que va desde $0.157 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ a $0.247 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$. Estos Resultados son prometedores y nos indican que se puede implementar una economía circular utilizando los lodos municipales digeridos (LMD), ya que cuentan con poder energético aprovechable y dentro de las ventajas que podemos observar es un microclima que permite que la aclimatación sea rápida aún a una temperatura ambiente de 25°C .

Abstract

The Wastewater Treatment Plants (WWTP) plants have as their primary mission the purification of water contaminated by human activity. They generate tons of solid waste such as stabilized organic sludge, which is disposed of in sanitary landfills without any use. The objective of this research is to evaluate the energy potential present in the already digested sludge, in such a way as to take advantage of it; implementing the concept of circular economy in the WWTP that generate them or be used by a second user. To evaluate the energy potential, an anaerobic digestivity study was carried out in batch reactors using the Oxitop system, with sludge from the WWTP of Panama City. These trials were done for 30 days, for five months.

We found that the Biochemical Methane Potential of digested sludge ranged from $0.132 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ to $0.2019 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$. The Modified Gompertz statistical method was applied to the experimental results, to obtain the kinetic parameters: acclimatization periods (λ) ranging from 0 to 6.26 days and a Maximum Methane Production Potential ranging from $0.157 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ at $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$. These Results are promising and indicate that a circular economy can be implemented using digested sludge since they have usable energy power and among the advantages that we can observe is a microclimate that allows acclimatization to be fast even at an ambient temperature of 25°C .

Palabras clave/keywords:

digestión anaeróbica, lodos digeridos, potencial energético, co-digestión, economía circular.

1. Introducción

El Saneamiento y el producto resultante del tratamiento de aguas residuales, resulta en agua limpia que puedes ser vertida en ríos con tranquilidad, también tenemos una biomasa rica en bacterias; llamada lodos orgánicos y que es usada en otros países tanto en temas de agricultura, para estabilización de suelos, como en temas de generación de energía, produciendo energía termal o eléctrica.

Es importante tener presente, ¿Qué hacer con estos lodos orgánicos? Ya que estos pueden llegar a ser un foco de generación de residuos sólidos, generando crisis a nivel sanitario por no tener otro remedio que disponerlos en rellenos sanitarios. La digestión anaeróbica es un proceso que tiene múltiples beneficios, proveyendo bioenergía debido a la transformación de sustratos y dando como resultado energía amigable con el medio ambiente, permitiendo manejar las crisis de residuos que se dan en los rellenos sanitarios por su disposición (Arenas Sevillano, Pesantes, Peña Carpio, Martínez & Gómez, 2021).

Los lodos municipales digeridos(LMD) provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales son un subproducto del tratamiento de las aguas residuales; el mismo, es aprovechado parcialmente, ya que en el sistema de tratamiento existente hay una cogeneración, donde de un lodo espesado se obtiene biogás, mediante digestión anaeróbica y con lo que se cubre 20% del consumo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de Panamá, ubicada en corregimiento de Juan Díaz (Programa Saneamiento de Panamá, 2020).

El lodo digerido, es el que ha pasado la estabilización biológica en los digestores de la Planta; este pasa por un proceso de deshidratación (lodo deshidratado) y estabilización (añaden cal), para serdispuesto finalmente en el Vertedero de la Ciudad de Panamá, llamado Cerro Patacón. En este estudio, setrabajó con el lodo digerido.

Nuestro objetivo es poder evaluar el potencial energético presente en los lodos digerido, de tal manera de poder aprovecharlos; ya sea implementando el concepto de economía circular en la PTAR generadora de los mismos o bien ser aprovechados por un segundo usuario.

2. Metodología

Los muestreos de lodos digeridos se realizaron por cinco meses consecutivos, en la PTAR de Juan Díaz, donde se realizó un muestreo una vez al mes. La muestra se colectó, cumpliendo todos los protocolos de bioseguridad y cadena de custodia para su correcta preservación (Angelidaki *et al*, 2009; United States Environmental Protection Agency (EPA), 1989).

El método usado fue el manométrico, mediante el Sistema Oxitop® (WTW, M.S., 1998), donde este mide deltas de presiones por el sensor ubicado en el cabezal de la botella; al reactor batch de volumen de 500 mL se le agregó un volumen de LMD de 300 mL. En la trampa de caucho se agregaron perlas de hidróxido de sodio, con el objetivo que el cabezal solo registrara presiones de metano, ya que las perlas absorben el dióxido de carbono (CO₂) eliminando este subproducto de la digestión anaeróbica llevada a cabo dentro del batch (Souto, Aquino, Silva, & Chernicharo, 2010). La temperatura establecida dentro del incubador fue de 25°C y las presiones fueron dadas en hPa.

2.1 Ecuaciones para el Cálculo de la Producción de Metano

Los datos de presión obtenidos con el método manométrico en hPa, fueron procesados mediante una serie de ecuaciones donde se calcula el potencial bioquímico de metano, tomando en cuenta la proporción de metano disuelto, mediante la ecuación de la ley de los gases ideales. Estas ecuaciones se encontraron en investigaciones de digestividad anaeróbica de lodos orgánicos y otras matrices biodegradables, dando resultados satisfactorios (Aquino, 2007) (Ortiz Jordá, 2011) (Giménez, Martí, Ferrer, & Seco, 2012).

2.2. Cinética con Gompertz Modificado

Existen varios métodos cinéticos usados para predecir el potencial bioquímico de metano, y la escogencia dependerá del sustrato usado. El modelo Gompertz modificado es una función que asume que la tasa de producción de metano en digestores batch corresponde a la tasa de crecimiento específico de bacteria metanogénica (Kafle & Chen, 2016). En el caso de los lodos orgánicos, el modelo que mejor se ajusta mencionado por varios autores, es el modelo Gompertz Modificado. Donde PBM (t) dado en unidades de $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Kg SV}$ corresponden al Potencial Bioquímico de Metano Acumulado; P_{max} en unidades de $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Kg SV}$ al máximo valor de PBM registrado al final del ensayo, R_{max} en unidades de $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{g SV}/\text{día}$ a la Máxima Velocidad de Producción de Metano; (λ) en días corresponde a la duración de la Fase de aclimatación y t es tiempo del ensayo en días.

$$PBM(t) = P_{max} * \exp \left\{ -\exp \left(\frac{R_{max} * \text{Exp}(1)}{P_{max}} \right) * (\lambda - t) + 1 \right\} \quad (1)$$

3. Resultados y Discusión

3.1 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Los resultados obtenidos de PBM de los cinco meses consecutivos de análisis del LMD se muestran en la Figura 1. El PBM del LMD dio en un rango de valores de $0.1321 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ (marzo) a $0.2019 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ (enero).

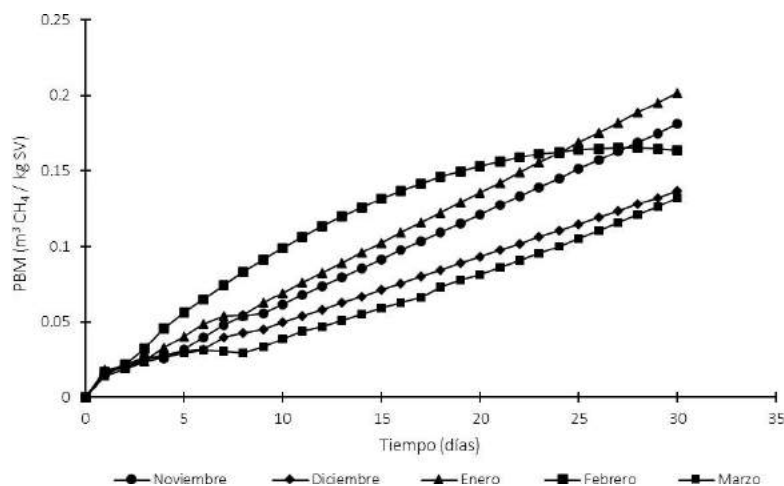


Figura 1. Potencial Bioquímico de Metano de lodos digeridos de origen municipales determinados para 5 meses

Los resultados de PBM de LMD muestran un residuo ya degradado, donde parte del carbono biodisponible ya ha sido metanogenizado durante la digestión previa a su muestreo; sin embargo, podemos observar que el lodo aún presenta actividad metabólica bacteriana, por lo que la población presente sigue produciendo biogás. Las curvas tienen un crecimiento constante y semejante hasta el día 30 que se concluyó el ensayo, mostrando que el lodo todavía contaba con material biodegradable, después de un periodo de aclimatación corto (Remigi E.U., 2006). A los lodos no se le agregaron macro y micronutrientes, sino que se desarrollaron en un ambiente endógeno a 25°C; podemos inferir que el mismo necesita una fuente de carbono, que le permita tener más degradación (Julio Guerrero, 2016), y a su vez producir más metano, por lo que consideramos es un material propicio para utilizar como inóculo en ensayos de codigestión, con diferentes sustratos.

3.2. Cinética de digestión anaeróbica de lodos digeridos

Al aplicar el Modelo de Gompertz Modificado, se obtienen valores cinéticos que mostraron periodos de aclimatación en el rango de 0 a 6.26 días, con un $R^2 \geq 0.9797$. Son muchos los métodos cinéticos utilizados hoy día, pero el método de Gompertz Modificado es el que mejor se ajusta cuando hay periodos de aclimatación (Filer, Ding, & Chang, 2019). Se pudo observar en la mayoría de los meses, períodos de aclimatación de menos de un día, lo que nos muestra que el LMD, es un lodo que cuenta con una comunidad bacteriana activa que permite una rápida aclimatación a una temperatura de 25°C, esto nos permite corroborar con lo mencionado en (Wang, 2019) que todavía hay buena producción de metano en rangos de temperatura de 35°C a 25°C. De estos análisis se obtuvo que el valor más bajo se registró para el mes de febrero (Tabla 1):

Tabla 1. Parámetros cinéticos obtenidos de la modelación con Gompertz Modificado

| Meses | R_m (m ³ /kg SV/día) | λ (días) | R^2 | RMSE |
|-----------------------|--------------------------------------|---------------------|--------|---------|
| Noviembre 2018 | 0.006 | 0.65 | 0.9997 | 1.6860 |
| Diciembre 2018 | 0.004 | 0.00 | 0.9991 | 1.2395 |
| Enero 2019 | 0.007 | 0.60 | 0.9997 | 2.1733 |
| Febrero 2019 | 0.006 | 0.00 | 0.9797 | 17.8067 |
| Marzo 2019 | 0.005 | 6.26 | 0.9995 | 1.6860 |

5. Conclusiones

En el estudio se demostró que utilizando el método manométrico del Sistema Oxitop, el método de cálculo del Potencial Bioquímico de Metano y el modelo Gompertz Modificado fue posible estimar valores de rendimiento de lodos digeridos de la Planta de tratamiento, a través del comportamiento de los ensayos batch.

Se pudo establecer que efectivamente los lodos digeridos, en donde existe una etapa de aclimatación menor de un día. El tiempo de retención, suprime esta etapa, lo cual es una ventaja en un próximo proceso de digestión.

Es importante seguir estudiando en esta materia en reactores de digestión anaeróbica de flujo continuo, para determinar los rendimientos más acordes con los que presentan los reactores a escala real.

Estos resultados nos permiten inferir en que existe un gran potencial en reutilizar este lodo digerido en una económica circular, sea internamente en la PTAR o tercerizarlo a otro usuario, mediante un proceso de codigestión.

6. Referencias

- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., . . . van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops-a proposed protocol for batch . *Water Science & Technology*, 927 - 933.
- Aquino, S. F. (2007). Metodologías para determinación de actividades metanogénica específica (AME) en lodos anaeróbios. *Eng sanit ambient* , 192-201.
- Arenas Sevillano, C., Pesantes, A., Peña Carpio, E., Martínez , E. J., & Gómez , X. (2021). Anaerobic Digestion for Producing Renewable Energy - The Evolution of this Technology in a New Uncertain Scenario. *Entropy*, 1-23. doi: <https://doi.org/10.3390/e23020145>
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research . *Water*, 1-29.
- Giménez, J. B., Martí, N., Ferrer, J., & Seco, A. (2012). Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. *Bioresource Technology*, 67-72. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.019>
- Julio Guerrero, I. C. (2016). *Evaluación del Potencial de Biometanización de la Codigestión de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales mezclados con residuos de alimentos. [Tesis de Maestría]*. Medellín.
- Kafle , G. K., & Chen , L. (2016). Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models . *Waste Management*, 492-502.
- Ortiz Jordá, V. (2011). Puesta a punto de una metodología para la determinación de la actividad metanogénica específica (AME) de un fango anaerobio mediante el Sistema Oxitop. Influencia de las Principales Variables Experimentales. *[Tesis de Maestría]*. Programa Saneamiento de Panamá. (20 de noviembre de 2020). *Programa Saneamiento de Panamá*. Obtenido de <https://saneamientodepanama.gob.pa/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-la-ciudad-de-panama/#tab-id-5>
- Remigi E.U., B. C. (2006). Co-Digestion of High Strength/Toxic Organic Effluents in Anaerobic Digesters at Wastewater Treatment Works. *Water Research Commission* .
- Souto, T. F., Aquino, S. F., Silva, S. Q., & Chernicharo , C. A. (2010). Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. *Biodegradation*, 411-424. doi:10.1007/s10532-009-9311-x
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (1989). *POTW Sludge Sampling And Analysis Guidance Document*.
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Zhao, G., & Lu, X. (2019). Influence of Temperature on Biogas Production Efficiency and Microbial Community in a Two-Phase Anaerobic Digestion System . *Water*, 1-13.
- WTW, M.S. (1998). Operating Manual. System Oxitop Control. Germany.

Agradecimientos

Agradecemos a la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT), por el financiamiento del proyecto de investigación del cual deriva este trabajo. De igual forma, agradecer a la Universidad Tecnológica de Panamá por el apoyo permanente durante el desarrollo del proyecto.



EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS DEL RESIDUO DE CRIBADO DE MAÍZ, SUBPRODUCTO DERIVADO DE LA INDUSTRIA DEL BIOETANOL

Badin, Francisco¹; Galván, María Jose¹; Cagnolo, Mara¹; Degano, Salvador¹; Becker, Analia¹; Manno, Roberto¹; Acevedo, Diego²; Hilbert, Jorge³; Mauren; Fuentes⁴.

¹ Centro de Investigaciones y Transferencia de Villa María (CIT-VM), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Villa María, Villa María, Argentina. mgalvan@unvm.edu.ar

² Instituto de Investigaciones en Tecnologías Energéticas y Materiales Avanzados (IITEMA), Facultad de Ingeniería-UNRC, Dpto. de Tecnología Química, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Córdoba, Argentina. secyt@rec.unrc.edu.ar

³ INTA Castelar, Castelar, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Instituto de Desarrollo y Diseño (INGAR), Facultad Regional Santa Fe, Universidad Tecnológica Nacional, Santa Fe, Argentina.

Resumen

Un desafío que presentan las plantas de biogás instaladas en Argentina es la variabilidad de residuos orgánicos para una alimentación homogénea, y mantener una calidad estable de biogás sin la inhibición del proceso. Argentina posee excelentes posibilidades de desarrollar esta tecnología, presentando un consolidado sector agropecuario y agroindustrial, pudiendo ser aprovechados estos recursos biomásicos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de producción de biogás de composición homogénea y estable mediante la digestión anaeróbica del subproducto proveniente de la industria del bioetanol a partir de maíz (residuos de cribado de maíz) con lodos de tratamientos de purines de cerdos. Se caracterizó el sustrato e inóculo y calcularon sus proporciones óptimas. La metodología de trabajo de laboratorio consistió en un ensayo volumétrico por triplicado, para evaluar la producción de biogás. Se realizaron dos mezclas, la primera consistió en el residuo de cribado de maíz con el inóculo de purín de cerdo estabilizado y la segunda similar donde se reguló la relación carbono/nitrógeno (C/N) añadiendo urea. Los ensayos mostraron un mayor desplazamiento y potencial de producción de biogás en las muestras donde se adicionó urea. Se puede concluir que la digestión anaerobia (DA) entre el lodo de purín de cerdo y residuo de cribado de maíz presenta un potencial beneficio, permitiendo obtener energía renovable y contribuir al adecuado manejo de residuos agropecuarios y agroindustriales. Además, posibilita la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) y un ahorro de energía solicitada a la red para consumo, traduciéndose en un rédito económico para el generador.

Palabras claves: Biogás, Residuos agroindustriales-ganaderos, codigestión anaerobia

Abstract

A challenge presented by the biogas plants installed in Argentina is the variability of organic residues for a homogeneous feeding, and to maintain a stable quality biogas without inhibiting the process. Argentina has excellent possibilities to develop this technology, since it has a consolidated agricultural and agroindustrial sector, and these biomass resources can be exploited. The objective of this work was to evaluate the efficiency of biogas production of homogeneous and stable composition by anaerobic digestion of the by-product from the bioethanol industry from corn (corn screenings) with sludge from pig

slurry treatment. The substrate and inoculum were characterized and their optimum proportions calculated. The laboratory work methodology consisted of a volumetric test in triplicate to evaluate biogas production. Two mixtures were made, the first consisted of corn screening residue with the stabilized pig slurry inoculum and the second similar where the carbon/nitrogen (C/N) ratio was regulated by adding urea. The tests showed a higher displacement and biogas production potential in the samples where urea was added. It can be concluded that anaerobic digestion (AD) between pig slurry sludge and corn screenings residue presents a potential benefit, allowing obtaining renewable energy and contributing to the adequate management of agricultural and agroindustrial residues. In addition, it enables the reduction of greenhouse gas (GHG) emissions and a saving of energy requested to the grid for consumption, which translates into an economic return for the generator.

Keywords: Biogas, Agro-industrial-livestock Wastes, Anaerobic co-digestion

1. Introducción

En la actualidad, la matriz energética de Argentina, al igual que la matriz mundial está conformada principalmente por combustibles fósiles (87 %). A estas formas, se le suma la energía nuclear y la energía hidráulica, la cual abastece el 3,77 % de la energía nacional (British Petroleum, 2019).

Ante este escenario, las fuentes de energías renovables son una importante alternativa para diversificar la matriz y comprometerse con la disminución de GEIs. En Argentina se alcanzó un 6,5 % de la matriz con dichas energías (Secretaría de Energía, 2019). A nivel nacional se ha incentivado la producción de las mismas, con diferentes leyes. Además de disponer de fuentes de energía solar, eólica y térmica (obtenida de leña y bagazo), la región presenta una gran diversidad de materias primas disponibles para producción de biocombustibles. El biodiesel y bioetanol presentaron el mayor crecimiento, los mismos se utilizan por normativa en un corte del 10 % y del 12 % en gasoil y nafta respectivamente. Otra fuente de bioenergía que presenta buenas perspectivas es el biogás. En los últimos años hubo un aumento considerable de la producción y utilización de biogás, utilizándose para generación de energía eléctrica y calefacción (Dirección de Bioenergía, 2020). Numerosas experiencias demuestran que la utilización de un solo sustrato en el proceso de DA generan desaprovechamiento del mismo. Esto se debe a que puede presentar ciertas dificultades para ser digerido por sus propiedades físicas o su composición química, no logrando obtener un aprovechamiento óptimo de este, como único sustrato. Como alternativa de solución a este problema, se realizan co-digestiones con dos o más sustratos, es decir, la combinación de los mismos para lograr un mayor aprovechamiento de estos, valiéndose de las propiedades físico-químicas que cada uno puede aportar a la co-digestión, obteniéndose así mayores rendimientos en la producción de biogás. Esto ocurriría por la sinergia que ocurre entre estos, por la composición química que posee cada uno y especialmente por la optimización de la relación carbono/nitrógeno (Zhang, et al., 2020).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial de producción de biogás del residuo de cribado de maíz (RCM), derivado de la producción de bioetanol, utilizando como inóculo lodos de tratamiento de purines de cerdo previamente estabilizados y preadaptados en los laboratorios de la Universidad Nacional de Villa María (UNVM). Además de la monodigestión de este subproducto, se equilibraron las relaciones C/N incorporando urea, para comparar los efectos en el rendimiento final de producción y parámetros indicadores de estabilidad de la DA. Con estos valores de rendimiento de biogás se evaluaron los beneficios económicos de ahorro energético. Por lo tanto, además de caracterizar y darle un valor agregado a estos residuos, se busca dar respuesta a problemáticas regionales.

2. Metodología

2.1 Obtención de sustrato e inóculo

Las muestras de RCM se tomaron de una planta de producción de bioetanol situada en Villa María, Córdoba, Argentina (Lat: S -32°41'54" Long: W 63°16'11") de la etapa de limpieza del maíz. El RCM está compuesto por material de granulometría menor a 4,5 mm (polvillo y granos partidos) y material particulado mayor a 12,5 mm, (tamaño superior a los granos de maíz: restos de malezas, de mazorcas), motivo por el cual no puede reincorporarse a proceso. El RCM se secó a 105° C hasta que el contenido de sólidos totales (ST) superó el 95 %, se molió en un molino hasta alcanzar un tamaño de partícula inferior a 10 mm y se almacenó por separado al vacío a temperatura ambiente. Este preprocesamiento se realizó para evitar limitaciones en la digestión debido a la disponibilidad de biomasa y para facilitar la manipulación de las muestras. El inóculo utilizado para la caracterización y preparación para todos los ensayos en *Bach* se obtuvo de una instalación porcina centralizada, situada en Bell Ville, Córdoba, Argentina (Lat: S -32°40'12" Long: W 62°51'11"). Posteriormente el inóculo se conservó, desgasificó y caracterizó según la metodología propuesta por Angelidaki, 2009 y Holliger, 2016.

2.2 Caracterización de sustrato e inóculo

Dentro de la metodología de caracterización de sustratos antes mencionada se optó por las siguientes técnicas: Sólidos: Humedad (AOAC 950.46), Materia seca (AOAC 950.46), Proteínas crudas (AOAC 928.08), Materia grasa (AOAC 960.39), Cenizas (AOAC 920.153), Carbohidratos (cálculo), Líquidos: pH (APHA 4550-H+ B), Sólidos totales (ST) (APHA 2540-B), Sólidos volátiles (SV) (APHA 2540-E), Demanda química de oxígeno (DQO) (APHA 5220-RQO-D), Demanda biológica de oxígeno (DBO5 20°C) (APHA 5210-RBO-B), Sólidos totales (ST) (APHA 2540-B), Sólidos volátiles (SV) (APHA 2540-E), Nitrógeno total (APHA 4500-B), el nitrógeno amoniacal total (TAN) y el nitrógeno amoniacal libre (FAN) se midieron con el espectrofotómetro HANNA HI 83099 (adaptación del método USEPA 410.4 para la DQO y del método Nessler para el TAN y el FAN). El carbono orgánico se determinó considerando una relación entre el contenido de materia orgánica y el carbono orgánico de 1,7241 (Cuetos, 2008).

2.3 Ensayos en *Bach*

Para llevar a cabo los ensayos correspondientes a las codigestiones se realizó una adaptación con base en la revisión y comparación de diferentes metodologías. Para dicha adaptación del ensayo se optó por un método volumétrico, el gas se recibe en una solución de agua destilada acidificada con H₂SO₄ y saturada con NaCl. (Walker, 2009). Además, se realizaron algunas adaptaciones, que consistieron en incorporar los frascos digestores dentro de una incubadora shaker Labnet. Las conexiones entre frascos se realizaron con mangueras impermeables, para evitar pérdidas del biogás generado. Se prepararon las siguientes mezclas: muestra (M1) en cada frasco se colocó 100 ml de inóculo, 2,45 g de RCM y 0,10 g de urea; muestra (M2) se colocó 100 mL de inóculo con 2,55 g de RCM. La mezcla control consistió en 100 mL de inóculo con 0,10 g de celulosa microcristalina. Los ensayos de ambas muestras (M1 y M2) se realizaron por triplicado con su correspondiente blanco (100 mL de inóculo). En M1 se utilizaron dos sustratos (RCM+urea) y el inóculo, usando una proporción ajustada a una relación C/N 15 con ST 5 % finales del sistema, mientras que en M2 (monodigestion del RCM) no se realizó el ajuste en la relación C/N, únicamente se llevó a ST 5 % finales del sistema. Los desplazamientos fueron medidos en un lapso de 15 días y posteriormente los valores obtenidos fueron adecuados a condiciones normales de presión y temperatura (CNPYT).

3. Resultados

En la Tabla 1 se observa la caracterización del inóculo, los valores indican que el mismo se encuentra en condiciones óptimas para realizar la correspondiente digestión. Además, posee valores inferiores a los sugeridos para la inhibición de bacterias. Cabe destacar que los valores de ST y SV principalmente fueron complementados con los valores del sustrato a digerir como lo indica Cuesta, et al (2009).

Tabla 1. Caracterización del inóculo.

| | ST | SV | DQO $\text{mg O}_2/\text{L}$ | pH | TAN mg/L | FAN mg/L | FOS mg/L | TAC mg/L | FOS/TAC |
|----------------------------|------|-------|------------------------------|------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------|
| Inóculo Preadaptado | 2,44 | 35,74 | 36871 | 7,97 | 918,00 | 712,00 | 921 | 7000 | 0,132 |

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 2 se presentan los resultados de la caracterización de los RCM. Este subproducto presenta un elevado contenido de SV, cuya mayor proporción corresponde a carbohidratos (85,94 %), dentro de este porcentaje un 46 % corresponde a almidón, el perfil de RCM se comparó con el informe del International Life Sciences Institute (ILSI, 2006) sobre los usos y las propiedades nutricionales del maíz para la alimentación humana y animal en Argentina, obteniéndose valores similares a los informados. No se pudo encontrar bibliografía referida al uso de este subproducto para codigestión anaerobia. Otro factor además de su composición química es la disponibilidad del mismo, en la planta de producción de bioetanol de maíz, se generan actualmente 3.000 Tn/año (2.493 Tn_{SV}/año) de RCM.

Tabla 2. Análisis de la composición del residuo de cribado de maíz.

| Parámetro | Humedad | Proteína | Materia Grasa | Cenizas | Fibra | Almidón |
|--------------|------------|----------|---------------|-----------|---------|----------|
| Promedio (%) | 13,638±0,5 | 8,050±1 | 2,500±0,3 | 2,913±0,7 | 6,388±2 | 45,894±3 |

Fuente: Elaboración propia

La Figura 1 muestra los desplazamientos obtenidos en los ensayos. Los mejores resultados se obtuvieron para M1, duplicando los de M2. En ambos casos se observa un incremento de la producción de biogás hasta el día 10 y una fase estacionaria en los días restantes.

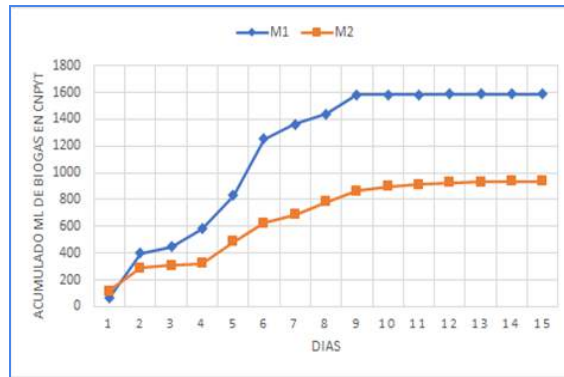


Figura 1. mL acumulados de biogás en CNPyT de M1 y M2.

En la Tabla 3 se calculó el potencial de producción de biogás (PPB) real de M1 y M2 y teórico para M2. El PPB real de M1 es superior al teórico de M2. La bibliografía revisada sugiere que el PPB teórico es aproximadamente el doble del real, el alto PPB de M1 donde se utilizó urea como regulador de la relación C/N, siendo esto de gran importancia (Angelidaki y Sanders, 2004).

Tabla 3. PPB de las muestras ensayadas.

| Ensayos | M1A | M1B | M1C | M2A | M2B | M2C |
|--|-----------|--------|--------|-----------|--------|--------|
| PPB (L biogas/Kg _{sv}) | 442,42 | 473,89 | 599,04 | 165,65 | 220,75 | 314,97 |
| PPB promedio | 505,12±62 | | | 233,79±54 | | |
| PPB Teórico (L biogás/Kg _{sv}) | - | | | 426,32 | | |

Fuente: Elaboración propia

Una vez calculados los PPB, se estimó la producción anual de biogás. Para esto se utilizó como base 3.000 tn de RCM, cantidad aproximada que dispone dicha empresa anualmente. La producción utilizando el PPB de M1 es de 1.259.246,16 m³ de biogás anuales. Finalmente, se realizó una estimación económica del ahorro potencial en USD tras utilizar el biogás generado para producción de energía eléctrica utilizando valores sugeridos por Suarez, et al (2018), con un ahorro de 427.639,9 U\$S al año. Cabe destacar que en este último cálculo no se consideró los gastos de inversión inicial y mantenimiento para llevar a cabo la producción de biogás calculada.

4. Conclusiones

Entre los puntos más relevantes de este trabajo se puede destacar el uso de un sustrato cuya densidad biomásica es elevada y que además no se encontraron antecedentes de su uso en la codigestión anaeróbica. Su caracterización y uso es un antecedente para su empleo en la producción de biogas y complemento en el diseño de las codigestiones.

La utilización de urea para equilibrar la relación C/N fue un aspecto determinante para obtener mayores producciones de biogás. Las relaciones C/N utilizadas en ambos ensayos, presentaron diferencias siendo la relación C/N 15 la más adecuada. Además, el PPB obtenido de la digestión anaerobia del RCM en combinación con urea mostro un potencial mayor que el teórico del RCM sin combinar.

Según las estimaciones realizadas, se espera lograr un ahorro económico de gran utilidad para la empresa en futuras proyecciones.

Los objetivos de este trabajo pudieron alcanzarse según lo esperado. Los ensayos realizados demuestran

el alto potencial de producción de biogás que posee el RCM en la codigestión utilizada. Posteriormente se espera continuar con la investigación, logrando un correcto tratamiento del digestato obtenido y un aprovechamiento del mismo.

5. Referencias

- Angelidaki Irini, Sanders Wendy (2004), Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants., 3(2), 117–129.
- British Petroleum (BP) Statistical Review of World Energy 2019 (2019) | 68th edition.
- Cuesta S. María J., Sánchez Francisco M., Vicente C. Gemma, Villar F. Susana (2009), Situación actual de la producción de biogás y de su aprovechamiento, Colección de Informes de Vigilancia Tecnológica madri+d, Madrid, España.
- Dirección de Bioenergía (2020), Informe Biocombustibles, Pág. 16
- ILSI Argentina (2006), Maíz y Nutrición - Informe sobre los usos y las propiedades nutricionales del maíz para la alimentación humana y animal, Pág, 44.
- Secretaría de Energía Argentina (2020), Balance Energético Nacional 2019.
- Suarez H. Jesús, Sosa C. Roberto, Martínez L. Yeney, Curbelo A. Alfredo, Figueredo R. Cepero C. Tania Luis (2018), Evaluación del potencial de producción del biogás en Cuba, Pastos y Forrajes, vol. 41, núm. 2.
- Walker M., Zhang Y.; Heaven S., Banks C. (2009), Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes. Bioresource Technology. 100, 6339-6346.
- Zhang Lein, Mu Lan, Zhu Kongyun, Ma Jiao, Ifran Muhammad, Li Aimin (2020), Anaerobic co-digestion of sewage sludge, food waste and yard waste: Synergistic enhancement on process stability and biogás production, Science of the Total Environment, pág. 2.



VALORIZACIÓN DE LA BIOMASA AGRÍCOLA Y FORESTAL EN ZONAS RURALES DE LA ZONA MEDITERRÁNEA ESPAÑOLA

Colomer Mendoza, Francisco J.¹; Despons Jovani, Kevin¹; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Carlos Alberola, Mar¹; Hayani Fakas al Beid, Moulham M.²

¹INGRES, Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat, S/N, 12071 España. fcolumer@uji.es

²Universidad Autónoma de Madrid

Resumen

Según la Directiva (UE) 2018/2001, los Estados de la Unión Europea velarán para que la cuota de energía procedente de fuentes renovables sea de al menos el 32% del consumo final bruto de energía de la UE en 2030. Entre estas fuentes de energía renovables, tiene un lugar destacado la biomasa. En España el objetivo gubernamental es que la potencia instalada de dicha biomasa debería alcanzar los 1.408 MW para el año 2030. La biomasa, además de su potencial energético, conlleva elementos de valor añadido como dinamizar el entorno rural y mitigar el riesgo de despoblación. Por tanto, en este trabajo se determina el potencial energético de la biomasa agrícola y forestal en una comarca mediterránea española. Para ello, en primer lugar, se ha calculado la cantidad de la biomasa disponible (2.261 t/año), identificando y cuantificando las superficies aptas para el aprovechamiento, y su planificación a lo largo del año. Por otro lado, a partir de análisis físico-químicos, se ha calculado el potencial energético de la mencionada biomasa y su aplicabilidad como combustible, suponiendo una producción de alrededor de 9,5 GWh/año. En segundo lugar, se proyecta construir una instalación para la transformación de esta biomasa en pellets, de manera que sirva como fuente de empleo y de riqueza para la región. Los resultados económicos muestran un periodo de retorno de aproximadamente 5 años y una rentabilidad de alrededor del 17% por lo que, ayudado por las ayudas y subvenciones, se considera una inversión rentable social y económicamente hablando.

Abstract

According to Directive (EU) 2018/2001, the States of the European Union will ensure that the share of energy from renewable sources is at least 32% of the gross final energy consumption of the EU in 2030. Among these renewable energy sources, biomass has a prominent place. In Spain, the government objective is that the installed biomass power should reach 1,408 MW by 2030. Furthermore, biomass carries benefit elements such as revitalizing the rural environment and mitigating the risk of depopulation. Therefore, in this work the energy potential of agricultural and forestry biomass in a Spanish Mediterranean region is determined. To do this, in the first place, the amount of available biomass (2,261 t/year) has been calculated, identifying and quantifying the suitable areas for use, and their planning throughout the year. On the other hand, based on physical-chemical analysis, the energy potential of biomass and its applicability as fuel have been calculated, assuming a production of around 9.5 GWh/year. Secondly, it is planned to build a facility for the transformation of this biomass into pellets, so that it serves as a source of employment and economic value for the region. The economic results show a payback of 5 years and internal rate of return of 17%, which is why, helped by aid and subsidies, it is considered a profitable investment socially and economically speaking.

Palabras clave/keywords:

biomasa, cultivo, energía renovable, valorización / Biomass, crop, renewable energy, valorization

1. Introducción

Según la Directiva 2008/98/CE de la UE (Unión Europea), la biomasa es la fracción biodegradable de productos, deshechos y residuos de la agricultura (incluyendo sustancias vegetales y animales), silvicultura e industrias relacionadas, así como la fracción biodegradable de los residuos municipales e industriales.

El aprovechamiento de este recurso es una oportunidad de creación de empresas y de empleo, de combatir la despoblación y de proteger el medio ambiente, sobre todo, en las zonas rurales, donde el abandono del monte ha supuesto un aumento de la biomasa presente (los montes de la provincia de Castellón (España) producen alrededor de 133.000 t/año de biomasa), lo que provoca un aumento del riesgo de incendios forestales. En cuanto a la biomasa agrícola, su aprovechamiento supone la puesta en valor de un residuo como es el de la poda (la biomasa agrícola producida en la provincia superaría las 182.000 t/año de restos de podas procedentes de olivos, almendro, vides y cítricos). El principal problema al que se enfrenta el aprovechamiento de este recurso es su heterogeneidad, lo cual dificulta la elaboración de combustibles de alta calidad.

Respecto a los usos de la biomasa como fuente de energía, cabe destacar su uso para la producción de energía térmica. Según el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE) esta producción seguiría diversas variantes (IDAE, 2007): usos más tradicionales como son en chimeneas, hornos de leña, estufas o pequeñas calderas en hogares. En el siguiente escalón se encontrarían las calderas de un mayor tamaño, capaces de abastecer a un bloque de viviendas. En el tercero se pueden encontrar calderas de calefacción capaces de abastecer a un barrio entero, muy usuales en el norte de Europa. La biomasa como fuente de calor tiene también relativa importancia en la ganadería y la agricultura para producir calor en las granjas y en los invernaderos respectivamente.

Para la obtención del pellet, la biomasa se tritura hasta conseguir serrín, el cual se prensa y gracias a la lignina que actúa como aglomerante no se necesita ningún tipo de cola ni pegamento para su fabricación, lo cual lo convierte en un producto 100% ecológico y renovable. El pellet resultante tiene un aspecto brillante característico con una mayor densidad que la madera de la cual está hecho, por ello posee un poder calorífico mayor al de la leña y ocupa menos espacio que esta. La norma ISO 17225-2 (UNE-EN ISO 17225-2:2014, 2014) define qué tipos de madera según su origen se pueden utilizar para la fabricación de pellets. La calidad del pellet se determina por el esquema de clasificación ENplus (ENplus, 2015), que define tres clases de calidad de los pellets: ENplus A1, ENplus A2 y ENplus B. Algunos de los valores umbral de los pellets para su clasificación de calidad se definen en la Tabla 1.

Tabla 1: valores para la clasificación de los pellets

| Propiedad | ENplus A1 | ENplus A2 | ENplus B |
|------------------------------------|-----------|-----------|----------|
| Humedad (%) | ≤ 10 | | |
| Cenizas (%) | ≤ 0,7 | ≤ 1,2 | ≤ 2,0 |
| Poder calorífico inferior (kWh/kg) | ≥ 4,6 | | |

De este modo, el objetivo principal de este trabajo es el estudio de viabilidad técnica y económica de una planta de producción de pellets con residuos agrícolas y forestales situada en el municipio de Sant Mateu (provincia de Castelló, España).

2. Metodología

2.1. Cálculo de la biomasa

Para desarrollar la metodología de trabajo en primer lugar, se deberán analizar y caracterizar los diferentes tipos de biomasa agrícolas del término municipal de Sant Mateu (Castellón, España). Para ello se debe conocer cuáles son los cultivos presentes en cada municipio y el número de hectáreas que ocupan. Esta información se puede encontrar en la página web de la Conselleria de Agricultura (Gobierno regional). Otro dato necesario es la ratio de poda, la cual indica las toneladas de poda por hectárea que se pueden obtener de cada cultivo en un año. En este caso se utiliza una ratio de 1,45 t/ha·año para olivo y almendro (Burdí Orduña, 2016). Para la ratio del cerezo se toma un promedio de 3,19 t/ha·año (Fernández, García, & Fernández, 2014). En cuanto a la presencia de caña común (*arundo donax*) se realiza una medición del número de cañas presentes en un metro cuadrado, ésta medición se realizó en seis puntos diferentes con presencia de cañas. Después se hizo la media de los diferentes puntos y se obtuvo el número de cañas por metro cuadrado promedio. Posteriormente, se calculó el peso promedio de las cañas, para lo cual se cortaron y pesaron 20 cañas recogidas al azar. Para calcular el peso total de caña se identifica y se mide la superficie ocupada por esta planta mediante ortofotografía del gvSIG (gvSIG, 2020). Finalmente, para conocer la cantidad de biomasa forestal se calcula según los datos proporcionados por VAERSA (2014). Es importante destacar que no toda la biomasa agrícola, caña común y biomasa forestal es fácilmente accesible, ya que a algunos puntos sería difícil llegar con el medio de transporte. Por otro lado, hay propietarios que no cederán su biomasa al proyecto, por lo que se hizo una encuesta de participación. La proporción de superficie accesible promedio se resume en la Tabla 2.

Tabla 2: resumen promedio de la producción de biomasa anual

| Cultivo | Superficie ocupada (ha) | Biomasa resultante (t/año) | Accesibilidad (%) (10 km) | Biomasa total (t/año) |
|--------------|-------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------|
| Olivo | 11.957 | 17.350,70 | 5,45 | 1240,16 |
| Almendro | 3.070 | 4.451,15 | | |
| Cerezo | 299 | 953,81 | | |
| Caña común | 45 | 912,64 | 90 | 821,38 |
| Forestal | ---- | 500 | 40 | 200,00 |
| TOTAL | | | | 2.261,53 |

2.2. Cálculo de la entrada de materia prima

En base al dato obtenido de peso total de biomasa, se procederá a calcular la entrada de materia prima en la planta. En primer lugar, se debe tener en cuenta en qué época del año se producirá la entrada de materia prima a la planta, para ello, se ha identificado la temporada de poda de las especies agrícolas presentes. Además, hay que tener en cuenta que tanto la biomasa forestal como la caña son susceptibles de ser recogidos durante todo el año, aunque para evitar incendios forestales el pino carrasco (biomasa forestal) sería conveniente recogerlo antes de la llegada del verano. La caña común, sin embargo, debería

ser recogida antes de los episodios de fuertes lluvias que suelen tener lugar en otoño. Con todo esto, se elabora un calendario de podas, del cual dependerá la entrada de biomasa en la planta, que se resume en la Tabla 3 y que deja ver qué se podrá producir durante todo el año. De septiembre a abril se producirán pellets con almendro, cerezo y olivo, mientras que, durante los meses de mayo a agosto, se trabajará con cañas y pino carrasco.

Tabla 3: Calendario de las labores de poda y limpieza

| Mes | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | SEP | OCT | NOV | DIC |
|--------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Almendro | | | | | | | | | | | | |
| Caña común | | | | | | | | | | | | |
| Cerezo | | | | | | | | | | | | |
| Olivo | | | | | | | | | | | | |
| Forestal (pino carrasco) | | | | | | | | | | | | |

2.3. Determinación de las propiedades de la biomasa

Según las normas ENplus la humedad del pellet para todas las calidades posibles ha de ser menor al 10% (ENplus, 2015). Para calcular la humedad de las muestras se ha aplicado la norma UNE-EN 13183-1/AC, 2004 (105°C en estufa durante 24 h). Se realizaron 6 determinaciones por tipo de biomasa. Tras el secado, las muestras fueron trituradas en molino de cuchillas con una malla de 0,4 mm.

Según la norma ENplus (Tabla 1) el contenido de cenizas que presenten las muestras será determinante para saber la calidad de los pellets que se fabriquen a partir de esta biomasa. El procedimiento a seguir es el marcado por la norma UNE-EN 14961-3, 2012. Se realizaron 4 determinaciones por tipo de biomasa.

En tercer lugar, se determinará el poder calorífico de cada una de las muestras, para lo cual se utiliza un calorímetro isoperibólico PARR1563 y se realiza el procedimiento adecuado para calcular el poder calorífico inferior (PCI). Se realizaron 3 determinaciones por tipo de biomasa.

Posteriormente, se planificará y describirá todo el proceso de obtención del pellet, así como las instalaciones y maquinarias necesarias para tal fin. Finalmente se realizará un estudio de viabilidad económica. De esta manera se podrá saber si la valorización de los residuos vegetales del término municipal de Sant Mateu es rentable y sostenible.

3. Resultados

3.1. Obtención de la biomasa

Para no exceder en costes de transporte, la biomasa disponible se calculará para un radio de 10 km desde de la nave industrial. Las cantidades que se obtendrán se resumen en la Tabla 3.

Para el peso de las cañas se obtuvo un promedio de 55,17 cañas/m² (Desv. St. 14,88), con un peso promedio de 508,99 g/caña (Desv. St. 63,77) y una superficie ocupada de 44,60 ha por lo que se puede calcular el peso de caña húmeda obtenido en la zona de estudio (Tabla 3).

3.2. Propiedades de la biomasa

Una vez caracterizada la muestra, los datos de humedad, cenizas y poder calorífico inferior de cada una de las muestras se representan en la Tabla 4. Así pues, las cenizas promedio del olivo (40% de hojas y 60% de

rama) sería de 2,87%. En el pino sería de 2,99%; valor superior a lo que dicta la norma ENplus. En cuanto al PCI, el olivo tendría 4,41 kWh/kg y el pino 5,29 kWh/kg.

3.3. Estudio de viabilidad económica

La inversión inicial que se necesita para poner en marcha la empresa tiene en cuenta que la nave industrial es propiedad del promotor del proyecto, por lo que incluye sólo la maquinaria necesaria, la instalación de iluminación, la instalación eléctrica y la instalación de protección contra incendios. El presupuesto final sin IVA asciende a un total de 198.427,51€.

La maquinaria incluye tolva con tornillo sinfín, túnel de secado, molino de martillos, cargador, peletizadora, unidad de filtrado, enfriadora, tamizadora, envasador big-bags y las correspondientes cintas transportadoras.

Los gastos de explotación engloban el consumo de combustible para el transporte de la biomasa (7.200 €/año), consumo energético de la maquinaria (16.372,13 €/año), compra de envases para el transporte big-bags (373,5 €/año), además de los gastos fijos como son mantenimiento, telefonía e internet, salarios, y consumo energético por iluminación y climatización (157.767,22 €/año).

Para calcular los ingresos por venta de biomasa en forma de pellet se ha fijado un precio relativamente bajo, ya que la biomasa promedio no cumple la norma de calidad de la ENplus siendo este de 150 €/t y como se ha calculado una producción anual de 2.261 t que se quedan en 1.522,50 t tras el secado hasta alcanzar el 10% de humedad, lo cual representa unos ingresos anuales de 228.375 €.

Así pues, con una tasa de inflación anual del 1,8%, un interés nominal del 2,2% y un impuesto de sociedades del 25%, los indicadores económicos proporcionan el resultado económico aceptable, con un VAN (valor actual neto) de 223.732,97 €; un TIR (tasa interna de rentabilidad) de 16,68% y un PR (periodo de retorno) de 4,82 años.

Tabla 4: resultados de las determinaciones de los distintos tipos de biomasa

| | Humedad (%) | Cenizas (%) sobre masa seca | PCI (kWh/kg) sobre masa seca | PCI (kWh/kg) 10% de humedad |
|---------------------------|---------------------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Olivo (hoja) ^a | 38,14 (desv.: 2,53) | 3,51 (desv.: 0,02) | 4,76 (desv.: 0,05) | 4,29 |
| Olivo (rama) ^a | 46,03 (desv.: 1,25) | 2,44 (desv.: 0,04) | 4,17 (desv.: 0,07) | 3,75 |
| Caña común | 52,43 (desv.: 4,98) | 3,58 (desv.: 0,45) | 4,71 (desv.: 0,03) | 4,24 |
| Cerezo | 33,04 (desv.: 1,98) | 2,85 (desv.: 0,62) | 4,23 (desv.: 0,04) | 3,81 |
| Almendro | 10,14 (desv.: 0,06) | 3,20 (desv.: 0,08) | 4,27 (desv.: 0,07) | 3,85 |
| Pino (hoja) ^b | 46,32 (desv.: 0,44) | 3,49 (desv.: 0,20) | 5,61 (desv.: 0,02) | 5,04 |
| Pino (rama) ^b | 26,54 (desv.: 1,53) | 2,91 (desv.: 0,07) | 5,23 (desv.: 0,04) | 4,71 |

^a40% de hojas y 60% de rama (en masa)

^b15% de hojas y 85% de rama (en masa)

4. Conclusiones

Con la puesta en marcha de este proyecto sería posible el aprovechamiento de los restos de poda, una biomasa que hoy en día o bien se quema en el campo, con el consiguiente riesgo de incendios, además de suponer el desaprovechamiento de una materia prima, o bien son triturados y dejados en el campo como fertilizante, con el riesgo de transmisión de enfermedades y patologías que ello puede conllevar. Por ello,

con la valorización de estos restos se evitaría el riesgo de incendios que implica la quema de restos de poda y la posible transmisión de enfermedades que origina el triturado de los restos de poda en campo.

Por otro lado, después de las determinaciones realizadas se puede observar que no se cumplen los parámetros de calidad de ENplus, por lo que esta biomasa no podría llevar sello de calidad. Sin embargo, debido a su adecuado poder calorífico sí que podría considerarse una biomasa con propiedades aceptables, por lo que sería posible su comercialización aunque a un precio inferior que la biomasa de mayor calidad.

El estudio económico demuestra que la inversión en este proyecto podría ser rentable siempre que se dieran por amortizada la parcela y la nave industrial donde se va a ubicar la explotación. Por otro lado, las administraciones públicas españolas y europeas suelen otorgar subvenciones a fondo perdido a este tipo de proyectos de producción de energías renovables, por lo que en este caso se vería mejorada la rentabilidad.

5. Referencias

- Burdí Orduña, A. (2016). Estimación del potencial energético de la biomasa residual agrícola y análisis de aprovechamiento en los municipios de la comarca del Alto Palancia en Castellón. Trabajo Fin de Máster. Universitat Jaume I.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.
- ENplus. (2015). Esquema de certificación de calidad. Parte 3: Requisitos de calidad de los pellets. European Pellet Council (EPC) AEBIOM - European Biomass Association, Bruselas. <https://enplus-pellets.eu/es/component/attachments/?task=download&id=162:ENplus-Manual-Espaa-vs-3>
- Fernández, P., García, F., Fernández, J. (2014). Estudio preliminar sobre la modelización en la absorción de nutrientes en el cultivo de cerezo en la Región de Murcia. Vitoria-Gasteiz: XI Congreso de SEAE: «Agricultura ecológica familiar».
- gvSIG (2020) Asociación gvSIG. <http://www.gvsig.com/es>
- IDAE (2007) Energía de la biomasa. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. Madrid. https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10374_Energia_de_la_biomasa_07_28e17c9c.pdf
- UNE-EN ISO 17225-2:2014 (Versión corregida en fecha 2019-05-22) Biocombustibles sólidos. Especificaciones y clases de combustibles. Parte 2: Clases de pélets de madera. (ISO 17225-2:2014).
- UNE-EN 13183-1/AC:2004. Contenido de humedad de una pieza de madera aserrada. Parte 1: Determinación por el método de secado en estufa
- UNE-EN 14961-3:2012. Biocombustibles sólidos. Especificaciones y clases de combustibles. Parte 3: Briquetas de madera para uso no industrial.
- VAERSA (2014) Valenciana de Aprovechamientos y Residuos, S.A. Bases para una estrategia provincial de biomasa. Uso térmico de la biomasa. Diputación provincial de Castellón. Valencia.



EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD DEL RESIDUO DE AGUACATE PARA DETERMINAR LA FACTIBILIDAD DE VALORIZARLOS

Ayungua Gutiérrez, Janik Yunuen¹; Buenrostro Delgado, Otoniel²; Guerra González, Roberto³

¹ Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental, UMSNH, Ciudad Universitaria. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán, México. janic95@hotmail.com

² Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. UMSNH, Ciudad Universitaria, Edificio U-IV. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. otonielb@umich.mx

³ Facultad de Ingeniería Química, UMSNH, Ciudad Universitaria, Edificio Q, Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. roberto.guerra_glez@hotmail.com

Resumen

La gestión adecuada de los residuos de aguacate¹ resulta ser un reto para los sistemas de aseo público debido a su creciente producción, ocasionando fuertes impactos ambientales y económicos por su inadecuada disposición final. El objetivo de esta investigación fue identificar los rangos de temperatura en los que existe una mayor degradación² térmica para los residuos de aguacate. El residuo fue separado en tres muestras; cáscara, semilla y mezcla (combinación de cáscara y semilla). Se realizaron análisis fisicoquímicos y bromatológicos de los residuos, termogravimétrico³ (ATG) para identificar la cantidad de energía expresada en calor que determinan las rampas de calentamiento en donde se degrada el residuo de aguacate y un análisis de difracción de rayos X (DRX). Entre los principales resultados se observó en las tres muestras que la temperatura inicial de degradación oscila en los 200°C y varía en 100°C entre la cáscara y la semilla. Comparando la cáscara y la mezcla, varía de 50°C y 300°C para la primera y segunda rampa de calentamiento. De igual manera, para las tres muestras se detectó una degradación cercana al 90% del residuo a los 750°C. Por otro lado, por medio de la espectroscopía⁴ infrarroja (IR), se identificaron grupos funcionales importantes en las tres muestras: anhídridos y alcanos. Por último, se realizó un análisis de difracción de rayos X (DRX), en donde no se detectaron elementos inorgánicos, sugiriendo así, que los residuos de aguacate resultan óptimos para su valorización⁵ como mejorador de suelos, alimento pecuario o biocombustible.

Palabras clave: ¹aguacate, ²degradación, ³termogravimetría, ⁴espectroscopía y ⁵valorización.

Abstract

Proper management of avocado¹ wastes turns out to be a challenge for public toilet systems due to its increasing production, causing strong environmental and economic impacts due to its inadequate final disposal. The objective of this work was to identify the temperature ranges in which there is a greater thermal degradation² for avocado residues. Wastes was separated into three samples; shell, seed and mixture (combination of shell and seed). Thermogravimetric³ (ATG) physicochemical and bromatological analyzes of the residues were carried out to identify the amount of energy expressed in heat determined by the heating ramps where the avocado residue degrades and an X-ray diffraction analysis (XRD). Among the main results, it was observed in the three samples that the initial degradation temperature oscillates in the 200°C and varies in 100°C between the shell and the seed. Comparing the shell and the mixture, it varies from 50°C and 300°C for the first and second heating ramp. Similarly, for the three samples a degradation close to 90% of the residue was detected at 750°C. On the other hand, by means of infrared (IR) spectroscopy⁴, important functional groups were identified in the three samples: anhydrides and alkanes. Finally, an X-ray diffraction analysis (XRD) was

performed, where no inorganic elements were detected, thus suggesting that avocado wastes fit conditions for valorized⁵ as a soil improver, livestock feed or biofuel.

Keywords: ¹avocado, ²degradation, ³thermogravimetry, ⁴spectroscopy and ⁵valorized.

1. Introducción

El aumento de la demanda de recursos naturales para sostener una población es inevitable a medida que la misma crece. Cualquier tipo de actividad que va relacionada a la demanda de recursos, ya sea económica, como de producción, consumo de bienes y servicios, genera una fuerte cantidad de residuos, que, si no se manejan de manera adecuada, pueden terminar impactando fuertemente al medio ambiente.

Una de las principales y esenciales actividades de los seres humanos es la producción de alimentos, donde el 93% de los residuos generados por la industria alimentaria son residuos orgánicos que se generan al procesar diferentes tipos de frutas y verduras (González *et al.*, 2014). México se caracteriza por ser el principal exportador del sector agroalimentario del mundo en productos como el tequila, tomate, frutos rojos, azúcar de caña, chiles, pimientos, pepino, limón, cebolla, papaya y aguacate, entre otros (Miranda, 2019), y como consecuencia, la producción de cada uno de estos productos ha ido en aumento año con año, y no sólo se exportan como frutos enteros, sino que ahora se exportan ya procesados, por ejemplo, el aguacate. En el 2008, el 5% de los aguacates eran destinados para ser procesados, principalmente como guacamole, lo que generaba aproximadamente 20 000 toneladas de residuos, considerando que la producción de guacamole aumenta en relación con el incremento de la cosecha de aguacate, podemos asumir que la cantidad de residuos orgánicos como resultado de procesar dicha fruta, también se ha incrementado.

México exporta 170 000 toneladas de guacamole al año, siendo exportado a Estados Unidos, Europa, Oriente Medio y Asia, se estima que, por cada millón de toneladas cosechadas, aproximadamente el 45% son cáscaras y semillas que finalmente terminan como basura (Hernández A., 2018). El exceso de estos residuos se puede convertir en un fuerte problema ambiental si no son tratados de manera adecuada, es por eso que es necesario conocer de manera detallada dicho residuo para encontrar la mejor tecnología para procesarlos y si es posible, valorizarlo económicamente.

El objetivo principal del estudio fue identificar los rangos de temperatura en los que existe una mayor degradación térmica para los residuos de aguacate, a través de una caracterización fisicoquímica y bromatológica, donde se cuantificó la cantidad de hemicelulosa, celulosa y lignina, para después analizar los residuos de aguacate mediante un análisis termogravimétrico, un análisis de espectroscopía infrarroja y un análisis de difracción de rayos X.

2. Metodología

2.1. Recolección del residuo

Para realizar el presente estudio se trabajó con residuos generados por una congeladora exportadora de guacamole. El aguacate utilizado por la congeladora es: *Persea Americana*, tipo Hass. Los residuos fueron recolectados manualmente de la banda de residuos, para después ser trasladados al laboratorio.

2.2 Preparación de la muestra para análisis de laboratorio

Una vez que se tuvo el residuo en el laboratorio, se realizó manualmente la selección y cuantificación de residuos. La muestra se separó en tres grupos: cáscara, semilla y la mezcla de los mismos (mezcla).

2.3 Análisis fisicoquímicos

En la Tabla 1, se muestran los análisis fisicoquímicos se efectuaron por triplicado únicamente para la mezcla de los residuos.

Tabla 1. Normativa utilizada para cada tipo de análisis o determinación de la muestra.

| ANÁLISIS Y/O DETERMINACIONES | NORMATIVA O MÉTODO |
|------------------------------|---|
| HUMEDAD | NMX-AA-016-1984 |
| CENIZAS | NMX-AA-018-1984 |
| SÓLIDOS VOLÁTILES | Técnica 2540G. (Standard Methods, 1989). |
| LIGNINA | Colín-Urieta <i>et al.</i> , 2007. |
| HOLOCELULOSA | Wise <i>et al.</i> , 1946. |
| TGA | Analizador termogravimétrico TA TGA Q500, (TA Instruments, USA). |
| FT-IR | Espectrómetro Bruker Tensor-27. |
| DRX | Microscopio electrónico de barrido. Difractómetro Phillips X'PERT PRO. |

3. Resultados

En la Tabla 2, se muestran los parámetros químicos analizados en las muestras de residuos de la producción de guacamole: humedad, cenizas, sólidos volátiles y sólidos totales para los tres tipos de muestra.

Tabla 2. Parámetros químicos de los residuos

| MUESTRA | H % | C % | SV % | ST % |
|---------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Cáscara | 74.38 ± 0.56 | 10.81 ± 3.38 | 89.19 ± 3.38 | 25.62 ± 0.56 |
| Semilla | 55.07 ± 0.27 | 13.67 ± 1.60 | 86.33 ± 1.60 | 44.93 ± 0.27 |
| Mezcla | 61.67 ± 2.98 | 12.79 ± 2.10 | 87.21 ± 2.10 | 38.33 ± 2.98 |

En la Tabla 3, se encuentra lo obtenido a través de los análisis fisicoquímicos; en donde se determinó en porcentaje (%) y en partes por millón (ppm), los siguientes parámetros.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos de los residuos de aguacate.

| | | | |
|----------------|--------------|-------------------|-------------|
| Materia seca % | 29.58 ± 1.74 | Nitrógeno total % | 0.92 ± 0.01 |
|----------------|--------------|-------------------|-------------|

| | |
|-------------------|--------------|
| Proteína bruta % | 5.75 ± 0.08 |
| Grasa total % | 3.78 ± 3.70 |
| Fibra bruta % | 51.65 ± 3.62 |
| Cenizas totales % | 3.36 ± 0.44 |
| Fósforo % | 0.04 ± 0.02 |
| Calcio % | 0.15 ± 0.14 |
| Magnesio % | 0.045 ± 0.02 |

| | |
|---------------|---------------|
| Potasio % | 0.53 ± 0.08 |
| Sodio % | 0.01 ± 0.01 |
| Hierro ppm | 53.03 ± 16.39 |
| Manganeso ppm | 2.75 ± 1.45 |
| Zinc ppm | 13.37 ± 0.65 |
| Cobre ppm | 5.35 ± 2.58 |

Para la determinación de la biodegradabilidad del residuo se realizaron determinaciones de porcentaje de celulosa, hemicelulosa, lignina y extractos. En la Tabla 4, podemos apreciar estos porcentajes de los tres tipos de muestra.

Tabla 4. Determinaciones de parámetros lignocelulósicos

| Muestra | Celulosa % | Hemicelulosa % | Lignina % | Extractos % |
|----------------|------------|----------------|-----------|-------------|
| <i>Cáscara</i> | 30.5 | 22 | 13 | 16.5 |
| <i>Semilla</i> | 21.4 | 26.8 | 15 | 16.8 |
| <i>Mezcla</i> | 31 | 22.5 | 18 | 21 |

Por otra parte, los análisis termogravimétricos se realizaron con el fin de determinar los rangos de temperatura en los que se degrada la mayor cantidad de materia orgánica, en la Figura 1, se muestra el termograma de la degradación térmica de la mezcla del residuo de aguacate.

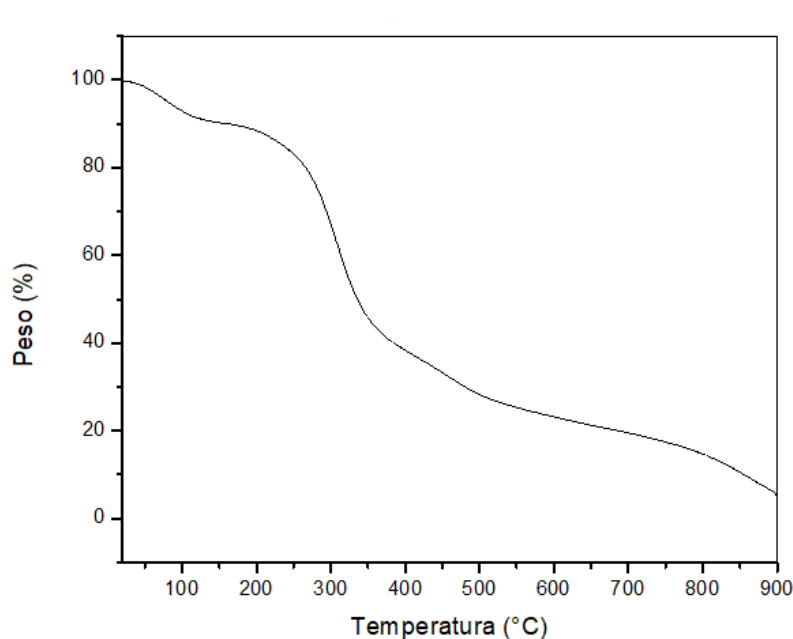


Figura 1. Curvas TGA de la degradación térmica de la mezcla del residuo de aguacate. Fuente: Elaboración propia a partir de Analizador termogravimétrico TA TGA Q500 (TA Instruments, USA).

4. Discusión

Para los resultados de los parámetros de humedad, cenizas, materia orgánica, análisis bromatológicos, determinación de celulosa y hemicelulosa, encontramos similitud con lo que ya se encuentra reportado en bibliografía, confirmando así unos resultados fehacientes.

Los análisis termogravimétricos permitieron determinar la temperatura en la que se degradan los diferentes componentes de la biomasa en función del tiempo. Para la mezcla encontramos la mayor pérdida de materia orgánica en una primera rampa de calentamiento con un rango de 200 a 500°C y una segunda rampa de calentamiento que va de los 500 a los 750°C. Se observa que cerca de los 750°C se tiene una pérdida de alrededor del 90% del peso del residuo. Con esto podemos determinar la cantidad de calor necesario para degradar los diferentes componentes del residuo de aguacate.

5. Conclusiones

Con el análisis termogravimétrico se determinaron las dos rampas de calentamiento necesarias para iniciar la degradación de la biomasa cuando el residuo se encuentra mezclado (cáscara y semilla). La temperatura inicial de degradación de la materia orgánica inició en 200°C, dando inicio a la primera rampa de calentamiento, llegando cerca de los 350°C. La segunda rampa de calentamiento inicia en 450°C aproximadamente y termina cerca de los 750°C. Esto nos permite saber bajo que condiciones se puede conseguir una degradación del residuo y nos permite valorizar el residuo.

6. Referencias

- Colín Urieta, S., García Calderón, M. A., López Albarrán, P., & Rutiaga Quiñonez, J. G. (2011). Análisis preliminar de la composición química de la madera de cordiaeleonoides. *IV Simposio Internacional sobre técnicas agroforestales*, (pág. 223). La Habana, Cuba.
- González Fernández, J. J., Álvarez, J. M., Hormaza, J. J., & López, R. (2014). Sustratos basados en compost de residuos de la producción de guacamole. *Actas de Horticultura*, 33-37.
- Hernández, A. (15 de Marzo de 2018). Residuos de aguacate podrían convertirse en biocombustible gracias a científicos mexicanos. *El Dictamen*.
- Miranda, K. (24 de Junio de 2019). Lista de productos que exporta México. *Debate*.
- Standard Methods. (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. New York: American Public Health Association.
- Wise, L. E., Murphy, M. D., & Á dieco, A. (1946). Chlorite holocelluloses, its fractionation and beat in go summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. *Paper Trade Journal* 122, 35-45.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH, bajo el proyecto 5.9 y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología con una beca de Maestría para la primera autora con número de becario 932325.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE DIFERENTES INDUSTRIAS EN LA FABRICACIÓN DE BALDOSAS CERÁMICAS

Castellano, Javier; Cañas, Eugeni; Sanz, Vicente; Sánchez, Enrique

Instituto de Tecnología Cerámica (IUTC), Universitat Jaume I (UJI), Av. Vicent Sos Baynat s/n, 12071 Castellón, España, javier.castellano@itc.uji.es

Resumen

En el marco de la economía circular y la valorización de residuos, el presente trabajo trata sobre la posibilidad de fabricar azulejos cuyos soportes incluyen residuos en su formulación. Los azulejos son baldosas cerámicas indicadas para el revestimiento de paredes que se caracterizan por porosidades y absorciones de agua elevadas. Los residuos seleccionados para formar parte de los soportes sostenibles porosos son tiesto triturado de baldosas cocidas defectuosas, residuos de polvo de mármol y cenizas volantes de central térmica. Los residuos de baldosas cocidas son materiales de interés para la reutilización por su semejanza en composición con el producto a desarrollar. El polvo de mármol, proveniente de la manufactura y manipulación mecánica de bloques de mármol, tiene utilidad como fuente de óxido de calcio en sustitución del carbonato cálcico comúnmente utilizado para generar porosidad. Las cenizas volantes, provenientes de la combustión de carbón en centrales térmicas, son materiales de naturaleza vítrea que han sufrido un proceso térmico a elevada temperatura y por ello son susceptibles de poder integrarse en composiciones de soportes cerámicos. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la correcta formulación de soportes sostenibles porosos a partir de estos residuos en combinación con otros materiales arcillosos en distintas proporciones. De este modo, es posible fabricar soportes porosos para azulejo utilizando un porcentaje de residuos superior a 50 %, obteniéndose unas propiedades en cocido (densidad aparente, contracción lineal y absorción de agua) y unas propiedades mecánicas adecuadas para esta tipología de producto.

Abstract

Within the framework of the circular economy and waste recovery, this work deals about the possibility of manufacturing ceramic wall tiles whose bodies include wastes in their formulation. These wall tiles are characterised by high porosity and water absorption. The wastes selected to form part of the sustainable porous bodies are crushed scraps of defective fired tiles, marble dust residues and fly ash from thermal power stations. Fired tile waste is a material with interest for reuse due to its compositional similarity to the product to be developed. Marble dust, from the manufacture and mechanical handling of marble blocks, is useful as a source of calcium oxide, replacing the calcium carbonate commonly used to generate porosity. Fly ash, from the combustion of coal in thermal power stations, is a vitreous material that has undergone a thermal process at high temperature and, therefore, it can be integrated into ceramic body compositions. The obtained results show a correct formulation of sustainable porous bodies from these wastes in combination with other clay materials in different proportions. In this way, it is possible to produce porous bodies for wall tiles using a percentage of waste higher than 50 %, obtaining suitable firing properties (bulk density, linear shrinkage and water absorption) and notable mechanical properties for the final product.

Palabras clave/keywords: *soporte sostenible, azulejo, tiesto cocido, polvo de mármol, cenizas volantes*

1. Introducción

La actividad investigadora para el aprovechamiento de residuos en la fabricación de baldosas cerámicas ha adquirido un enorme protagonismo en la última década. La función del residuo en la composición cerámica puede ser diversa. Los más comunes son los materiales fundentes, como los residuos de vidrio (Tucci et al., 2004), cenizas volantes de central térmica (Chandra et al., 2005), o escorias de altos hornos (Zhao et al., 2015), que pueden emplearse hasta en 10-15 % al sustituir parcialmente a materias primas fundentes como arcilla y/o feldespato, así como residuos de elevada temperatura de fusión, como refractarios o arenas de fundición, sustituyendo en este caso parcialmente al cuarzo, principal material de relleno en las composiciones de baldosas cerámicas (Peng y Qin, 2018; Furlani et al., 2013). También es posible combinar residuos que desarrollen las dos funciones anteriormente descritas, lo que propicia, no sin dificultad, la incorporación de una mayor proporción de material residual en la composición final, hasta un 50 % (Junkes et al., 2012).

En esta investigación se pretende desarrollar una composición de baldosa cerámica de revestimiento en la que las funciones básicas de los ingredientes de la composición sean llevadas a cabo por residuos disponibles a escala industrial. Para ello se partirá de tres tipos de residuos localizados en un entorno próximo a la industria cerámica española ubicada en la provincia de Castellón: residuo de polvo de mármol proveniente de la Región de Murcia (alrededor de 125000 t/año), ceniza volante de la central térmica de Andorra en la provincia de Teruel (alrededor de 50000 t/año) y residuo de baldosas cerámicas cocidas de la propia industria de baldosas cerámicas de Castellón (aproximadamente 200000 t/año). Estos residuos suponen actualmente un importante impacto medioambiental que todavía no ha sido resuelto.

2. Metodología

Se han utilizado 3 muestras de residuos provenientes de industrias españolas: corte y tratamiento del mármol (denominado M), ceniza volante (denominado C) y tiesto de baldosas cocidas desechadas (denominado T). Junto a estas muestras, se ha utilizado una arcilla caolinítica de Ucrania (denominada A), empleada habitualmente en la industria. En la Tabla 1 se detalla la composición química determinada por fluorescencia de RX (FRX; Axios, Panalytical) y la composición mineralógica cualitativa determinada por difracción de RX (DRX; difractómetro D8 Advance, Bruker Theta-theta). En esta misma tabla se incluye la composición química y mineralógica de un polvo atomizado industrial de revestimiento poroso utilizado como referencia (composición denominada STD).

Con estas cuatro materias primas (M, C, T y A), se prepararon composiciones cuyo objetivo era maximizar el contenido en residuo reutilizado, tratando de preservar la procesabilidad de la composición y las propiedades finales de las baldosas obtenidas. La Tabla 2 detalla las fórmulas empleadas en las 3 composiciones diseñadas.

Para la preparación de cada composición, inicialmente las baldosas cerámicas cocidas se trituraron en un triturador de mandíbulas y las materias primas, a excepción de la ceniza volante, se molturaron vía seca en un molino de martillos con tamiz de 500 μm . Posteriormente, las composiciones de la Tabla 2, se molieron con agua en un molino de bolas de laboratorio hasta obtener un residuo sobre tamiz de 63 μm inferior a 8 % en peso, simulando la práctica industrial. Se determinó la distribución de tamaño de partículas por difracción láser (Mastersizer 2000, Malvern) de las cuatro composiciones. Las suspensiones acuosas obtenidas se secaron en lámparas de infrarrojos y el polvo seco se acondicionó a continuación por pulverización con agua hasta una humedad de 5,5 % en peso. Se prensaron probetas cilíndricas de 40 mm de diámetro y 8 mm de espesor con el polvo acondicionado utilizando una presión de 250 kg/cm^2 . Las probetas prensadas se secaron en estufa de laboratorio a 110 °C durante 24 horas y, una vez secas, se determinó su densidad aparente por el método de Arquímedes. Las probetas secas se cocieron en horno eléctrico de laboratorio (Horno rápido, Pirometrol) hasta temperaturas máximas de cocción que variaron entre 1100 °C y 1160 °C siguiendo un ciclo rápido de cocción de 50 minutos

que trata de simular el que tiene lugar en la industria. Las probetas cocidas se caracterizaron de forma comparativa con la composición STD. Así, se determinó la contracción lineal mediante medida dimensional con pie de rey y la porosidad de las piezas cocidas a partir de la medida de su absorción de agua según norma UNE-EN ISO 10545-3:2018. Finalmente, para evaluar la resistencia mecánica de las probetas cocidas se empleó el método de la compresión diametral, ampliamente descrito en la bibliografía (Mellor y Hawkes, 1971).

Tabla 1. Composición química (% peso) y mineralógica cualitativa de las muestras M, C, T y A y atomizado STD.

| Componente | M | C | T | A | STD |
|--------------------------------|----------|-----------------|-------------|-----------|-----------|
| SiO ₂ | 1,2 | 41,8 | 66,7 | 59,0 | 57,5 |
| Al ₂ O ₃ | 0,2 | 24,5 | 17,6 | 26,7 | 15,6 |
| Fe ₂ O ₃ | 0,1 | 20,0 | 1,5 | 1,0 | 5,3 |
| CaO | 52,2 | 6,1 | 7,2 | 0,4 | 6,3 |
| MgO | 2,5 | 1,2 | 1,1 | 0,5 | 1,8 |
| Na ₂ O | 0,1 | 0,2 | 1,1 | 0,5 | 0,4 |
| K ₂ O | 0,1 | 1,5 | 2,1 | 2,2 | 3,2 |
| Pérdidas | 43,4 | 0,9 | 0,5 | 7,9 | 9,2 |
| Minoritarios | 0,2 | 3,8 | 2,2 | 1,8 | 0,7 |
| Fases mayoritarias | Calcita | Mullita | Cuarzo | Cuarzo | Caolinita |
| | Dolomita | Cuarzo | Anortoclasa | Caolinita | Cuarzo |
| | Cuarzo | Magnesioferrita | Mullita | Illita | Calcita |

Tabla 2. Composiciones empleadas en el estudio (% peso).

| Componente | C1 | C2 | C3 |
|----------------------|----|----|----|
| Mármol (M) | 15 | 15 | 15 |
| Ceniza volante (C) | 15 | 20 | 30 |
| Tiesto triturado (T) | 15 | 20 | 30 |
| Arcilla (A) | 55 | 45 | 25 |

3. Resultados y discusión

En la Tabla 3 se detallan los valores de la densidad aparente en seco de las probetas cilíndricas prensadas. Como puede observarse, la densidad aparente de las probetas prensadas disminuye respecto a la composición STD en todos los casos. De hecho, la disminución más importante ya se produce en la composición C1, que incorpora un 45 % de material residual, produciéndose una ligera disminución con los posteriores incrementos de residuo en las composiciones C2 y C3. Para comprender este comportamiento, en la Tabla 3 se incluye los parámetros d_{10} , d_{50} y d_{90} , representativos de las distribuciones de tamaño de partículas (DTP) de las composiciones obtenidas por difracción láser. Estos parámetros son los que interceptan respectivamente el 10 %, 50 % y 90 % del volumen acumulado. Como puede observarse, la introducción de residuos supone una modificación sustancial de la anchura

de la DTP, de tal forma que d_{50} y d_{90} disminuyen en relación con la composición STD. Una DTP más estrecha conduce a un empeoramiento del empaquetamiento de las partículas y en consecuencia a una disminución de la compacidad según se detalla en la bibliografía (Enrique Sánchez et al., 1998). El efecto no es lineal, ya que se trata de distribuciones continuas obtenidas tras un proceso de molienda fina. Conviene indicar que en todos los casos los valores de densidad aparente se encuentran en el intervalo habitual de la práctica industrial ($1,8-2,0 \text{ g/cm}^3$) (Escardino, 1992).

Tabla 3. Densidad aparente en seco (ρ) y parámetros de la DTP (d_{10} , d_{50} y d_{90}) de las probetas prensadas.

| Composición | $\rho \text{ (g/cm}^3\text{)}$ | $d_{10} \text{ (}\mu\text{m)}$ | $d_{50} \text{ (}\mu\text{m)}$ | $d_{90} \text{ (}\mu\text{m)}$ |
|-------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| STD | 2,02 | 2,7 | 10,2 | 57,7 |
| C1 | 1,88 | 1,7 | 5,1 | 20,5 |
| C2 | 1,87 | 1,8 | 5,6 | 28,0 |
| C3 | 1,86 | 2,0 | 7,0 | 39,1 |

En la Figura 1 se detallan los diagramas de cocción (variación de la contracción lineal y la absorción de agua de las piezas prensadas con la temperatura máxima de cocción).

Como puede observarse, una composición típica empleada en la fabricación de baldosas de revestimiento poroso (composición STD) se caracteriza por un intervalo inicial de temperaturas (entre 1100 y $1140 \text{ }^\circ\text{C}$), en el que tanto la contracción de la pieza como su porosidad (absorción de agua) experimentan poca variación, lo que le confiere a este tipo de composiciones una gran estabilidad dimensional frente a las eventuales variaciones de temperatura que se puedan producir en el procesado industrial. A partir de $1140 \text{ }^\circ\text{C}$, se produce un incremento gradual de la contracción y una disminución de la absorción. Este comportamiento es consecuencia de las formulaciones empleadas (E. Sánchez et al., 1990). En efecto, la aportación de óxido alcalinotérreo (generalmente óxido de calcio aportado en forma de carbonato cálcico) facilita la formación de fases cristalinas (wollastonita y anortita fundamentalmente) al reaccionar con la sílice y alúmina provenientes de la descomposición del mineral arcilloso, lo que retrasa el proceso de sinterización a temperaturas más elevadas. El mecanismo de sinterización por reacción ha sido ampliamente descrito en la bibliografía (Klosek-Wawrzyn et al., 2013).

Por su parte, en las formulaciones con residuos se distingue un perfil de las curvas del diagrama de cocción más plano para las composiciones C1 y C2. La composición C3, que incluye una mayor proporción de residuo, se desvía de estos perfiles a consecuencia de la elevada proporción de ceniza volante y su efecto promotor de la sinterización en fase líquida (Zimmer y Bergmann, 2007).

Finalmente, en la Tabla 4 se detallan los resultados obtenidos de resistencia mecánica para las piezas cocidas de la composición STD ($1100 \text{ }^\circ\text{C}$) y de la composición intermedia C2 ($1120 \text{ }^\circ\text{C}$ y $1140 \text{ }^\circ\text{C}$). En la tabla se incluyen los valores de porosidad abierta de las probetas obtenidas. Como puede observarse, la composición propuesta en este estudio supera el valor de resistencia correspondiente a la composición STD, como consecuencia de un mayor grado de sinterización promovido por la presencia de fase vítrea proveniente de la ceniza volante, tal como se indicó anteriormente.

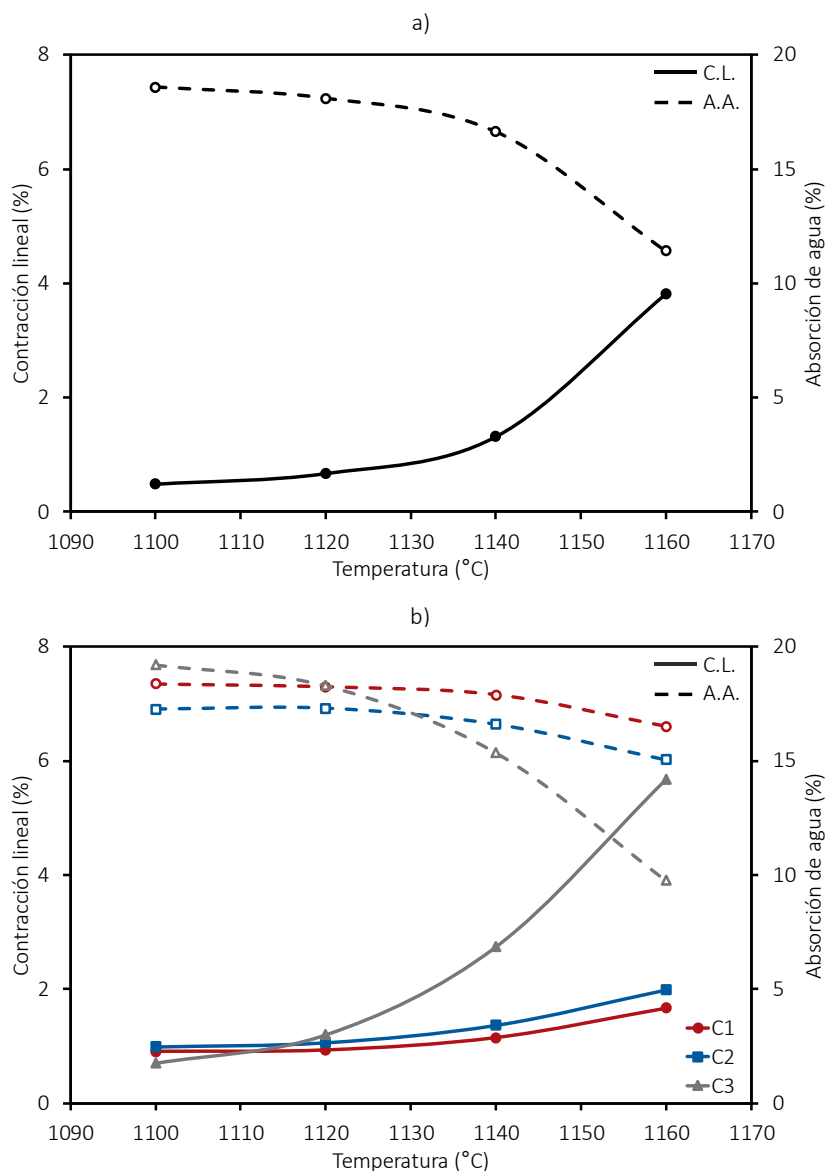


Figura 1. Diagramas de cocción para las composiciones estudiadas: a) STD y b) C1, C2 y C3.

Tabla 4. Resistencia mecánica por compresión diametral (σ_R) de piezas cocidas a 1100 °C de la composición STD y piezas cocidas a 1120 °C y 1140 °C de la composición C2, incluyendo también los valores de porosidad abierta.

| Composición | σ_R (MPa) | Porosidad (%) |
|---------------|------------------|---------------|
| STD (1100 °C) | 8,1 | 33,1 |
| C2 (1120 °C) | 14,0 | 30,9 |
| C2 (1140 °C) | 14,5 | 29,9 |

4. Conclusiones

Se han diseñado composiciones para la fabricación de baldosas cerámicas de revestimiento, utilizando tres residuos industriales: polvo de mármol, ceniza volante y tiesto cocido de baldosas, pues todos ellos desempeñan funciones distintas en la composición diseñada. Se ha comprobado que es posible desarrollar baldosas cerámicas cuyo comportamiento durante las etapas del proceso de fabricación

(prensado y cocción), así como las propiedades del producto cocido (porosidad y resistencia mecánica) se asemejan, o en algunos casos superan, a un polvo atomizado industrial utilizado como referencia. En base a los resultados obtenidos, es técnicamente viable desarrollar baldosas cerámicas para revestimiento incorporando hasta un 55 % en peso de los 3 residuos estudiados, manteniendo siempre un 15 % en peso de polvo de mármol que asegure el desarrollo de las fases cristalinas deseadas en el producto cocido.

5. Agradecimientos

Agradecimientos al Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) de la Unión Europea por la financiación recibida en el seno del proyecto “CONFORTMA RTC-2017-5904-5 Nuevos materiales para una construcción más sostenible y confortable”.

6. Referencias

- Chandra, N., Agnihotri, N., Bhasin, S., y Khan, A. F. (2005). Effect of addition of talc on the sintering characteristics of fly ash based ceramic tiles. *Journal of the European Ceramic Society*, 25(1), 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2004.01.004>
- Escardino, A. (1992). Single-fired ceramic wall tile manufacture. *Qualicer* 92, 111–140.
- Furlani, E., Tonello, G., Aneggi, E., y Maschio, S. (2013). Possible use of waste olivine powders from a foundry process into the ceramic industry: Sintering behaviour of olivine, kaolin and their blends. *Ceramics International*, 39(2), 1257–1263. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2012.07.056>
- Junkes, J. A., Prates, P. B., Hotza, D., y Segadães, A. M. (2012). Combining mineral and clay-based wastes to produce porcelain-like ceramics: An exploratory study. *Applied Clay Science*, 69, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.08.009>
- Klosek-Wawrzyn, E., Malolepszy, J., y Murzyn, P. (2013). Sintering behavior of kaolin with calcite. *Procedia Engineering*, 57, 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2013.04.073>
- Mellor, M., y Hawkes, I. (1971). Measurement of tensile strength by diametral compression of discs and annuli. *Engineering Geology*, 5(3), 173–225. [https://doi.org/10.1016/0013-7952\(71\)90001-9](https://doi.org/10.1016/0013-7952(71)90001-9)
- Peng, L., y Qin, S. (2018). Mechanical behaviour and microstructure of an artificial stone slab prepared using a SiO₂ waste crucible and quartz sand. *Construction and Building Materials*, 171, 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.141>
- Sánchez, E., García, J., Sanz, V., y Ochandio, E. (1990). Raw material selection criteria for the production of floor and wall tiles. *Tile & Brick International*, 6, 15–21.
- Sánchez, Enrique, García-Ten, J., Barba, A., y Beltrán, V. (1998). Estimation of packing density of raw material mixtures used in tile manufacture. *British Ceramic Transactions*, 97(4), 149–154.
- Tucci, A., Esposito, L., Rastelli, E., Palmonari, C., y Rambaldi, E. (2004). Use of soda-lime scrap-glass as a fluxing agent in a porcelain stoneware tile mix. *Journal of the European Ceramic Society*, 24(1), 83–92. [https://doi.org/10.1016/S0955-2219\(03\)00121-3](https://doi.org/10.1016/S0955-2219(03)00121-3)
- Zhao, L. hua, Wei, W., Bai, H., Zhang, X., y Cang, D. (2015). Synthesis of steel slag ceramics: chemical composition and crystalline phases of raw materials. *International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials*, 22(3), 325–333. <https://doi.org/10.1007/s12613-015-1077-z>
- Zimmer, A., y Bergmann, C. P. (2007). Fly ash of mineral coal as ceramic tiles raw material. *Waste Management*, 27(1), 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.009>



REVALORIZACIÓN DE LA FRACCIÓN PLÁSTICA DE RESIDUOS DE APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS (RAEE).

Cappelletti, Ariel L.¹; Peisino, Lucas E. ¹; Gómez, Melina³; Raggiotti, Belén²; Ochoa, Ariel³; Gaggino, Rosana¹; Kreiker, Jerónimo^{*,1}

¹ Centro Experimental de la Vivienda Económica, CEVE-CONICET, AVE, Igualdad 3585 CP:5003, Córdoba, Argentina, correo electrónico: jkreiker@ceve.org.ar

² Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad (CINTEMAC), UTN-FRC, Maestro M. López y Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina, correo electrónico: belenraggiotti@gmail.com

³ Instituto de Física Aplicada, INFAP-CONICET, UNSL, Almirante. Brown 869, D5700ANU, San Luis, Argentina, correo electrónico: dimelinag@gmail.com

Resumen

En las últimas décadas hubo un crecimiento notable de la cantidad de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE), los que son considerados residuos especiales por la Resolución MAyDS N° 522/2016. La fracción plástica de RAEE (FPR) constituye aproximadamente el 25% del total en peso, y debido a su composición heterogénea y presencia de contaminantes tóxicos (mayormente retardantes de llama bromados (BFR) y metales pesados) no ha podido ser insertada en circuitos de reciclado apropiado.

El agregado de plásticos a morteros, ha sido extensamente estudiado, obteniéndose materiales con aptitud técnica para el uso en la construcción. Esto llevó a considerar, por parte de emprendimientos locales e incluso reportes científicos, el uso de la FPR como agregado, en reemplazo total y/o parcial del agregado natural. Estudios previos de nuestro equipo demostraron que este enfoque no impide la lixiviación de contaminantes y resulta en una tecnología deficiente e insalubre.

Se desarrolló un agregado de plástico reciclado (APR) *Core-Shell* que consiste en un núcleo de FPR recubierto con sucesivas capas de cemento y aditivos estabilizantes. Se analizó la estabilización de contaminantes mediante cromatografía gaseosa y el desempeño mecánico de los morteros fue analizado mediante la determinación de su resistencia a la compresión. El APR desarrollado mostró características físico-químicas que lo hacen apto para agregar a morteros sin riesgo para la salud.

El objetivo de este trabajo fue desarrollar una tecnología de revalorización de un residuo peligroso (RAEE) de una manera responsable, segura y de bajo costo para la fabricación de componentes constructivos. Se presentan los resultados primarios del trabajo de investigación.

Abstract

In recent decades there has been a notable growth in the amount of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE), which are considered special waste by MAyDS Resolution No. 522/2016. The plastic fraction of WEEE (WEEEP) represents approximately 25 % of the total by weight, and due to its heterogeneous composition and the presence of toxic pollutants (mainly brominated flame retardants (BFRs) and heavy metals) it has not been able to be inserted in circuits of appropriate recycling.

The addition of plastics to mortars has been extensively studied, obtaining materials with technical aptitude for use in construction. This led to the consideration, by local enterprises and even scientific reports, of the use of the WEEEP as an aggregate, in total and/or partial replacement of the natural aggregate. Previous

studies by our team have shown that this approach does not prevent the leaching of contaminants and results in poor and unhealthy technology.

A core-shell type recycled plastic aggregate (RPA) was developed, consisting of an WEEEP core coated with successive layers of cement and stabilizing additives. The stabilization of contaminants was analyzed by gas chromatography and the mechanical performance of the mortars was analyzed by determining their resistance to compression. The RPA developed showed physical, chemical and morphological characteristics that make it suitable for adding to mortars without risk to health.

The objective of this work was to develop a technology for the revaluation of hazardous waste (WEEE) in a responsible, safe and low-cost way for the manufacture of construction components. The primary results of the research work are presented.

Palabras clave/Keywords:

Palabras Clave: Plásticos de RAEE, agregado de plástico reciclado, componentes constructivos.

Keywords: WEEEP, recycled plastic aggregate, building components.

1. Introducción

La importancia de la introducción de los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) en la vida cotidiana es indudable, facilitando tareas y dando mayor confort. Pero la filosofía de su producción y distribución ha sufrido un gran cambio, observándose en las últimas décadas un énfasis desmedido en la producción y recambio constante de los productos, que no sólo se debe al acceso a tecnologías cada vez más novedosas, sino a la obsolescencia programada. Esto no sólo afecta al poder adquisitivo de las personas que necesitan reemplazar sus dispositivos más seguido, en adición, la acumulación de residuos de AEE (RAEE) se ha vuelto un gran problema a nivel mundial (Pérez-Belis et al., 2015).

La fracción plástica de los RAEE (FPR) no posee una inserción en un circuito de reciclado y/o correcta disposición final, debido a su compleja y heterogénea composición, lo que provoca que su reciclado mediante métodos tradicionales (reciclado químico, energético, entre otros) no sea viable, por lo que en la mayoría de los casos terminan siendo enterrados o descartados en basurales a cielo abierto (Ilankoon et al., 2018). Si bien la composición de la FPR depende del tipo de aparato del que se extraiga, generalmente los componentes mayoritarios (aprox. 70% en peso) son ABS (acrilonitrilo-butadieno-estireno) y HIPS (poliestireno de alto impacto). Además, en su composición se encuentran compuestos de elevada toxicidad como retardantes de llama polibromados (BFRs), metales pesados y antimonio, entre otros, lo que dificulta aún más el tratamiento y revalorización de la FPR (Signoret et al., 2020). Si bien los retardantes de llama son necesarios, pueden salvar vidas y prevenir daños materiales, también son objeto de una creciente preocupación sobre sus impactos medioambientales y efectos sobre la salud tanto de trabajadores como de consumidores. Algunos de ellos ya se encuentran reglamentados y/o prohibidos.

Es necesario llevar a cabo un proceso de reciclaje que considere la existencia de componentes metálicos, aditivos bromados y la consecuente emanación de sustancias químicas tóxicas que el RAEE genera. La incorporación de los residuos sólidos plásticos en materiales de construcción ha sido estudiada como alternativa sostenible a la construcción tradicional. Mediante este método, los plásticos reciclados pueden ser reutilizados sin que se comprometa su calidad y en reemplazo de materiales vírgenes. De esta manera no sólo se logra un beneficio ambiental al disminuir la acumulación de plásticos contaminantes, sino que se promueve el consumo menos agresivo de materias primas naturales (Gu et al., 2016).

El objetivo del presente trabajo de investigación fue el desarrollar una tecnología para la revalorización de un residuo peligroso como los RAEE de una manera responsable, sostenible, segura y de bajo costo para la fabricación de componentes constructivos. En este trabajo se presenta el desarrollo de un agregado de

plástico reciclado, producido utilizando la fracción plástica de RAEE como método sustentable y seguro para eliminar la acumulación de este desecho nocivo. Se presenta además el desarrollo de elementos constructivos basados en el RPA aún en etapa de estudio.

2. Metodología

2.1 Preparación del Agregado de plástico Reciclado (RPA)

La metodología experimental para la fabricación del RPA *core-shell* se describió ampliamente en reportes previos (Gómez et al., 2020; Peisino et al., 2019). Una descripción esquemática se representa en la Figura 1. La coraza de los RPA se preparó empleando cemento de albañilería. Algunos de los aditivos que se han ensayado para la producción de RPA fueron el residuo de pulido de porcelanato (PPR) (Kreiker *et al.*, 2018), carbón activado (AC) y arena en diferentes dosificaciones.

Se encontró que el uso de cemento de albañilería (MC) y AC en un arreglo núcleo-coraza de tres capas fue la composición con mejores resultados tanto para la estabilización de contaminantes (metales pesados y BFRs) como para las propiedades mecánicas.

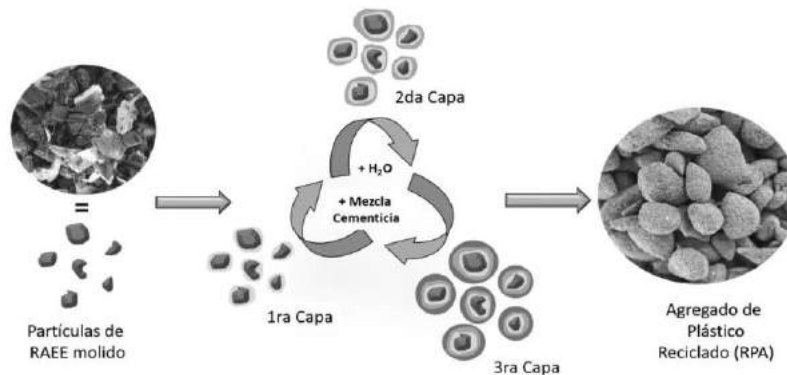


Figura 1. Representación esquemática del procedimiento de fabricación de RPA.

A modo de resumen, se ofrece a continuación una breve descripción del procedimiento experimental para la obtención del RPA: **(1)** Las partículas de FPR trituradas se colocaron en un mezclador. Luego se humedecieron rociando agua para aumentar la adherencia de la coraza cementicia. **(2)** A continuación, utilizando la máquina mezcladora, se añadió la mezcla cementicia (cemento + aditivos) en pequeñas porciones y se mejoró la mezcla mediante movimientos envolventes manuales. Se añadió agua en las cantidades necesarias para obtener una cobertura homogénea de la cáscara de cemento. Este paso fue repetido de manera de obtener un caparazón de 3 capas de cemento + aditivos. El tiempo de fraguado para la adición de cada capa fue durante la noche. **(3)** Finalmente, el RPA se curó por inmersión en agua durante 14 días a 20 °C.

2.2 Elaboración de distintos RPAs

Tabla 1. Formulación de los distintos RPAs ensayados.

| Entrada | Muestra | Aditivo |
|---------|----------------|----------|
| 1 | RAEE | --- |
| 2 | RAEE@MC | --- |
| 3 | RAEE@MC:PPR | PPR |
| 4 | RAEE@MC:PPR:AC | PPR + AC |

Se elaboraron diferentes RPA cambiando la dosificación de aditivos y cantidad de recubrimientos cementicios los cuales se resumen en la Tabla 1.

2.3 Ensayos Químicos

El análisis cuantitativo de compuestos orgánicos fue realizado por cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo de gases con detector de ionización de llama (CG-FID) Shimadzu GC-2010 equipado con una columna: VF-5 ms, 30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m utilizando N₂ como gas portador. La cuantificación de TBBPA se realizó utilizando el método de calibración de estándar interno ($r^2 > 0,99$) con muestras reales.

Las aguas de poro del proceso de curado de los RPA se acidificaron con HCl concentrado hasta pH=2 y luego se extrajeron con *n*-hexano. Los compuestos orgánicos fueron cuantificados por GC-FID utilizando el método de estándar interno. La extracción de compuestos orgánicos en probetas se realizó empleando 300 mL de agua a 50 o 100 °C de temperatura durante 1 h, repitiendo este procedimiento dos veces más

2.3 Ensayos mecánicos

Se prepararon probetas de 4x4x16 cm empleando morteros preparados con los diferentes RPAs bajo la Norma IRAM 1622:05. Se utilizó arena como agregado para la elaboración de una muestra patrón, como se muestra en la Tabla 2. La proporción de agregado:cemento analizada fue de 6:1. La relación agua:cemento fue de 0,7 para arena y 0,5 para el uso de RAEE o RPA como agregados.

Las probetas preparadas se curaron durante 120 días a 25 °C mediante inmersión en agua. Transcurrido el tiempo de curado, las muestras se secaron a 50 °C durante dos días. Finalmente, se determinaron los valores de resistencia a la compresión (RC).

2.4 Desarrollo de elementos constructivos basados en el RPA *core-shell* RAEE@MC:PPR:AC

Se propone como aplicación directa del RPA su inclusión en la fabricación de componentes constructivos para viviendas con base de cemento para mampostería. Los componentes constructivos hasta aquí desarrollados fueron ladrillos macizos, bloques huecos estandarizados y placas aislantes. Se usaron como referencia los componentes descritos en la regulación Cirsoc 201 (Parmigiani, 2005). La proporción en volumen de árido fino respecto al cemento/cal debe estar entre 2,25 y 3,00.

3. Resultados y Discusión

3.1 Determinación del grado de estabilización de contaminantes

Con el fin de evaluar el desempeño en la estabilización de los contaminantes orgánicos por la coraza de cemento y aditivos, el principal componente orgánico de los BFRs (TBBPA), fue estudiado en lixiviados de partículas de RAEE sin recubrir y en los distintos RPAs.

Para las extracciones de componentes orgánicos a 50 °C y 100 °C, se observó que el valor obtenido de TBBPA lixiviado por RAEE@MC ($17,7 \times 10^2$ mg/L, 50 °C) y RAEE@MC:PPR ($15,2 \times 10^2$ mg/L, 50 °C) era de un orden de magnitud superior al encontrado para las partículas de RAEE ($4,4 \times 10^2$ mg/L, 50 °C) sin recubrimiento. Esto se debe al carácter básico de la coraza de cemento que promueve la deprotonación de los grupos fenol del TBBPA, favoreciendo así su lixiviación. Este hecho demuestra que la coraza cementicia no es suficiente para la estabilización de los contaminantes orgánicos. Esta lixiviación exacerbada no fue observada para el caso de RAEE@MC:PPR:AC (valor inferior al límite de cuantificación, LOQ = 281 mg/L), demostrando que el AC es un aditivo eficiente para evitar la lixiviación del TBBPA proveniente del corazón polimérico de los RPAs.

Otra evidencia, se obtuvo al exponer las aguas de curado de los RPAs a la luz solar. El TBBPA, como la mayoría de los fenoles, se descompone por exposición a la luz generando subproductos de descomposición de coloración amarillenta. Sólo en el caso RAEE@MC:PPR:AC se observó ausencia de coloración amarillenta en las aguas de curado expuestas a la luz solar (Figura 2), confirmando que el uso de AC permite la estabilización de los BFRs. Estas observaciones son consistentes con lo encontrado en los ensayos de lixiviación analizados por cromatografía gaseosa.

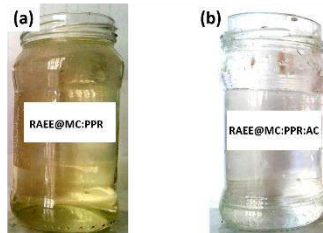


Figura 2. Agua de curado de (a) RAEE@MC:PPR y (b) RAEE@MC:PPR:AC expuestas a la luz solar por 30 días.

3.2 Desempeño mecánico de probetas preparadas con diferentes RPAs

En la Tabla 2 se resumen los valores de resistencia a la compresión (RC) hallados para los diferentes especímenes preparados con los agregados ensayados, entre ellos los RPAs.

Tabla 2. Resistencia a la compresión de los especímenes preparados con RPAs.

| Entrada | Agregado | RC (MPa) |
|---------|----------------|-----------|
| 1 | Arena | 6,3 ± 0,7 |
| 2 | RAEE | 2,3 ± 0,2 |
| 3 | RAEE@MC | 5,2 ± 0,3 |
| 4 | RAEE@MC:PPR | 6,7 ± 0,6 |
| 5 | RAEE@MC:PPR:AC | 4,3 ± 0,7 |

Como puede verse en la Tabla 2, existe una marcada diferencia en la resistencia a la compresión que muestran los morteros preparados con sólo RAEE y RAEE@MC, lo cual es atribuible a la pobre interacción plástico/cemento de la muestra RAEE. Por otro lado, puede verse que el mayor valor de RC se logra al emplear el RPA que contiene PPR (Tabla 2, Entrada 4), lo que es atribuible a una mayor adhesión causada por el empleo del árido fino PPR. Dado que el valor es comparable al obtenido cuando se emplea arena, el agregado de PPR no presenta ventajas o desventajas adicionales. Como último puede apreciarse, que los morteros preparados con el RPA que contiene PPR y AC (Tabla 2, Entrada 5), muestra un adecuado desempeño en RC, con valores que yacen a la mitad de los máximos obtenidos (Arena y RAEE@MC:PPR) y los mínimos hallados (RAEE), esto puede entenderse debido a un efecto negativo que ejerce el AC en el curado del cemento, lo que presenta una situación de compromiso en la que el uso de AC es totalmente necesario de manera de lograr la estabilización de contaminantes orgánicos pero con una pérdida moderada en el desempeño mecánico del mortero.

3.3 Diseño de componentes constructivos basados en el RPA

Aquí se presentan los diferentes componentes constructivos fabricados con morteros que contienen el RPA descrito en este trabajo. Hasta este punto solo se ha podido avanzar con algunos ensayos sobre los ladrillos macizos y la determinación del valor de conductividad térmica del material, con resultados prometedores para ser empleados en mampostería con desempeño no estructural (ladrillos y bloque hueco, Figura 3 a y c, respectivamente) y para mejorar la eficiencia energética y la comodidad de una casa y sus habitantes

(placa aislante, Figura 3d). Mayores ensayos físicos, mecánicos y de simulación higrótérmica sobre estos componentes son necesarios y se encuentran en proceso.

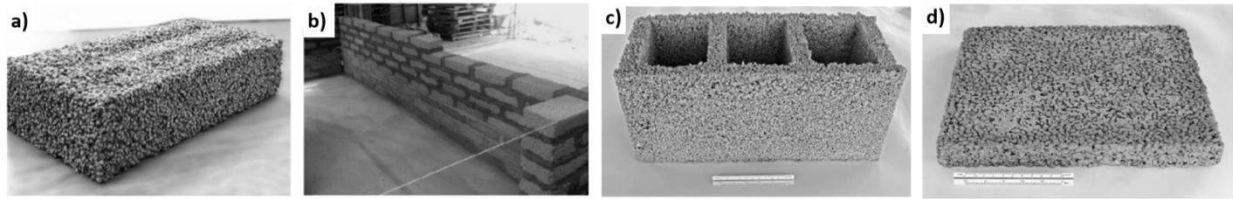


Figura 3. Fabricados con el RPA: a) Ladrillo, b) muro prototipo, c) bloque hueco estándar y d) placa aislante.

4. Conclusiones

Se ha descrito la peligrosidad de los compuestos presentes en los plásticos de RAEE. Teniendo en cuenta la naturaleza química intrínseca de los contaminantes presentes en los plásticos RAEE, se ha propuesto el uso de este residuo como agregado con el fin de revalorizar este tipo de residuo que viene en continuo crecimiento desde las dos últimas décadas. Se ha propuesto un método novedoso basado en el concepto *core-shell* para fabricar un agregado de plástico reciclado consistente en un núcleo de plásticos de RAEE y una coraza de cemento y aditivos, que actúan como barrera para contaminantes orgánicos e inorgánicos.

El carbón activado demostró ser el aditivo de necesario uso de manera de estabilizar los contaminantes orgánicos (principalmente BFRs), y la coraza cementicia se comportó como una barrera física que estabiliza los contaminantes inorgánicos presentes en la FPR.

Se desarrollaron componentes de construcción basados en el RPA, los mismos pueden ser utilizados en mampostería no estructural de acuerdo a las primeras mediciones llevadas a cabo hasta el momento. La tecnología propuesta representa una manera simple, robusta, de bajo costo y responsable de insertar los plásticos de RAEE en un circuito de reciclaje, disminuyendo así su acumulación, la contaminación por parte de los mismos y el consumo de materias primas vírgenes.

6. Referencias

- Gómez, M., Peisino, L. E., Kreiker, J., Gaggino, R., Cappelletti, A. L., Martín, S. E., ... Raggiotti, B. B. (2020). Stabilization of hazardous compounds from WEEE plastic: Development of a novel core-shell recycled plastic aggregate for use in building materials. *Construction and Building Materials*, 230, 116977.
- Gu, L., Ozbakkaloglu, T. (2016). Use of recycled plastics in concrete: A critical review. *Waste Management*, 51, 19–42.
- Ilankoon, I. M. S. K., Ghorbani, Y., Chong, M. N., Herath, G., Moyo, T., & Petersen, J. (2018). E-waste in the international context – A review of trade flows, regulations, hazards, waste management strategies and technologies for value recovery. *Waste Management*, 82, 258–275.
- Kreiker, J., Gaggino, R., Peisino, L. E., & Gonzales Laria, J. (2018). Residue of manufacture of porcelain stoneware tiles as supplementary material for cement mortars. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 9(1), 370–375.
- Parmigiani, M. S. Reglamento Argentino De Estructuras De Hormigón. (INTI - CIRSOC, Ed.), Reglamento CIRSOC 201 § (2005). Argentina: INTI - CIRSOC.
- Peisino, L. E., Gómez, M., Kreiker, J., Gaggino, R., & Angelelli, M. (2019). Metal leaching analysis from a core-shell WEEE plastic synthetic aggregate. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 12(August 2018), 100134.
- Pérez-Belis, V., Bovea, M., & Ibáñez-Forés, V. (2015). An in-depth literature review of the waste electrical and electronic equipment context: Trends and evolution. *Waste Management & Research*, 33(1), 3–29.
- Signoret, C., Edo, M., Lafon, D., Caro-Bretelle, A.-S., Lopez-Cuesta, J.-M., Ienny, P., & Perrin, D. (2020). Degradation of Styrenic Plastics During Recycling: Impact of Reprocessing Photodegraded Material on Aspect and Mechanical Properties. *Journal of Polymers and the Environment*.



VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS GENERADOS EN EL CULTIVO DEL ARROZ: PAJA Y CASCARILLA

Lin, Jiaming¹; Colomer Mendoza, Francisco J.¹; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Carlos Alberola, Mar²

¹INGRES, Ingeniería de Residuos. Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat S/N, 12071 Castelló de la Plana (España), fcolumer@uji.es

Resumen

En España, más de 100.000 ha agrícolas están dedicadas al arroz, lo que representa un promedio de casi 800.000 t/año (el 28% de la UE). En Valencia, alrededor del lago conocido como "La Albufera" se cultiva una superficie mayor de 17.000 ha. En el cultivo del arroz se generan dos tipos principales de residuos: la paja y la cascarilla. Si la paja de arroz permanece en el cultivo puede provocar anoxia en las aguas de riego y suponer la muerte de especies piscícolas, y si se quema provoca contaminación atmosférica, lo cual causa molestias y peligros a la población circundante, por lo que es conveniente retirarla de los campos después de la cosecha. La cascarilla, por su parte, representa un 20% del peso del arroz recolectado y supone un residuo que en su mayor parte se desecha. Por sus características, la paja puede valorizarse energéticamente, de manera que pueda servir como combustible por su aceptable poder calorífico (4,30 kWh/kg). Por otro lado, la cascarilla tiene un elevado contenido en sílice (11 – 12%), el cual puede aprovecharse para la construcción o fabricación de vidrio. En este trabajo se describe una metodología para conseguir aprovechar estos residuos, de manera que se propone, por una parte, un tratamiento de la cascarilla con HCl a diferentes concentraciones, temperaturas y tiempos, con la posterior calcinación para obtener sílice y, por otra parte, una determinación del poder calorífico, trituración y peletización de la paja para producir combustible.

Abstract

In Spain, more than 100,000 agricultural ha are dedicated to rice, which represents an average of almost 800,000 t/year (28% of the EU). In Valencia, around the lake known as "La Albufera", a surface area of more than 17,000 ha is cultivated. Two main types of waste are generated in rice cultivation: straw and husk. If the rice straw remains in the crop, it can cause anoxia in waters and lead to the death of fish species. If it burns, it causes air pollution, which causes annoyances and hazards to the surrounding population. Therefore, it is convenient to remove it from the fields after harvest. The husk represents 20% of the weight of the harvested rice and represents a waste. Due to its characteristics, straw can be valued energetically, so that it can serve as fuel due to its acceptable calorific value (4.30 kWh/kg). On the other hand, the husk has a high content of silica (11-12%), which can be used for the construction or glass manufacture. In this work, a methodology is described to valorize these residues, so that, on the one hand, a treatment of the husk with HCl at different concentrations, temperatures and times is proposed, with subsequent calcination to obtain silica and, on the other hand, a determination of the heating value, crushing and pelleting of the straw to produce fuel.

Palabras clave: arroz, paja, cascarilla, valorización, sílice

Key words: rice, straw, rice husk, valorization, silica

1. Introducción

Dentro del contexto de la agricultura, se generan grandes cantidades de subproductos que tienen poco valor y son quemadas en el campo, como es la paja proveniente de cultivos de cereales. En los últimos datos registrados de la FAO, en España se produjeron entre 798.880 y 778.780 toneladas (2018-2019) de arroz. Según datos del informe del Sector Agrario Valenciano (GVA) en la Comunidad Valenciana se produjeron entre 128.645 y 124734 toneladas (2018-2019) de arroz, en cuarta posición dentro las comunidades autónomas españolas.

La cáscara de arroz es la vaina natural, o cubierta protectora que se forma sobre los granos de arroz durante su crecimiento (Amick, 1982). La composición química varía en función de los fertilizantes y de la composición química del suelo, además del tipo de variedad, año de cultivo, clima y geografía. En general, en la cáscara se puede encontrar un 72-85% de materia orgánica y el resto ceniza (sílice). Chandrasekhar (2003) analizó la composición química de la cascarilla de diversos países occidentales y asiáticos, dando una media del peso en seco: 20% ceniza, 22% lignina, 38% celulosa, 18% pentosanos y otras materias orgánicas en un 2%. El resto, son pequeñas cantidades de impurezas metálicas como Fe, Mn, Ca, Na, K y Mg que influyen en la pureza y el color de la sílice.

La sílice procede del suelo en forma de ácido silícico y es tomado y almacenado por la planta, alrededor de micro compartimentos de celulosa. La sílice formada naturalmente está en tamaño de nanopartículas dentro de la cáscara de arroz, proporcionando una buena alternativa como fuente de sílice amorfa, ya que la sílice obtenida de plantas suele ser básicamente amorfa y más reactiva en comparación con la sílice cristalina (Mahmud et al., 2016). Para obtener una sílice suficientemente pura es posible calcinar la cascarilla a diferentes temperaturas y atmósferas, precedido de un reflujo en medio ácido para eliminar las trazas metálicas y otros contaminantes.

Dado el fino tamaño de partícula y la alta reactividad de la sílice, la ceniza obtenida de la calcinación de la cascarilla se usa en la industria del cemento (Curtis y Rodrigues, 2006) y como fuente para la preparación de compuestos de silicio como carburo de silicio (Krishnarao et al., 1991, Krishnarao et al., 1998), nitruro de silicio (Hanna et al., 1985), sialones y zeolitas (Karera et al., 1986), también en la producción de sílice activada, silicato de sodio, silicato de potasio y silicio grado solar (Amick, 1986), entre otros.

En el presente trabajo se plantean alternativas para el aprovechamiento de estos residuos agrícolas, basándose en el concepto de economía circular. En este caso, se busca alguna herramienta o proceso que contribuya a la disminución de residuos y que genere un producto derivado de utilidad. Para ello, se han realizado una serie de determinaciones; en primer lugar, a partir de tratamientos químicos a base de HCl a distintas concentraciones y temperaturas para eliminar metales solubles y en segundo lugar, mediante un tratamiento térmico para eliminar sólidos volátiles y carbono fijo y poder obtener así, sílice a partir de la cáscara de arroz obtenido de los cultivos existentes en la superficie circundante del Parque Natural "La Albufera" en la provincia de Valencia (España)

2. Metodología

A continuación, se describe el proceso metodológico que se ha seguido para la obtención de sílice.

2.1. Digestión con HCl

Los elementos metálicos contenidos en la cáscara de arroz pueden ser eliminados previamente a la calcinación mediante reflujo en medio ácido como HCl, H₂SO₄, HNO₃ o solución alcalina de NaOH. Sin embargo, en la comparativa de los diferentes medios, el ácido clorhídrico resulta el más efectivo, porque el ión de Cloro (Cl⁻) se iona con el Silicio y forma SiCl₄ y entonces, como es menos soluble, hace que durante el proceso de lixiviado no se elimine. Por ello, se realizaron digestiones con diferentes concentraciones de HCl (0,1 M y al 15%) para ver cuál es más eficaz en la eliminación de los metales. Tras permanecer en remojo durante 2, 4, 6 y 24 horas, se lavó con agua destilada y secó en estufa a 100°C. Por otro lado, se realizaron tratamientos con HCl (0,1 M y al 15%) a 100°C durante 1 h. Posteriormente se lavó y se secó la muestra en estufa a 100°C (Amick et al., 1980; Liou, 2004).

2.2. Tratamiento térmico

Los tratamientos térmicos se probaron con las muestras resultantes: [1] muestras sin tratamiento, [2] muestras tratadas con HCl al 0,1M (a 25 y a 100°C) y [3] muestras tratadas con HCl al 15% (a 25 y a 100°C). Se proponen cuatro tratamientos térmicos, ya que en la bibliografía consultada se observan ciertas diferencias en cuanto a la pérdida de peso. Los tratamientos están descritos en la Tabla 1.

Tabla 1: descripción de los distintos tratamientos térmicos

| T.T.1 | T.T.2 |
|---|--|
| a. Alcanzar 250°C en 30 min. b. Alcanzar 500°C en 30 min. c. Mantener 500°C durante 60 min. d. Alcanzar 815°C en 35 min. e. Mantener 815°C durante 60 y 120 min. | a. Alcanzar 275°C en 30 min y mantener durante 1h. b. Alcanzar 500°C en 30 min. c. Alcanzar 815°C en 40 min y mantener durante 60 y 120 min |
| T.T.3. Aquí se cambió la temperatura de 500°C → 600°C, pero con menor duración. En total, el proceso se reduce 25min: | T.T.4. Aquí las temperaturas disminuyen a costa de aumentar el tiempo. En total, el proceso aumenta 1-2 horas: |
| a. Alcanzar 250°C en 30 min. b. Alcanzar 600°C en 30 min. c. Mantener 600°C durante 35 min. d. Alcanzar 815°C en 35 min. e. Mantener a 815°C durante 120 y 180 min. | a. Alcanzar 250°C en 30min b. Alcanzar 400°C en 30min c. Mantener 400°C durante 120 min. d. Alcanzar 750°C en 35min e. Mantener 750°C durante 120 y 180 min. |

2.3. Poder calorífico

Para determinar el poder calorífico de la paja y cascarilla la muestra se seca en estufa a 105°C durante 24 h y posteriormente se tritura hasta un tamaño de partícula de 1-2 mm. A continuación, se hace un pellet y se introduce en un calorímetro isoperibólico. A partir de los datos obtenidos y del contenido en hidrógeno de la muestra, se calcula el poder calorífico inferior (PCI). Se realizaron tres análisis para paja y tres para cascarilla.

2.4. Contenido en sílice y elementos mayoritarios

La sílice se determina mediante fluorescencia de rayos X (FRX), la cual es una técnica espectroscópica que usa la emisión secundaria o fluorescente de radiación X generada al excitar una muestra con una fuente de radiación X. El equipo usado es un espectrómetro secuencial de rayos X por dispersión de longitudes de onda S4 Pioneer, BrukerSe. con disponibilidad de calibración de cuarzo (estado en la naturaleza de la sílice). Para hacer una placa válida, se elaboró una placa cristal con 1 g de muestra de cenizas de cáscara.

3. Discusión de resultados

Las primeras determinaciones demostraron que la paja tiene un contenido en cenizas bastante más bajo que la cáscara por lo que, debido a la poca cantidad, no se vio viable la obtención de sílice a partir de paja. Así pues, los siguientes tratamientos se realizaron sólo con la cáscara, dejando la paja como posible combustible.

Los resultados de pérdida de peso del tratamiento de las muestras con HCl a distintas concentraciones durante distintos tiempos se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. pérdida de peso de las diferentes muestras tratadas con HCl

| | Concentración HCl | Tiempo de tratamiento con HCL (h) | Pérdida de peso (%) |
|---|-------------------|-----------------------------------|---------------------|
| 1 | 15% | 2 | 10,04 |
| 2 | 15% | 24 | 13,90 |
| 3 | 15% (100°C) | 1 | 46,62 |
| 5 | 0,1 M | 2 | 8,57 |
| 6 | 0,1 M | 24 | 7,58 |
| 7 | 0,1 M (100°C) | 1 | 22,37 |

Entre 0,1M y 15%, se observa claramente que al 15% se consigue mayor pérdida de peso que corresponde a la eliminación de sales inorgánicas en su mayoría metales como el calcio (Ca), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), hierro (Fe) y manganeso (Mn) y constituyen el 8-14% del peso de la cáscara (Arcos et al., 2007). A mayor tiempo de remojo, se consiguen más pérdidas.

Según los resultados de la Tabla 2, con tratamiento químico con HCl 0,1M a 100°C, se observa una pérdida de peso del 22-24% en la muestra final. Sin embargo, tratando con una concentración del 15% del HCl a 100°C se pierde un 44-47% del peso. Los resultados de la pérdida de peso por calcinación a distintas temperaturas se resumen en la Figura 1 en la que se observa el peso remanente de cenizas que van quedando tras los dos tratamientos químicos que han resultado más eficaces.

En cuanto al poder calorífico inferior, la cáscara de arroz ha proporcionado un PCI promedio de $3.465,37 \pm 223,23$ kcal/kg y la paja de $3.914,80 \pm 22,86$ kcal/kg, lo cual lo convierte en un combustible de no excesiva calidad y que no cumple las normas de calidad de combustibles.

En las Tablas 3, 4 y 5 se muestran los resultados de los componentes de las cenizas en las muestras sin tratamiento, en las tratadas con HCl 0,1M y en las tratadas con HCl al 15%. Se observa un contenido en sílice elevado, sobre todo cuando la cáscara se ha sometido al tratamiento con ácido a 100°C.

Tabla 3. Muestras Sin Tratamiento. Elementos mayoritarios y minoritarios (%).

| | Na ₂ O | MgO | Al ₂ O ₃ | SiO ₂ | P ₂ O ₅ | K ₂ O | CaO | SO ₃ | MnO |
|----------|-------------------|------|--------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------|------|-----------------|------|
| TT1 1h | 0,54 | 0,60 | 0,265 | 85,2 | 1,30 | 5,17 | 5,37 | 0,43 | 0,34 |
| TT1 2h | 0,60 | 0,61 | 0,50 | 89,7 | 1,16 | 5,60 | 1,66 | 0,65 | 0,34 |
| TT4 2/3h | 0,50 | 0,57 | 0,29 | 89,7 | 1,23 | 6,30 | 1,72 | 0,68 | 0,35 |

Tabla 4. Muestras tratadas con HCl 0,1M. Elementos mayoritarios y minoritarios (%).

| | Al ₂ O ₃ | SiO ₂ | P ₂ O ₅ | K ₂ O | CaO |
|----------|--------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------|------|
| TT1 1h | 0,19 | 99,7 | 0,35 | 0,20 | 0,07 |
| TT1 2h | 0,21 | 98,8 | 0,33 | 0,13 | 0,05 |
| TT4 2/3h | 0,22 | 99,2 | 0,33 | 0,22 | 0,06 |

Tabla 5. Muestras tratadas con HCl al 15%. Elementos mayoritarios y minoritarios (%).

| | Al ₂ O ₃ | SiO ₂ | P ₂ O ₅ | K ₂ O | CaO |
|----------|--------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------|------|
| TT1 1h | 0,39 | 99,4 | 0,16 | 0,13 | 0,39 |
| TT1 2h | 0,25 | 99,4 | 0,13 | 0,07 | 0,25 |
| TT4 2/3h | 0,15 | 99,6 | 0,10 | <0,05 | 0,15 |

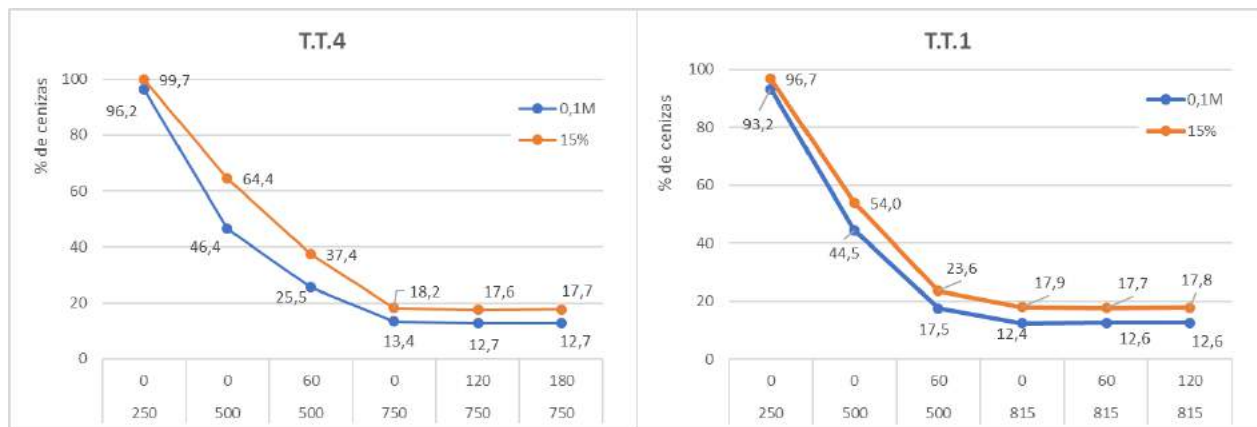


Figura 1. Evolución del porcentaje de cenizas respecto a la temperatura y tiempo

Sacando la curva de peso entre los dos tratamientos seleccionados (T.T.1 y T.T.4), las muestras al 15% o 0,1M tienen un comportamiento similar en cada tratamiento térmico. Si se comparan ambas, se puede decir que 500°C es una temperatura intermedia idónea para una eliminación rápida y eficaz de los elementos volátiles. Anteriormente se observó que las cáscaras tratadas con ácido podrán calcinarse

directamente a alta temperatura, pero esto alargaría el tiempo en la mufla, la pendiente después de pasar 2 horas por 400°C es menos pronunciada y los valores llegan a coincidir cuando ha pasado por 750°C después de 2 horas (HCl 15% = 17,6%; HCl 0,1M =12,6-12,7%), 5 horas y 35 minutos del proceso (T.T.1 = 2h). Esto explicaría también, los resultados de otros autores como Krishnarao et al. (1991) que a 400°C obtuvo cenizas suficientemente blancas, pero después de 16 horas en horno.

4. Conclusiones

El tratamiento químico que se lleve a cabo no afecta a la temperatura de combustión, pero sí que influye en la pérdida de metales solubles en HCl. La temperatura también tiene efecto sobre la dilución de los metales en la muestra, ya que a 100°C se incrementa la eficacia y se disminuye el tiempo. Los tratamientos térmicos eliminan los sólidos volátiles en igual porcentaje, aunque un tratamiento térmico adecuado puede reducir el tiempo de calcinación con la misma eficacia.

Así pues, la cáscara de arroz tiene un elevado contenido en sílice el cual puede ser extraído mediante los procedimientos descritos. Esta sílice puede utilizarse para diversos usos, tales como fabricación de vidrio de distintas calidades, componente del cemento, etc. Por ello, un tratamiento químico y térmico adecuado proporciona un contenido de sílice en las cenizas muy elevado, por lo que sería una forma de valorizar este residuo tan presente en las zonas arroceras.

5. Referencias

- Amick J. A.I. (1982) Purification of rice hulls as a source of solar grade silicon for solar cells. En: J. Electrochem. Soc.: Solid-state Science and Technology. Vol. 129. pp. 864-866
- Arcos C.A., Pinto D.M., Páez J.E.R. (2007). La cascarilla de arroz como fuente de SiO₂. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquía, N°41 7-20.
- Chandrasekhar S., Satyanarayana K.G., Pramada P.N., Raghavan P., Gupta T.N. (2003) Processing, properties and applications of reactive silica from rice husk- an overview,” Journal of materials science 38, pp. 3159-3168.
- Curtis KE, Rodrigues FA (2006) Early age hydration of rice hull ash cement examined by transmission soft X – ray microscopy”. Cement and Concrete Research Vol. 33, pp. 509-515.
- Hanna S. B., Mansour N. A. L., Taha A. S., Abd-allah H. M. A. (1985) Silicon carbide and silicon nitride from rice hulls-III-Formation of Silicon nitride. Br. Ceram. Trans. J. Vol. 84. pp. 18-21.
- Karera A., Nargis S., Patel S., Patel M.. (1986) Silicon based materials from rice husk. J. Sci. Ind. Res. Vol. 45. pp. 441-448.
- Krishnarao R. V., Godkhindi M. M., Chakraborty M., Mukunda P. G. (1991) Direct pyrolysis of raw rice husks for maximization of SiC whisker formation. J. Am. Ceram. Soc. Vol. 74. pp. 2869-2875.
- Krishnarao R. V., Mahajan Y. R., Kumar T. J. (1998) Conversion of raw rice husks to SiC by pyrolysis in nitrogen atmosphere”. J. Eur. Ceram. Soc. Vol. 18. pp. 147-152.
- Liou T.-H., (2004) Preparation and characterization of nano-structured silica from rice husk,» Materials Science and Engineering A364, pp. 313-323.
- Mahmud A., Megat-Yusoff P.S.M., Ahmad, F., Farezzuan A.A. (2016) Acid leaching as efficient chemical treatment for rice husk in production of amorphous silica nanoparticles. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences, pp. Vol.11, No.22, 2016.



TECNOLOGÍA BTS-MP_{DRY} PARA LA LIMPIEZA DEL BIOGÁS. UNA FORMA EFICIENTE DE ELIMINAR COMPONENTES PELIGROSOS DEL BIOGÁS DE VERTEDEROS.

Reina Hernández, Joaquín

Biogas & Gases Technologies. S.l . c/Torre d`En Amiant 5-Barcelona-Spain. erbarce@gmail.com

Colegiado. Colegio de Ingenieros Industriales de Cataluña.

reinaj-01-completo

Resumen

En el presente trabajo se explica la tecnología BTS-MPdry para la limpieza de biogás. El trabajo se centra en la limpieza del biogás para eliminar todos los compuestos peligrosos para su uso como biocombustible. Para ello, se ha diseñado, construido y puesto en marcha una planta para este fin. En la planta se combinan diferentes operaciones unitarias (enfriamiento, secado, adsorción de carbón activo y lavado y filtración) que entregan un alto nivel de limpieza del biogás. La planta se puede dividir en dos partes: Limpieza gruesa. Esta primera está relacionada con la eliminación de vapor de agua e hidrocarburos pesados, así como cierta cantidad de siloxano principalmente tipo D₄ y D₅ y la segunda. Limpieza fina relacionada con la eliminación de siloxanos y H₂S y también compuestos orgánicos volátiles. Los resultados muestran la efectividad de estas tecnologías para la eliminación de contaminantes del biogás cuyos valores son superiores en todos los casos al 98% de remoción.

Abstract

In the present work is explained the BTS-MPdry technology for biogas cleaning. The work focuses on the biogas treatment to remove all dangerous compounds for its use as biofuel. For it, it has been designed, built and startup a plant for this aim. In the plant are combined different unit operations (cooling, drying, active carbon adsorption and scrubbing and filtration) that deliver a high level of cleaning biogas. The plant can be dividing in two parts: The first is related with water vapor and heavy hydrocarbon removal, as well as certain amount of siloxane and the second with siloxanes and H₂S removal and volatile organic compounds. The results show the effectiveness of this technologies for the elimination of biogas pollutants whose values is superior in all cases to 98% of removing.

Palabras claves/keywords:

Biogas, Tecnologías, Siloxanos, H₂S, biocombustibles, Cogeneración, Limpieza, Secado, Adsorción, Vertederos, EDAR

1. Introducción

El biogás es una mezcla de gases formada principalmente por metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y trazas de otros componentes como: H₂S, vapor de agua, siloxanos e hidrocarburos, todos perjudiciales para su uso o aplicación. Para un uso adecuado del biogás como biocombustible en equipos de cogeneración o para la producción de biometano, se requiere, por tanto, una limpieza previa para eliminar o reducir todos los compuestos peligrosos antes mencionados con el fin de garantizar la vida útil de la máquina utilizada para esta aplicación. El objetivo del trabajo es describir la tecnología BTS-MPdry, su desarrollo y aplicación para la limpieza de biogás, como una planta multipropósito para la limpieza del biogás, donde se combinan varias técnicas de remoción de componentes perjudiciales. Entre ellas, secado por enfriamiento, enfriamiento mecánico, lavado con su propio condensado y adsorción en carbón activo como etapa de refinado del biogás, lo cual permite obtener un biogás con un alto grado de limpieza minimizando el contenido de energía.

Actualmente aparece de dos tipos de biogás según su fuente u origen.

Biogás de sistemas no controlados, es decir, se produce de forma natural. Por ejemplo, vertederos de gas. Este tipo de biogás se caracteriza por la presencia de humedad (vapor de agua), siloxanos, hidrocarburos pesados halogenados y en ocasiones sulfuro de hidrógeno (H₂S).

Biogás de sistemas controlados, es decir, proceso de biodigestión anaeróbica, en este tipo de procesos. En este caso, se puede seleccionar el proceso y el reactor también, de la misma manera que las condiciones de operación. En este caso, existe un amplio rango de posibilidades, relacionado con el tipo de proceso y su equipamiento.

La tabla 1 muestra los diferentes tipos de biogás según su origen y tipo de instalación donde se produce.

Tabla 1. Diferentes tipos de biogás courtesy of Coombs. J. (1990) and completed by Reina. J. (2010)

Tabla 1. | Table 1.

| Gases | Residuos Agrícolas Agricultural Waste | Lodos de depuradora WWTP Sludge | Residuos Industriales Industrial Waste | Vertederos, RSU MSW Landfills | Efecto Effect |
|-----------------------|--|------------------------------------|---|----------------------------------|-----------------------|
| | (%) | (%) | (%) | (%) | |
| Metano / Methane | 50-80 | 50-80 | 50-70 | 45-65 | Combustible |
| CO ₂ | 30-50 | 20-50 | 30-50 | 34-55 | Inerte Inert |
| Vap H ₂ O | Saturación Saturation | Saturación Saturation | Saturación Saturation | Saturación Saturation | Perjudicial Harmful |
| H ₂ | 0-2 | 0-5 | 0-2 | 0-1 | Combustible |
| H ₂ S | 100-7000 ppm | 0-1 | 0-8 | 0,5-3000 ppm | Corrosivo Corrosive |
| NH ₃ | 50-100 mg/m ³ | Trazas Traces | Trazas Traces | Trazas Traces | Corrosivo Corrosive |
| CO | 0-1 | 0-1 | 0-1 | Trazas Traces | Combustible |
| N ₂ | 0-1 | 0-3 | 0-1 | 0-20 | Inerte Inert |
| O ₂ | 0-1 | 0-1 | 0-1 | 0-5 | Corrosivo Corrosive |
| Siloxanos Siloxanes | NR | 0-100 mg/m ³ | NR | 0-50 mg/m ³ | Abrasivo Abrasive |
| HCH | NR | Trazas Traces | NR | 10-4000 mg/m ³ | Perjudicial Harmful |

NR. No reportados | NR. Not Reported.
HCH. Hidrocarburos pesados y halogenados (Cl,F,Br) | HHC. Heavy hydrocarbons and halogenated compounds (Cl,F,Br)

Para muchas aplicaciones y uso del biogás, se debe mejorar la calidad del mismo. Los principales componentes para eliminar son: el H₂S, el vapor de agua, los siloxanos y los hidrocarburos, tanto los halogenados, como los pesados y otros.

Existen actualmente dos grandes métodos de limpieza del biogás y muchas técnicas usadas para este fin, por ahora, el método de combinación de técnicas es el método que mejores resultados reporta dada las características de biogás de ser un gas multicomponente.

La figura 1 muestra la influencia de la temperatura en la eliminación de siloxanos. Según este gráfico a 2 °C de temperatura, temperatura de trabajo de la tecnología, se puede llegar a conseguir hasta un 40 % o más de eliminación de los siloxanos presentes en el biogás.

El objetivo de este trabajo se centra en el desarrollo de una planta multipropósito para la limpieza de biogás. En él, se combinan diferentes operaciones unitarias con el objetivo de obtener una limpieza de biogás, entre ellas, enfriamiento, lavado, filtración y adsorción sobre carbón activo.

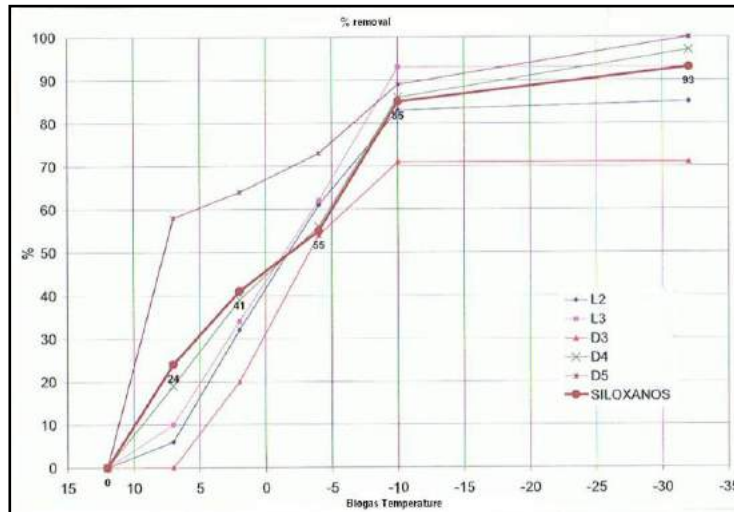


Figura 1. Reducción del contenido de siloxanos con la temperatura.

2. Metodología.

2.1. Descripción de las tecnologías.

La tecnología para el acondicionamiento del biogás BTS-MPdry cuenta con un conjunto de equipos que interconectados entre sí permiten eliminar por medio físico (mecánico, térmico y químico-físico), el contenido de humedad, reducir el nivel de siloxanos, hidrocarburos pesados y trazas H₂S hasta valores adecuados para su uso en la generación de electricidad o calor con mínimo consumo de energía y adsorbente. Cuenta con un panel de control dónde se visualizan diferentes variables de operación como: temperatura, flujo, presión y humedad.

La tecnología BTS-MPdry dispone de lavador-recuperador, intercambiador de calor y equipo de filtrado de adsorción. El lavador-recuperador es una parte importante de la tecnología, debido a, que permiten tener un menor consumo de energía térmica y al mismo tiempo acondiciona el biogás para que ingrese al filtro de carbón activo en cuanto a temperatura y humedad relativa HR.

De esta manera se recupera alrededor de un 15 hasta un 30 % de la energía para la limpieza del biogás. Este nivel de recuperación depende de la temperatura del biogás y el caudal involucrado. Mediante este método se reduce la cantidad de carbón activo para la limpieza del biogás, al mismo tiempo se reduce el costo de operación del proceso.

Otro aspecto importante de la tecnología es la posición vertical de los equipos intercambiadores de calor (enfriamiento y recuperador) que por su posición mejora el coeficiente de transferencia de calor y facilita el drenaje del condensado hacia el fondo. Esto evita la posibilidad de que el condensado se congele en los tubos en la temporada de invierno donde la temperatura puedes llegar alcanzar valores bajo cero (0°C).

La planta se puede dividir en dos partes. La primera relacionada con la remoción bruta. Este paso consiste en eliminar vapor de agua, hidrocarburos pesados, partículas y cierta cantidad de siloxano, generalmente los del tipo D₄ y D₅ enfriando hasta 2 °C.

La segunda parte relacionada con la eliminación fina, es decir, de ciertos componentes del biogás como los siloxanos del tipo lineal, traza H₂S e hidrocarburos de bajo peso molecular por adsorción sobre carbón activado. En este paso juega un papel fundamental la correcta selección del carbón activado y la velocidad del biogás en el lecho de carbón activado.

La figura 2 muestra el diagrama de flujo y una foto de la planta construida para el vertedero de Arico-Tenerife- Isla Canarias que explota la entidad Urbaser.

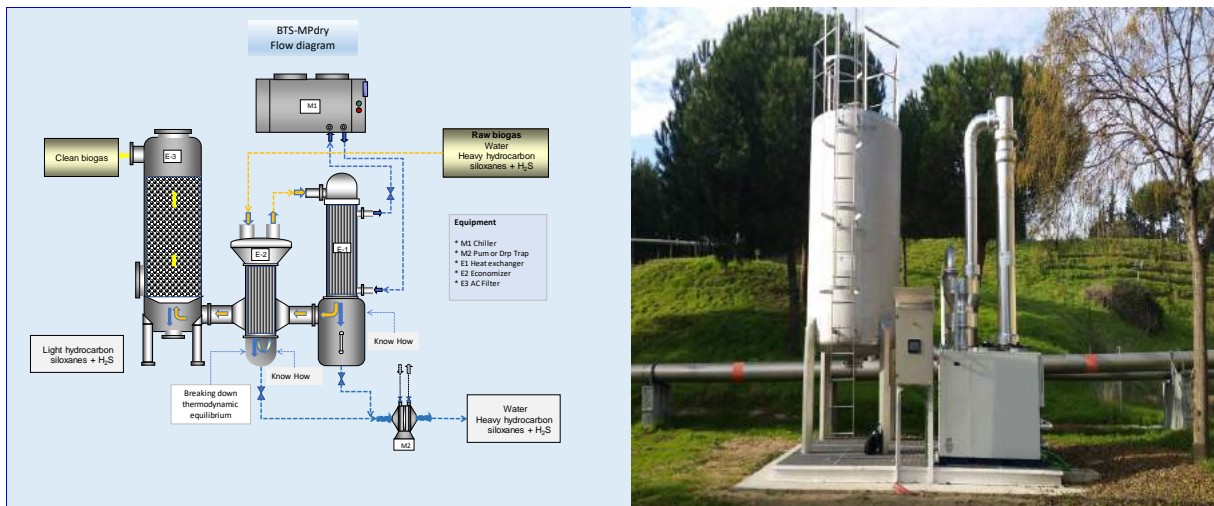


Figura 2. Diagrama de flujo. Tecnología BTS-MPdry Vertedero- Arico Tenerife.

2.2. Diseño de tecnología. BTS-MPdry

Para el diseño y selección de equipos de la tecnología para la limpieza del biogás se desarrollaron diferentes analíticas relacionadas con la composición del biogás antes y después de instalar la tecnología, antes con vistas a conocer que componentes se deben eliminar y sus concentración en la corriente de biogás, después para conocer la eficacia de eliminación alcanzada por la tecnología, que junto con el caudal, temperatura y presión de operación constituyen la base para la selección de la tecnología a aplicar y realizar el diseño de los equipos. Esta analítica también es útil para conocer el tipo de adsorbente a utilizar, en caso del uso de carbón activo, su cantidad y el tiempo de vida útil del mismo. Los filtros de carbón activo son dos (2) de doble lecho y trabajan en paralelo, es decir, mientras uno opera el otra esta en parada y recambio del medio filtrante.

La tecnología se ha concebido para trabajar en la línea de aspiración, es decir, antes de las soplantes de biogás lo que garantiza que el biogás que entra a la soplante es un biogás limpio lo que garantiza el buen funcionamiento y el aumento la vida útil de estas maquinas que son el corazón del sistema de extracción del biogás del vertedero.

2.3. Resultados.

En la tabla 2 se muestran los resultados obtenidos en la aplicación práctica de esta tecnología en la limpieza del biogás del vertedero (vertedero de Arico, isla de Tenerife). En el mismo se presentan a su vez la eficiencia de remoción de cada componente y el ahorro energético que se obtiene con el uso de recuperador de energía (economizador).

La tabla 2. Resultados alcanzados con la aplicación de la tecnología BTS-MPdry

| | | | | |
|----------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------|-----------------------|
| Flujo | 3.000,00 | Nm ³ /h | | |
| Temp _{Entrada} | 50 | °C | | |
| Presión _{Entrada} | - 200 | mbar | | |
| Componentes | | | | |
| | Entrada | Salida | ηRemoción | Ahorro energía |
| | (mg/Nm ³) | (mg/Nm ³) | % | % |
| Siloxanos | 38 | < 1 | > 97,3 | 21 |
| H ₂ S | 120 | < 1 | > 99,2 | |
| BTEX | 750 | < 5 | > 99,3 | |
| Hidrocarburos | 3957 | < 20 | > 99,5 | |
| Peso CA | 10.000,00 | kg | | |
| Nº Filtros | 2 | | | |
| Vida útil | > 2.5 | meses | | |
| Costo CA | 1,9 | €/kg | | |

Los resultados reportado en la tabla 2 muestran la calidad del biogás alcanzada en su limpieza y el ahorro energético que se obtiene al incorpora el economizador a esta tecnología. Por ello, la calidad del biogás lograda garantizara, por un lado, el buen funcionamiento del sistema de cogeneración y una mejora en la calidad de los gases de escape emitido a la atmosfera por el motor de generación. Todo esto se traduce en la reducción de los costes operativos de todo el sistema de cogeneración, así como, en el cuidado del medioambiente. Por otro lado, al estar ubicada la tecnología antes del sistema de bombeo del biogás (soplantes), corazón de estas instalaciones, se garantiza, tanto una operación segura y estable de estas máquinas, así como, el cumplimiento de su vida útil.

3. Conclusiones

1. La combinación de técnicas de limpieza como el enfriamiento de diferentes tipos y la adsorción en carbón activado son técnicas que, combinadas, constituyen un método adecuado para tratar gases multicomponentes como el biogás. Con esta combinación de técnica se alcanza una remoción de siloxano superior al 97 % y el porcentaje de remoción de otros componentes algo superior al 99 %.
2. Que el uso del economizador (recuperador-lavador) además de minimizar el consumo energético, permite cierta remoción de componentes tales como: H_2S y NH_3 debido al lavador de borboteo incorporado al mismo y a condiciona el biogás para su entrada a la etapa de filtración lo cual favorece la eficacia de esta operación.
3. El mayor logro de este proyecto ha sido introducir en el mercado de la limpieza del biogás una tecnología multipropósito para el tratamiento del biogás, que combinando etapas y a veces de forma simultánea permite eliminar diferentes componentes dañinos del biogás, entregando un biogás de alta calidad.

4. Referencias

- Reina Hernández, Joaquín. (2021). El biogás una ecológica y económica fuente de energía. Instalaciones de captación, limpieza y acondicionamiento del biogás. Maquinas, equipos y tecnologías. Barcelona España. Editorial círculo Rojo.
- BIOGAS UPGRADING AND UTILISATION. IEA Bioenergy. Task 24: Energy from biological conversion of organic waste.
- Reina, J. (2002). Plant for biogas treatment for its use as biofuel. 9º Congreso Mediterráneo de Ingeniería Química. Barcelona- Spain.
- Reina, J. (2006). Humedad y siloxanos en el biogás generado en vertederos y depuradoras. 99-100. Infoenviron. Octubre.
- Reina, J. (2008). Biolimp-Siloxa. Planta multipropósito para la limpieza del biogás. 85-86. Infoenviron. Julio/agosto.
- Reina, J. (2014). Biogas cleaning/conditioning. A requirement for optimal working of CHP Systems. Futureenviro. July-August.
- Reina, J. (2015). Los siloxanos en el Biogás. Origen, Efecto y Tratamientos. 30-34. Industria química.
- Reina, J. (2018). Estudio de la influencia de la limpieza del biogás en las prestaciones del sistema de cogeneración. Tecnología BTS-Biolimp-MPdry. 40-46. Industria química.
- Reina, J. (2020). Cómo afectan los componentes indeseable del biogás (H_2S , Siloxanos e Hidrocarburos) en los auxiliares del motor. Catalizador, silencioso y Chimenea. 64-72. Industria Química.
- Reina, J. (2015). Biogas Cleaning and Conditioning: A Requirement for Optimal Operation of CHP Systems. Pag 30-33. Waste Advantage Magazine.



Modelo conceptual de gestión de los efluentes de vertederos. El vertedero metanador.

Reina Hernández, Joaquín

Biogas & Gases Technologies. S.l c/Torre d`En Amiant 5-Barcelona-Spain. erbarce@gmail.com

Colegiado. Colegio de Ingenieros Industriales de Cataluña.

reinaj-01-completo

Resumen

Los vertederos de RSU son lugares donde se depositan los residuos generados por la actividad humana, principalmente aquellos que están causalmente relacionados con el consumo de la población. Como resultado de la operación (deposición de residuos) de un relleno sanitario se obtienen dos efluentes que deben ser tratados para evitar, por un lado, la contaminación atmosférica (biogás) y, por otro lado, la contaminación de los acuíferos que puede estar debajo de los suelos donde se hayan depositado dichos residuos (lixiviados). Estos dos efluentes, biogás y lixiviados generalmente se manejan por separado en el relleno sanitario/vertedero. El biogás una vez captado debe limpiarse para su uso en la producción de energía o como materia prima para producir biometano. En el proceso de producción de biometano se obtiene en paralelo una corriente de CO₂ de alta pureza que tiene varios usos dentro del vertedero. Mientras que los lixiviados son sometidos a un conjunto de procesos encaminados a minimizar, tanto su volumen, como su nivel de contaminación. Sin embargo, no se aprovecha como portador de gases como el H₂, que vinculado al CO₂ procedente de la producción de biometano constituye una nueva fuente para la producción de Biometano. Este trabajo muestra un modelo conceptual de cómo es posible vincular los tratamientos de ambos efluentes con la finalidad de aumentar la producción de biometano en el vertedero. Dicho modelo se encuentra en la fase de investigación a escala de laboratorio para estudiar su factibilidad.

Abstract

Landfills are places where waste generated by human activities are deposited, those that are causally related to the consumption of the population. As a result of the operation (waste disposal) in a sanitary landfill, two effluents are obtained that must be treated to avoid, on the one hand, atmospheric pollution (biogas) and, on the other hand, contamination of the aquifers that may be underneath of the soils were said residues (leachates) have been deposited. These two effluents, biogas, and leachate are managed separately in the landfill / landfill. Once captured, the biogas must be cleaned for use in energy production or as a raw material to produce biomethane. In the biomethane production process, a high purity CO₂ stream is obtained in parallel that has various uses within the landfill. While leachates are subjected to a set of processes aimed at minimizing both their volume and their level of contamination. However, it is not used as a carrier for gases such as H₂, which, linked to CO₂ from biomethane production, constitutes a new source for biomethane production. This work shows a conceptual model of how it is possible to link the treatments of both effluents to increase biomethane production in the landfill. This model is in the laboratory-scale research phase to study its feasibility.

Palabras clave/keywords:

Biogás, Biometano, Metanación, CO₂, H₂, NH₃, Lixiviados, Inertización, Pirólisis, Tecnologías

1. Introducción

Los problemas del manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos no sólo afectan la salud humana, también está relacionado con la contaminación de la atmósfera, de los suelos, así como, de las aguas, tanto superficiales, como subterráneas que muchas veces son fuentes de abastecimiento de agua potable.

En el proceso de putrefacción (digestión anaerobia) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU) se forman tres fracciones, una gaseosa conocida como biogás, otra líquida a la que se le suman otros líquidos, como las lluvias conocida como lixiviados y otra sólida conocida como digerido, digestato o lodos.

El biogás se caracteriza por su elevado contenido en metano (CH₄) que es quien le da su característica como combustible. En este sentido, el aprovechamiento del biogás, como combustible o materia prima para la producción de otros productos, es la mejor opción, e implica un beneficio para el medio ambiente, no sólo porque se evita la emisión del gas metano (CH₄) a la atmósfera, sino porque además se reduce la emisión de otros gases (CO₂ y H₂S) causantes del efecto invernadero.

El biogás está llamado ser el sustituto del gas natural (GN) para ser usado como materia prima para la producción de biometano, gas con características similares al gas natural, se requiere un proceso de limpieza previo seguido de otro proceso de eliminación del CO₂ que es el segundo compuesto mayoritario en este gas, para elevar la concentración de metano hasta valores similares al gas natural.

Dentro de los actuales procesos de producción de biometano se encuentra el lavado con aminas, que además de producir una corriente de biometano rica en CH₄ simultáneamente produce otra corriente rica en CO₂ que actualmente en muchos casos se vierte a la atmósfera sin su posterior aprovechamiento como materia prima, por ejemplo, para la producción de biometano sintético mediante el proceso de metanación.

Los lixiviados constituyen la parte líquida que se filtra a través de los residuos sólidos, dispuestos en un vertedero y que porta materiales disueltos o en suspensión. Estos a su vez están determinados por un conjunto de elementos entre los que se encuentran la composición de los residuos sólidos, la forma de operación del vertedero y las condiciones climáticas del lugar donde se encuentra ubicado. Su composición varía según la antigüedad del vertedero, tipos de residuos depositados y la historia previa al momento de muestreo. Estos lixiviados son sometidos a un conjunto de procesos encaminados a minimizar, tanto su volumen, como su nivel de contaminación. Uno de los procesos finalista es la inertización que por adición de ciertos reactivos permite obtener un sólido inerte que puede ser vertido en el propio vertedero. Como resultado de este proceso se obtiene una fase gaseosa rica en NH₃. El amoníaco a su vez constituye una fuente de producción de H₂ cuando se descompone térmicamente (pirólisis) dentro de un reactor en ausencia de O₂ para tal producción.

En el presente trabajo se propone un modelo conceptual de gestión de los efluentes de un vertedero de RSU con la finalidad de aumentar la producción de biometano (vertedero metanador) haciendo uso de la corriente de CO₂ emitida en el proceso de producción de biometano a partir del biogás y del H₂ que se puede producir en el proceso de inertización de los lixiviados.

2. Metodología

2.1. Descripción de las tecnologías involucradas.

En el modelo conceptual propuesto para la gestión de los efluentes existen dos tecnologías bases: La tecnología para la producción de biometano basada en proceso químico y la tecnología para la inertización del lixiviado e incluye dos tecnología complementarias. Una encargada de la producción de H₂ a partir del amoniaco (NH₃) producido en el proceso de inertización de los lixiviados y otra de metanación dónde el CO₂ producido en el proceso de producción de biometano y el hidrógeno (H₂) producido en el proceso de inertización mediante el proceso de metanación sirven para producir una nueva corriente de biometano, en este caso, sintético.

Producción de biometano a partir del biogás.

La figura 1 muestra el diagrama de flujo del proceso de producción de biometano a partir del biogás generado en el vertedero.

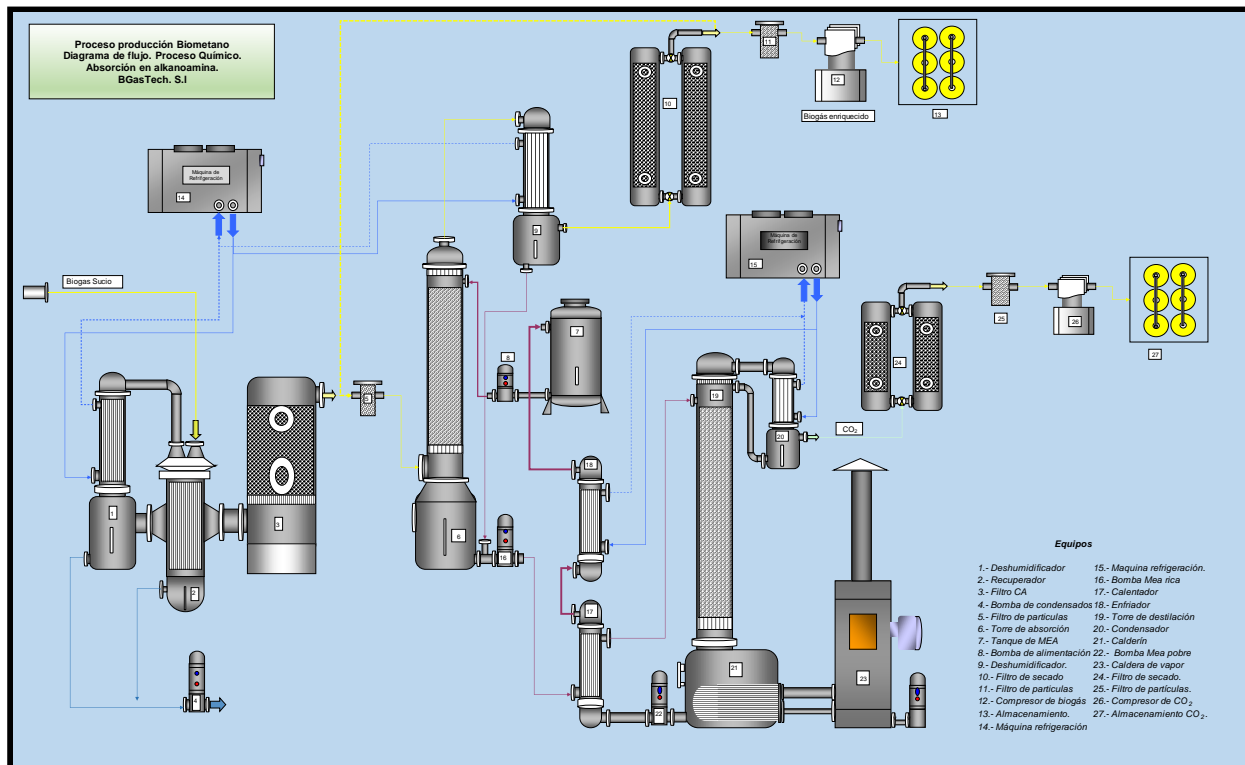


Figura 1. Proceso de producción de biometano a partir del biogás. Proceso químico lavado con aminas

Descripción de las etapas.

Proceso. Producción de biometano basado en proceso químico. Solvente MEA

1. Limpieza/acondicionamiento del biogás. Eliminación de humedad, siloxanos, H₂S, NH₃ e hidrocarburos
2. Enriquecimiento del biogás. Eliminación de gases ácidos: CO₂ y H₂S.
3. Secado del biometano y odorización. Compresión y almacenamiento
4. Regeneración del solvente por destilación fraccionada.

5. Limpieza / acondicionamiento del CO₂

La figura 2 muestra el diagrama de flujo del proceso de inertización en masa de los lixiviados de vertederos.

Producción de inertizado a partir de los lixiviados de vertederos. Proceso en masa.

Descripción de las etapas.

Proceso. Producción de inertización del lixiviado.

1. Osmosis inversa + evaporación atmosférica
2. Almacenamiento de reactivo y dosificación del mismo. Mezcla de Oxido de cal + cemento Portland
3. Reactor de flujo en pistón. Inertización en masa.
4. Captación de gases y limpieza. Enfriamiento y adsorción en carbón activo
5. Recolección del inertizado.

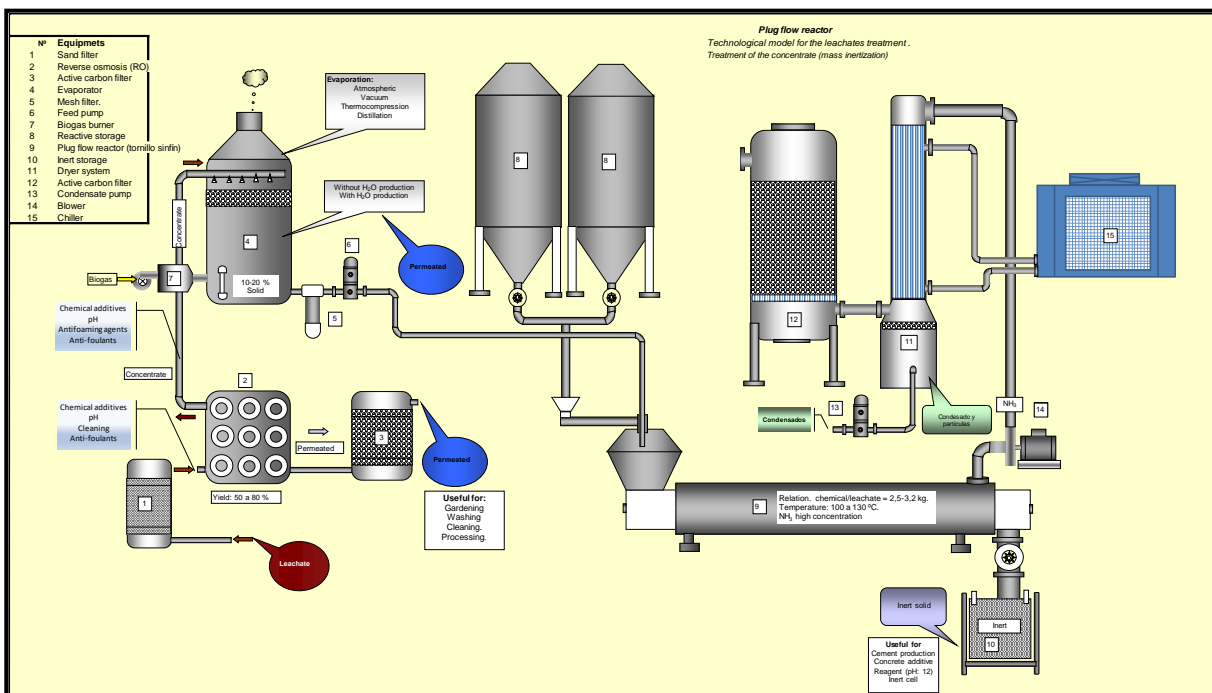


Figura 2. Proceso de producción de inertizado. Proceso en masa

Como resultado del proceso de inertización, debido a la doble ruptura del equilibrio químico, se produce una corriente gaseosa con una alta concentración de amoníaco (NH₃). El amoníaco (NH₃) a diferencia del agua (H₂O) presenta tres átomos de hidrógeno (H₂). Este amoníaco después de su limpieza se somete a un proceso de craqueo térmico (pirólisis) dónde se produce una corriente gaseosa compuesta por: hidrógeno (H₂) y nitrógeno (N₂). Esta corriente gaseosa se somete a un proceso de separación por membrana (destilación en seco) de la cual se obtiene dos nuevas corrientes gaseosas enriquecidas, por un lado, en H₂ y por otro una de N₂. El hidrógenos se almacena mientras el nitrógeno puede ser enviado a la atmosfera o recuperado para otros usos.

La figura 3 muestra el diagrama de flujo del proceso de producción de H₂ a partir de la pirolisis del amoníaco (NH₃).

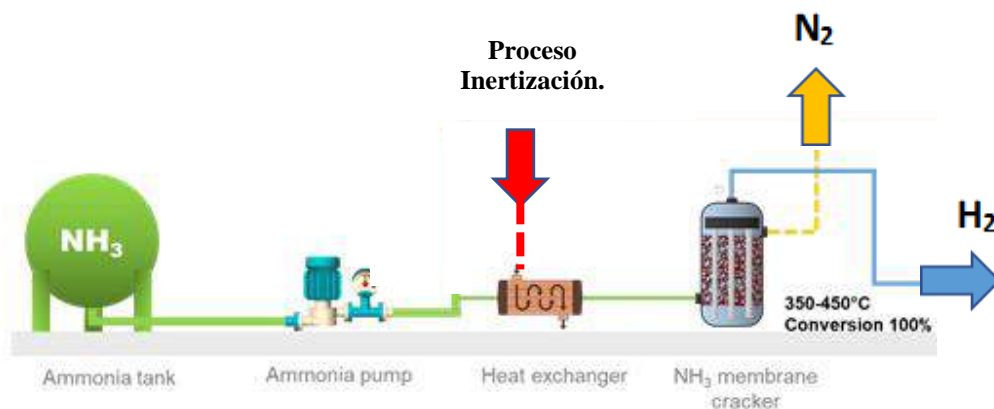
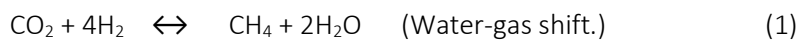


Figura 3. Proceso de producción de H₂ a partir del NH₃

2.2. Proceso de producción de biometano sintético.

A partir del CO₂ residual producido en el proceso de producción de biometano a partir del biogás y del hidrógeno (H₂) generado en el proceso de inertización (pirólisis del NH₃) se cuenta con los dos componentes bases para producir biometano sintético mediante la reacción de metanación (1). En este proceso toman lugar la reacción entre el dióxido de carbono (CO₂) en presencia de H₂ a determinadas condiciones de operación (presión y temperatura) en presencia de determinados catalizadores para producir metano sintético (CH₄) y agua (H₂O).



La reacción (1) es conocida también como reacción de Sabatier, que fue su descubridor en 1902.

De esta forma quedan vinculados los dos efluentes del vertedero como materiales para la producción de nuevos productos, es decir, biogás y lixiviado con la finalidad de aumentar la producción de biometano en dicha instalación, en este caso Biometano sintético y convertir dicha instalación en productora de Biometano.

2.3. Modelo conceptual de gestión de los efluentes.

Basado en los procesos antes mencionados dirigidos, tanto al tratamiento de los efluentes del vertedero (minimización o transformación), como al aprovechamiento de las diferentes corrientes que se generan simultáneamente en estos procesos de minimización o transformación se puede establecer un nuevo modelo de gestión de los efluentes base de un vertedero, es decir, biogás y lixiviados.

La figura 4 muestra una propuesta de este modelo antes expuesto y que permite crear un ciclo cerrado de tratamiento.

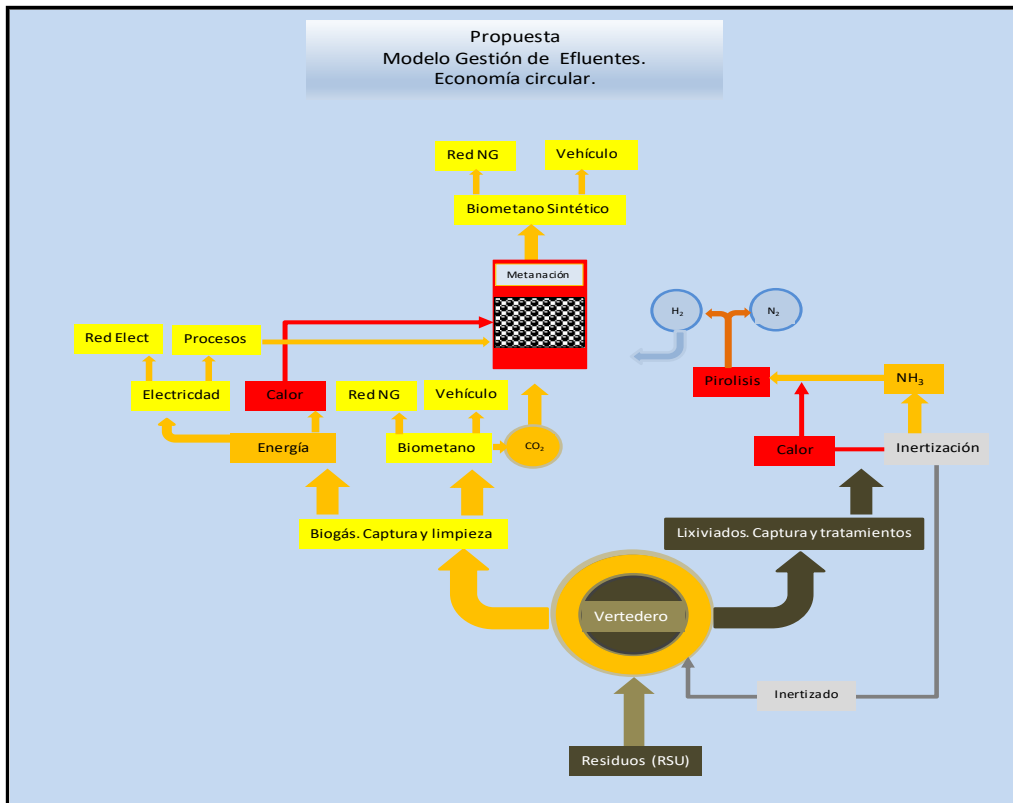


Figura 4. Modelo conceptual de gestión de los efluentes.

3. Conclusiones

Se presenta un modelo conceptual para la gestión de los efluentes de un vertedero donde se muestran las tecnologías factibles para aprovechar las diferentes corrientes generadas durante su tratamiento con la finalidad de aumentar la producción de biometano y poder aplicar, tanto el concepto de Vertedero metanador, como el de economía circular a este tipo de instalación.

4. Referencias

- Reina Hernández, Joaquin. (2021). El biogás una ecológica y económica fuente de energía. Instalaciones de captación, limpieza y acondicionamiento del biogás. Maquinas, equipos y tecnologías. Barcelona España. Editorial círculo Rojo.
- Delgado Béjar, Adrián (2018). Almacenamiento de energía renovable mediante la producción de gas natural sintético. Obtenido desde <http://bibing.us.es/proyectos/abreproy/92132/fichero/TFG-2132-DELGADO.pdf>.
- Martin Burillo, Laura (2010). La reacción de metanación. Obtenido desde <https://zagan.unizar.es/record/5496/files/TAZ-PFC-2010-429.pdf>.
- Reina Hernández, Joaquin. (2017). Del biogás al gas natural. Tecnologías para la producción de Biometano. Primera parte. Industria química, pág. 62 a 69.
- Atchison Julian (2021). Cracking Ammonia: panel wrap-up from the Ammonia Energy Conference. February,19.



POTENCIAL DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RESIDUALES DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO MECÁNICO BIOLÓGICO EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

Sosa, Laura V.^{1,2}; Galván, Silvia L.^{1,2}; Lusich, Susana M.¹; Maldonado, Emmanuel E.¹; Bielsa, Raquel O.¹

¹Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento (UNGS), J.M. Gutiérrez 1150, Los Polvorines 1613, Buenos Aires, Argentina, rbielsa@campus.ungs.edu.ar

²Becaria del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET)

Resumen

En Argentina, como en otros países de Latinoamérica, el principal destino de los residuos sólidos urbanos (RSU) es la disposición final en rellenos sanitarios. En los últimos años, en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), hay una creciente preocupación por las problemáticas socioambientales que conlleva este tipo de técnica, dado que se trata de un conglomerado urbano en constante crecimiento y con una generación de RSU de más de 18000 toneladas diarias. Por ello, se han implementado diferentes estrategias para reducir la cantidad de RSU enviadas a relleno sanitario como por ejemplo, la instalación y operación de dos plantas de tratamiento mecánico biológico (TMB). En este trabajo se estudiaron las corrientes residuales de la planta TMB de la zona sur de la RMBA que procesa 1200 toneladas por día de RSU mezclados. El objetivo del estudio es analizar la potencialidad de estas corrientes residuales como Combustible Derivado de Residuos (CDR). Durante el trabajo de campo se recolectaron muestras representativas que fueron caracterizadas en laboratorio en base a poder calorífico, humedad, cenizas, contenido de cloro y metales. Los resultados indican que más del 40% de los residuales, que actualmente van a disposición final, son potencialmente útiles para la producción de CDR. Sin embargo, se requiere de un tratamiento adicional y así, alcanzar una calidad óptima de CDR para su uso en la industria cementera.

Abstract

In Argentina, the main destination of municipal solid waste (MSW) is final disposal in sanitary landfills as in most of Latin American countries. In recent years, there is a growing concern about the socio-environmental problems that this type of disposal entails in the Metropolitan Region of Buenos Aires (RMBA). This is an urban conglomerate in constant growth and with a generation of MSW of more than 18000 tons per day. For this reason, different strategies have been implemented to reduce the amounts of MSW at final disposal, such as the installation and operation of two biological mechanical treatment (TMB) plants. In this work, the residual currents of the TMB plant in the southern area of the RMBA, which processes 1200 tons per day of remaining fraction, that is, mixed MSW, were studied. The objective of the study is to analyze whether these waste streams are potentially recovered as residual derived fuel (RDF). Field work was carried out in which representative samples of the material flows of the plant were collected and characterized in the laboratory by determining calorific value, humidity, ash, chlorine content and metals. The results indicated that more than 40% of the waste currently going to final disposal shows characteristics that allow it to be used for the production of RDF. However, an additional treatment is required and thus achieve qualities of recovered solid fuel suitable for use in the cement industry.

Palabras clave

TMB, combustible derivado de residuos, valorización energética, Buenos Aires, residuales.

1. Introducción

La RMBA es uno de los más grandes conglomerados urbanos de Latinoamérica, donde reside el 37,6% de la población total de Argentina. Según datos del informe de estimaciones de población del Instituto Nacional de Estadística y Censos al 2021 (INDEC, 2015) la región tiene cerca de 17 millones de habitantes, en apenas 10232 km² de superficie, lo que representa solamente el 0,37% de la superficie total del país.

Uno de los grandes desafíos ambientales presentes en la región, es la gestión de los RSU. Si bien su tratamiento consiste mayoritariamente en la disposición final en relleno sanitario, tecnología que se lleva a cabo hace más de 40 años, contrasta con los nuevos modelos en torno a la denominada “jerarquía de gestión de los residuos” que indican a este sistema como última opción de tratamiento.

Actualmente, se encuentran en funcionamiento tres rellenos sanitarios, de los cuales dos cuentan con plantas de TMB. En una de ellas solo se trata el 10% de los RSU que se reciben y el resto es dispuesto en relleno sanitario convencional. En la otra planta de TMB y, específicamente la que se estudia en este trabajo, se procesa la totalidad del RSU que ingresa. Luego del tratamiento mecánico, el 50% de los RSU, consistente en fracción orgánica con impropios (FORSU), es tratado biológicamente obteniendo un material bioestabilizado. El restante 50%, conteniendo la fracción inorgánica contaminada de los RSU (FIRSU), es compactada por prensado y envuelta en film de polietileno en forma de fardo cúbico de 1 t/m³, y se dispone mediante la técnica de relleno sanitario seco.

La planta de TMB en estudio recibe actualmente unas 1200 t/día de RSU y sirve a 930800 habitantes de cinco partidos de la RMBA: Berisso, Brandsen, Ensenada, La Plata y Magdalena. Según estos datos se puede estimar el índice de disposición de residuos que es de 1,29 kg/día/hab.

El trabajo de campo fue realizado por el Equipo de Residuos y Energía de la Universidad Nacional de General Sarmiento (UNGS) en noviembre de 2019. Se tomaron muestras, para analizar los RSU de ingreso a la planta, de la Fracción Inorgánica de RSU (FIRSU) y de las diferentes corrientes que los conforman. Asimismo, se estudió la Fracción Orgánica de RSU antes y después de ser bioestabilizada (FORSU y FORSUBE, respectivamente). Las muestras obtenidas se analizaron en el Laboratorio de Ecología de la UNGS con el fin de obtener determinados parámetros fisicoquímicos que permitan evaluar la potencialidad de conformar un CDR de calidad controlada, conocido como CSR (combustible sólido recuperado) y su uso como combustible alternativo.

2. Metodología

2.1. Metodología de muestreo y trabajo de campo

En primer lugar, se realizó una visita a la planta con el objeto de recolectar datos y observar el funcionamiento habitual de la instalación. Con la información obtenida, se diseñó un plan de muestreo (Figura 1).

Se tomaron muestras compuestas en distintos puntos de la planta TMB (Figura 1), las muestras M1 y M2 fueron procesadas con el fin de determinar su composición, siguiendo las consideraciones de la norma ASTM D5231-92. Se establecieron las corrientes mayoritarias con factibilidad de ser valorizadas y se tomaron muestras individuales.

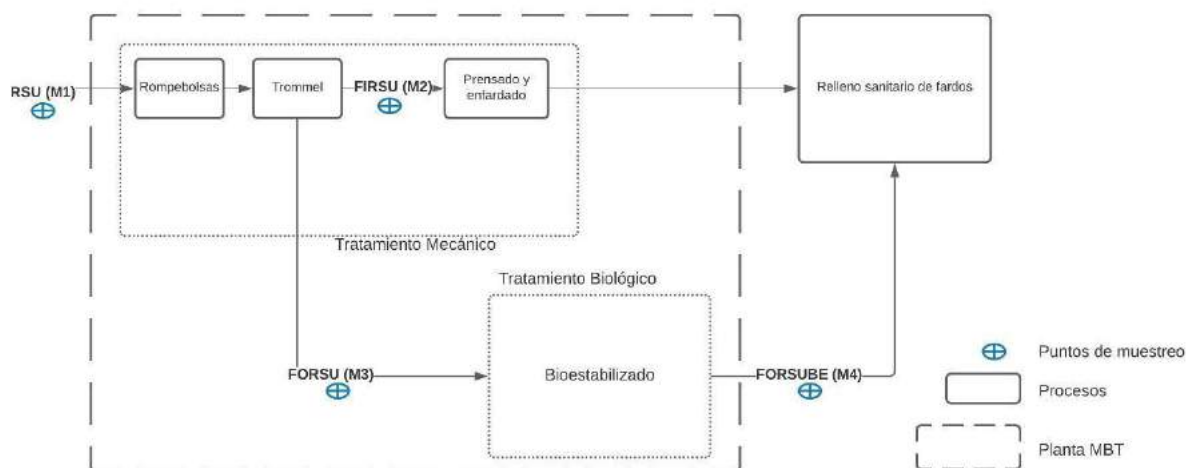


Figura 1. Diagrama de flujos de residuos en la planta de TMB y puntos de muestreo.

Para los muestreos de la Firsu, la Forsu y la Forsube, se aplicó la metodología de las normas UNE-EN 15442 adaptada a esta planta por limitaciones de tiempo, operativas y de seguridad del personal.

Las muestras recolectadas fueron etiquetadas y colocadas en bolsas plásticas herméticamente cerradas para conservar el material en óptimas condiciones y, luego, fueron trasladadas al laboratorio para su posterior procesamiento y análisis.

2.2. Metodología de laboratorio

Se analizaron las muestras compuestas de RSU (M1), Firsu (M2), Forsu (M3), Forsube (M4) y de corrientes de residuos individuales. Las corrientes de residuos individuales se identificaron como sigue: residuos orgánicos (M101), sanitarios (M102), plásticos blandos (M103: PEAD) y duros (M106: PET, PEAD, PVC y PP), papel y cartón (M104) y textiles (M105).

Se utilizaron las siguientes normas para cada uno de los parámetros fisicoquímicos de interés:

- Norma UNE-EN 15443 de Métodos para la preparación de muestra de laboratorio en Combustibles Sólidos Recuperados (CSR).
- Norma UNE-EN 15400 de Determinación del Poder Calorífico Bruto (PCB), a volumen constante y base seca, y Poder Calorífico Neto (PCN) en CSR.
- Normas UNE-EN 15408 de Métodos para la determinación del contenido en cloro (Cl) en base seca y en base húmeda en CSR y EPA 9253 (USEPA, 1994) Chloride (Titrimetric, Silver Nitrate) para determinación del contenido en cloro en aguas de lavado de bombas de combustión.
- Norma UNE-EN 15414-3 para la determinación del contenido en humedad por el método de secado en estufa en CSR.
- Norma UNE-EN 15403 para la Determinación del contenido de cenizas en CSR.
- Norma UNE-15410 y 15411 Determinación del contenido en elementos principales y oligoelementos. Se determinaron: Fe, Mn, Al, Pb.
- Norma ASTM D5373 para la Determinación del contenido de carbono, hidrógeno, nitrógeno, azufre y oxígeno (CHNS-O).

También se utilizó el sistema de clasificación de la Norma CET/TS 15359 (2012) "Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases", para categorizar las muestras. Según este sistema, la calidad

de los CSR varía de clase 1 a clase 5 según los valores límites de tres parámetros: el poder calorífico neto, el contenido en cloro, y el contenido en mercurio.

En este trabajo, no se realizaron ensayos de contenido en mercurio, pero, en estudios anteriores en la región, se encontraron valores muy por debajo de los correspondientes a clase 1, según dicha norma (Sosa et al. 2021).

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1, se observan los resultados de la composición en porcentaje en peso de las muestras M1 y M2, y en la Tabla 2 se presentan los resultados de los análisis sobre las muestras M1 a M4.

Tabla 1. Composición % peso/peso de las muestras M1 (RSU) y M2 (FIRSU).

| Componentes | M1 (RSU) % composición | M2 (FIRSU) % composición |
|---------------------|------------------------|--------------------------|
| Papeles y Cartones | 5,43 | 4,65 |
| Envases Tetrabrik | 1,17 | 0,09 |
| Plásticos Duros | 3,11 | 6,28 |
| Plásticos Blandos | 9,05 | 22,79 |
| PS (6) Telgopor | 0,14 | 0,20 |
| Materiales textiles | 4,28 | 8,29 |
| Goma/Cuero/Corcho | 1,61 | 1,60 |
| Sanitarios | 9,83 | 13,41 |
| Residuos orgánicos | 62,02 | 39,77 |
| Medicamentos | 0,12 | 0,06 |
| Aluminio (films) | 0,76 | 1,47 |
| Maderas | 0,00 | 1,38 |
| Vidrios | 0,87 | 1,26 |
| Metales no ferrosos | 0,70 | 1,29 |
| Metales ferrosos | 0,27 | - |
| Resto | 0,61 | - |

Tabla 2. Resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados para las muestras M1, M2, M3 y M4.

| Parámetros | M1 (RSU) | M2 (FIRSU) | M3 (FORSU) | M4 (FORSUBE) |
|--------------------------------------|----------|------------|------------|--------------|
| Poder calorífico neto (MJ/kg) | 10,32 | 13,09 | 3,58 | 4,53 |
| | ± 0,41 | ± 0,18 | ± 0,09 | ± 0,17 |
| Cloro base seca (%masa) | 0,41 | 0,81 | 0,44 | 0,47 |
| | ± 0,03 | ± 0,06 | ± 0,12 | ± 0,01 |
| Humedad (%masa) | 42,45 | 37,26 | 57,21 | 52,63 |
| | ± 1,90 | ± 3,10 | ± 3,80 | ± 8,09 |
| Cenizas (%peso) | 19,31 | 21,40 | 35,90 | 37,49 |
| | ± 1,22 | ± 1,03 | ± 3,04 | ± 1,37 |
| Metales (% peso) | | | | |
| Fe % | 0,53 | 3,04 | 0,93 | 1,06 |
| Mn % | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,04 |
| Al % | 1,08 | 1,15 | 0,61 | 1,01 |

| | | | | |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Pb % | 0,01 | 0,01 | <0,01 | 0,01 |
| Composición Elemental | | | | |
| N % | - | - | 1,26 | 1,00 |
| C % | 51,42 | 55,22 | 35,48 | 38,34 |
| H % | 6,85 | 7,60 | 4,25 | 4,39 |
| S % | 0,33 | - | 0,45 | 0,54 |
| *O % | 41,40 | 37,18 | 58,56 | 55,73 |

* El % de O se calculó por diferencia.

Se observa que el contenido de orgánicos en la FIRSU (39,77%) es más elevado respecto al 22% informado en Aranda Usón et al. 2012, para una planta TMB de Zaragoza, España. En cuanto al PCN, se observa que la FIRSU tiene un PCN de 13 MJ/kg con relación al RSU con PCN de 10 MJ/kg, lo cual difiere de lo informado por Montejo et al. 2011, donde el valor de PCN del CDR fue 22 MJ/kg para un RSU de 17 MJ/kg. Es probable que esto se deba a que esta planta estaba siendo operada al límite de su capacidad de tratamiento de 1200 t/d, y por lo tanto los tiempos de tratamiento mecánico y biológico son breves respecto a los reportados en la bibliografía (Di Lonardo et al. 2016).

La FIRSU mostró un poder calorífico y contenido en cloro, que permiten clasificarla como un CSR de clase 4. Esta FIRSU contiene un 44 % de materiales de alto PCN, como plásticos, papeles y cartones y textiles. Se estima que, con un tratamiento adicional, se puede obtener un CSR de clase 3 o 2.

En la Tabla 3 se muestran los resultados de laboratorio de las corrientes mayoritarias de las muestras M1 y M2.

Tabla 3. Resultados de los parámetros fisicoquímicos de las corrientes relevantes analizadas.

| Parámetros | M101 (Residuos Orgánicos) | M102 (Residuos Sanitarios) | M103 (Plásticos blandos) | M104 (Papel y cartón) | M105 (Textiles) | M106 (Plásticos duros) |
|--|--|---|---|--------------------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| Poder calorífico neto (MJ/kg) | 4,90 ± 0,14 | 8,46 ± 0,21 | 22,90 ± 2,93 | 12,89 ± 0,30 | 12,29 ± 0,09 | 23,15 ± 0,37 |
| Cloro base seca (%masa) | 0,41 ± 0,07 | 0,20 ± 0,01 | 0,21 ± 0,02 | 0,28 ± 0,05 | 0,16 ± 0,01 | 0,13 ± 0,04 |
| Humedad (%masa) | 57,59 ±6,90 | 52,45 ±4,30 | 17,97 ±2,90 | 21,62 ±3,60 | 30,17 ±4,50 | 5,76 ±1,20 |
| Cenizas (%peso) | 41,92 ± 2,95 | 20,33 ± 2,19 | 8,13 ± 0,80 | 26,03 ± 1,28 | 10,18 ± 0,11 | 0,44 ± 0,40 |
| Metales (% peso) | | | | | | |
| Fe % | 0,62 | 0,06 | 0,80 | 1,01 | 0,14 | 0,10 |
| Mn % | 0,05 | 0,01 | 0,07 | 0,07 | 0,04 | 0,02 |
| Al % | 0,56 | 0,02 | 0,87 | 1,93 | 0,77 | 0,28 |
| Pb % | <0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,08 |
| Composición Elemental | | | | | | |
| N % | 1,50 | 1,01 | - | - | 0,31 | - |
| C % | 41,43 | 51,48 | 70,37 | 48,70 | 51,25 | 58,62 |
| H % | 5,82 | 7,65 | 12,68 | 6,95 | 5,92 | 6,08 |
| S % | 0,16 | 0,42 | - | - | 0,35 | - |
| *O % | 51,09 | 39,44 | 16,95 | 44,35 | 42,17 | 35,30 |

* El % de O se calculó por diferencia.

4. Conclusiones

Se puede concluir que el procesamiento en la planta TMB permite separar los residuos orgánicos que pasan del 62% en el RSU al 40% en la FIRSU, lo que resulta en un aumento del Poder Calorífico Neto del 27%. Todas las muestras de corrientes de residuos de la planta de TMB presentan contenidos de contaminantes de metales analizados menores a los regulados en Europa (Di Lonardo et al. 2016). Los contenidos de cloro son más elevados en las muestras con mayores fracciones de orgánicos.

Los resultados mostraron que el rechazo de la planta TMB posee cualidades para ser aprovechado como combustible y producir un CSR de clase 4, pudiendo mejorar su calidad y por ende su clasificación como CSR con un tratamiento adicional.

Los análisis de las corrientes relevantes de los RSU y la FIRSU indican que los materiales plásticos, papel y cartón y textiles que actualmente van a disposición final tienen características de PCN, contenido de cloro y contaminantes que los hace apropiados para producir CSR. Se debe, por lo tanto, promover su separación en origen y recolección diferenciada en la Región Metropolitana de Buenos Aires para favorecer su reciclaje y valorización energética de residuales, y evitar así su disposición final en rellenos sanitarios.

5. Referencias

Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana Vásquez, D., Zabalza Bribián, I., & Llera Sastresa, E. (2012). Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants: a case study in Zaragoza's MBT plant. *Journal of Cleaner Production*, 38-46. doi:10.1016/j.jclepro.2011.07.024

ASTM D5231-92 (2003). Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste. ASTM International, West Conshohocken, PA.

Di Lonardo, M. C., Franzese, M., Costa, G., Gavasci, R., & Lombardi, F. (2016). The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications. *Waste Management*, 195–205. Obtenido desde <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.018>

INDEC (2015). Instituto Nacional de Estadística y Censos. Estimaciones de población por sexo, departamento y año calendario 2010-2025. Serie Análisis Demográfico Número 38- 1a ed. Ciudad Buenos Aires. Obtenido desde https://sitioanterior.indec.gov.ar/ftp/cuadros/poblacion/proyeccion_departamentos_10_25.pdf

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., & Márquez, M. d. (2011). Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering*, 20135-20140. doi:doi:10.1016/j.applthermaleng.2011.03.041

Normas UNE-EN 15359 (2012) 15400-15403-15408-15414-15543 (2011). Combustibles sólidos recuperados. AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación, Génova, 28004 Madrid-España. Documentos adquiridos por ARX ARCILLEX SA el 3 de marzo de 2015.

Sosa, L.V., S.L. Galván, S.M. Lusich and R.O. Bielsa (2021). Use of Residual Derived Fuel to address environmental and energy issues in Argentina en Muhammad Asif editor (Ed.), *Energy and Environmental Security in Developing Countries* (pp. 331-351). Springer.

USEPA (1994). Method 9253: Chloride (Titrimetric, Silver Nitrate), Part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. United States Environmental Protection Agency, 6 pp, September 1994. Obtenido desde <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-9253-chloride-titrimetric-silver-nitrate>.



EVALUACIÓN DE LODOS DE PURINES DE LA CUENCA PORCINA UNION MARCOS JUAREZ-CORDOBA-ARGENTINA

Galván, María Jose¹; Cagnolo, Mara¹; Degano, Salvador¹; Badin, Francisco¹; Becker, Analia¹; Manno, Roberto¹; Acevedo, Diego²; Hilbert, Jorge³; Mauren, Fuentes⁴.

¹ Centro de Investigaciones y Transferencia (CIT-VM), Universidad Nacional de Villa María, Villa María, Argentina.
mgalvan@unvm.edu.ar

² Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

³ INTA Castelar, Castelar, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Instituto de Desarrollo y Diseño (INGAR), Facultad Regional Santa Fe, Universidad Tecnológica Nacional, Argentina.

Resumen

El encarecimiento de importaciones y la demanda interna acrecentó la producción de porcinos en Argentina. Concentrándose en la zona núcleo agrícola del país, coincidiendo con la disponibilidad de granos, centros de faena y consumo. La cuenca bajo posee un elevado potencial bioenergético (5861 tep/año). Este crecimiento, generó un incremento de los efluentes. En la mayor parte de los establecimientos, se realizan mediante lagunas de estabilización. Estos lodos estabilizados, se pueden utilizar como enmienda en suelo o como inóculo para las DA, porque contiene los microorganismos y composición química adecuada. El objetivo de este trabajo fue evaluar los lodos provenientes de lagunas de tratamiento de purines de la región, comprendiendo la caracterización y determinación del potencial de producción de biogás y metano (PPB y PPM), biodegradabilidad y actividad, mediante ensayos por *Bach* triplicados a escala laboratorio y piloto. Además, se determinó la calidad del biogás y la composición del inóculo luego de desgasificarlo. Los resultados muestran una baja concentración de sólidos correspondiente con la modalidad de trabajo y presente macro y micronutrientes necesarios para la DA. Luego del proceso de inanición, PM1 no presentó patógenos, indicando que un correcto proceso de DA reduciría o eliminaría los patógenos en PM0, adicionalmente presenta características salino-sódicas, reduciendo su aplicación directa como enmienda en suelo. El biogás obtenido del proceso de desgasificación mostró baja calidad (baja concentración de CH₄ y elevada de CO₂ e H₂/N₂).

Palabras claves: Biogás, digestión anaeróbica, purines de cerdo, inóculo, enmiendas.

Abstract

The increase in the price of imports and domestic demand increased the production of pigs in Argentina. It is concentrated in the agricultural core zone of the country, coinciding with the availability of grains, slaughter and consumption centers. The lower basin has a high bioenergy potential (5861 tep/year). This growth generated an increase in effluents. In most of the establishments, they are carried out by means of stabilization lagoons. This stabilized sludge can be used as a soil amendment or as inoculum for AD, because it contains the appropriate microorganisms and chemical composition. The objective of this work was to evaluate sludge from slurry treatment lagoons in the region, including the characterization and determination of biogas and methane production potential (PPB and PPM), biodegradability and activity, by means of triplicate *Bach* tests at laboratory and pilot scale. In addition, biogas quality and inoculum composition after degassing were determined. The results show a low concentration of solids corresponding to the working mode and present macro and micronutrients necessary for AD. After the

starvation process, PM1 did not present pathogens, indicating that a correct AD process would reduce or eliminate pathogens in PM0, additionally it presents saline-sodium characteristics, reducing its direct application as a soil amendment. The biogas obtained from the degassing process showed low quality (low concentration of CH₄ and high concentration of CO₂ and H₂/N₂).

Keywords: Biogas, anaerobic digestion, pig slurry, inoculum, amendments.

1. Introducción

La producción de porcinos en Argentina creció, por el encarecimiento del cerdo importado y la demanda del consumo interno (Brunori, 2013). Informes del Ministerio de Agricultura y Ganadería, indican un crecimiento del 230 % entre 2008-2019. Los establecimientos porcinos se concentran en la zona núcleo agrícola del país, donde coinciden la disponibilidad de granos, los centros de faena y consumo. (MAGYP,2019; MINAGRO,2017).

Este incremento ha generado un aumento de efluentes. La gestión de las deyecciones, es prioritaria en aspectos ambientales y energéticos. La misma se está realizando mediante políticas y regulaciones de implementación de energías renovables, minimización de pérdidas de nutrientes, reducción de emisiones de GEIs, y protección de aguas superficiales. Los tratamientos de estos efluentes porcinos (PM), en la mayor parte de los establecimientos, se realizan usando lagunas de estabilización (grandes extensiones).

Se analizaron dos opciones para el uso de PM. La primera consiste en su uso como enmienda en suelo, los PM pueden sustituir, parcial o totalmente, a los fertilizantes minerales, aumentando la fertilidad del suelo aportando nutrientes y mejorando las propiedades físicas del mismo (Tlustos, 2018). El problema asociado a este uso, son las pérdidas de N en forma de amoníaco (NH₃), causando impactos negativos en el medio ambiente. En Argentina, por predominio de los sistemas de siembra, el PM se esparce por difusión en superficie usando un aplicador de placas, siendo las pérdidas por volatilización de NH₃ superior al 50 % (Pegoraro, 2020). La segunda opción de uso sería como fuente de inóculo para la digestión anaerobia (DA), obteniéndose de las lagunas de estabilización y su posterior digestión con sustratos (permitiendo así la incorporación de otros residuos agroindustriales) para generar biogás de calidad y digestato. Los PM usados como inóculo y combinados adecuadamente en mono y codigestión anaeróbica (CoDA), favorecen la producción de biogás, energía, reciclaje de nutrientes y reduce las emisiones de CH₄ y N₂O más que la gestión convencional del estiércol (Treichel, 2019). La elevada dilución del estiércol animal, hace poco viable el funcionamiento de las plantas de biogás usando únicamente estiércol. (Achinás, 2017). El potencial de producción de biogás estimado de la actividad porcina en Argentina, es de 204.883.456 m³/año (112.686 tep/año). La cuenca bajo estudio ocupa una superficie de 5072 km², con 280 establecimientos, el potencial bioenergético alcanza las 5861 tep/año (FAO, 2019).

El objetivo de este trabajo fue evaluar los lodos provenientes de lagunas de tratamiento de purines de la región, comprendiendo la caracterización y determinación del potencial de producción de biogás y metano (PPB y PPM), remoción de materia orgánica (RMO) y actividad, mediante ensayos por *Bach* triplicados a escala piloto antes y luego del proceso de desgasificación.

2. Metodología

2.1 Área de estudio, muestreo y caracterización

El área de estudio comprendió a productores de la región con una mayor disponibilidad de residuos biomásicos. Se analizó espacialmente la ubicación de los establecimientos con lagunas de tratamiento de purines. En las muestras se determinaron sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y alcalinidad total (AT)

según los métodos estándar 2540 B, 2540 E y 2320 B de la American Public Health and Association (APHA), respectivamente. Los ácidos grasos volátiles (AGV) se midieron con el método de Nordmann. Además, el pH se midió con un medidor pH HANNA HI 8424. La demanda química de oxígeno (DQO), el nitrógeno amoniacal total (TAN) y el nitrógeno amoniacal libre (FAN) se midieron con el espectrofotómetro HANNA HI 83099. La demanda biológica de oxígeno (DBO₅) se analizó con sensores VELD BOD EVO 6, nitrógeno total por método Kjeldahl (TKN) (APHA 4500 B). El carbono orgánico se determinó con la relación entre el contenido de materia orgánica y el carbono orgánico de 1,7241 (Cuetos, 2008). Para los ensayos microbiológicos se utilizaron los siguientes métodos: Coliformes fecales (FDA: BAM.ch.4:2002), *Escherichia coli* (ISO 7251:2005), *Salmonella spp* (ISO 6579-1:2017). Para el perfil de metales se utilizó la metodología SM 3125:2017.

2.2 Pruebas por lotes a escala piloto

La configuración experimental para los ensayos por lotes se realizó de acuerdo con los métodos Deutsches Institut für Normung (DIN) Organización Internacional de Normalización (ISO) 11734, VDI 4630/2016, Angelidaki et al. (2009) y Holliger et al. (2016). Los ensayos se realizaron por triplicado en biodigestores de 5 L con gasómetros con desplazamiento líquido y con sus controles positivos usando como referencia celulosa microcristalina. Los mismos se configuraron a 37 °C ± 1 y 100 rpm. Se midió el rendimiento de biogás, la RMO y los parámetros de inhibición (AGV, AT, TAN y FAN). El volumen de biogás se midió diariamente por desplazamiento volumétrico, estos valores se transformaron a condiciones de temperatura y presión estándar (CNP_yT), teniendo en cuenta las directrices proporcionadas por Walker et al. (2009) y Strömberg et al. (2014). Además, se analizaron los porcentajes de CH₄, CO₂, N₂/H₂ y H₂S, mediante un cromatógrafo de gases (Fuli Instrument) con un detector de conductividad térmica (TCD) y una columna GDX-502 (4m x 3mm).

3. Resultados y discusiones

3.1. Evaluación de los inóculos, caracterización y ensayos a escala

Las muestras se obtuvieron de una instalación porcina centralizada, situada en Bell Ville, Córdoba, Argentina (Lat: S -32°40'12" Long: W 62°51'11"). Posteriormente el inóculo se conservó, desgasificó y caracterizó. La Tabla 1 muestra la caracterización fisicoquímica y microbiológica de purines de lagunas de estabilización antes (PM0) y después del proceso de desgasificación (PM1). Los rangos de relación C/N de PM1 se incrementaron en un 7 %, aproximándose a los valores presentados por Zhou et al. (2016), entre 7,4–12,96. Este incremento de la relación estaría relacionado con la reducción del nitrógeno total. Esta relación C/N baja, dificulta la producción continua de biogás.

Tabla 1: Caracterización fisicoquímica y microbiológica de purines de lagunas de estabilización antes (PM0) y después del proceso de desgasificación (PM1) o inanición.

| Parámetros | PM0 | PM1 |
|--|------------|------------|
| Sólidos Totales, ST (% p/p) | 4,59±0,51 | 1,55±0,33 |
| Sólidos Volátiles, SV (% p/p) | 31,46±1,61 | 21,14±1,36 |
| Demanda Química de Oxígeno, DQO (g/L) | 55,39±0,98 | 14,74±0,87 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO (g/L) | 23,90±0,76 | 8,65±0,66 |
| pH | 7,70±0,24 | 7,54±0,10 |
| Nitrógeno Amoniacal Total TAN(g/L) | 2,01±0,17 | 1,15±0,10 |
| Nitrógeno Amoniacal libre FAN(g/L) | 2,08±0,60 | 1,07 ±0,15 |
| Nitrógeno Total, N (% p/p) | 2,16±0,11 | 1,35±0,28 |

| | | |
|--|-------------|------------|
| Carbono Total, C (% p/p) | 18,29±0,90 | 12,28±0,82 |
| C/N | 8,50±0,78 | 9,10±0,73 |
| Ácidos Grasos Volátiles (gCH ₃ COOH L ⁻¹) | 0,98±0,12 | 0,30±0,26 |
| Alcalinidad Total (gCaCO ₃ /L ⁻¹) | 2,75±0,26 | 2,09±0,75 |
| RAS | 35,11 | 31,54 |
| PSI | 35,82 | 33,21 |
| Potasio (mg/kg MS) | 72±3 | 80±2,2 |
| Fosforo (mg/kg MS) | 134±0,20 | 175±0,16 |
| Sodio (mg/kg MS) | 2322±3 | 1978±2,1 |
| Arsénico (mg/kg MS) | 0,82±0,01 | 0,90±0,01 |
| Calcio (mg/kg MS) | 245±3 | 224±3 |
| Cinc (mg/kg MS) | 5,50±0,10 | 5,20±0,10 |
| Cobre (mg/kg MS) | 1,20±0,10 | 0,89±0,10 |
| Cromo (mg/kg MS) | 1,70±0,02 | 1,54±0,02 |
| Magnesio (mg/kg MS) | 55±3 | 47,30±3 |
| Mercurio (mg/kg MS) | 0,002±0,001 | ND |
| Níquel (mg/kg MS) | 0,88±0,01 | 0,72±0,01 |
| Plomo (mg/kg MS) | 0,04±0,01 | 0,02±0,01 |
| <i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml) | ND | ND |
| Coliformes fecales (NMP/100ml) | 0,84 | ND |
| <i>Salmonella spp.</i> (UFC/100ml) | ND | ND |
| RMO (% SV) | 77,15±1,70 | |
| Rendimiento de biogás (NmL/g SV) | 354,56±5,54 | |
| Rendimiento de metano (NmL/g SV) | 165,09±1,42 | - |

Análisis de muestras por triplicados. N: CNPyT.

Los valores de SV tuvieron una reducción del 33 %, concentraciones inferiores a las informadas por Henjfelt & Angelidaki (2009) y Rodríguez-Abalde et al. (2017), y próximos a los informados por Moukasis et al. (2018). Las diferencias de concentración podrían deberse a los diferentes métodos de manejo de recursos hídricos (Flotats, 2009). PM1 alcanzó una RMO del 77 % en DQO. Estos resultados se compararon con los valores obtenidos por Beily et al. (2016) de inóculos provenientes de tratamientos de PM de la región, presentando ST, DQO, NT, y TAN (2,24- 23,4-1,5-1,4) próximos a las muestras ensayadas. Los valores de AGV (< 1g CH₃COOH/L), AT (> 3g CaCO₃/L), pH (7-8,5) y TAN (nitrógeno amoniacal total) fueron próximos a los sugeridos como referencia por Holliger et al. (2016). La relación AGV/AT alcanzó 0,18 para PM1, el inóculo se encontraría en condiciones para las respectivas CoA (Radis Steinmetz, 2016). El tiempo de desgasificación fue de 30 ± 2 días. Los controles de virus y bacterias peligrosas para la sanidad animal y vegetal, muestran que PM1 no presenta patógenos en los recuentos. Esto indicaría que un correcto proceso de DA reduciría o eliminaría los patógenos. PM1 presentó una adecuada cantidad de macro y micronutrientes, entre ellos metales necesarios para optimizar las reacciones metabólicas de la DA. La relación de adsorción de sodio (RAS) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI) de PM0 y PM1 presentan características salino-sódicas, por lo que su aplicación directa como enmienda en suelo sería inadecuado. El rendimiento de CH₄ teórico (157,84 NmL/g SV), se aproxima al PPM obtenido a mayor escala (165,09 NmL/g sv). El PPB alcanzó los 354,56 NmL/g sv, el 46 % del biogás corresponde a CH₄, con un máximo de producción entre los días 8-15, próximos a los obtenidos por Flotats et al. (2009) (181 NmL/g sv). El bajo contenido de CH₄ hace que el uso únicamente de PM0 sea poco viable técnica y económicamente.

El Grafico 2 muestra la producción diaria (2 a) y acumulada (2 b) de los *Bach* por triplicado. Cada lote siguió su propia dinámica de producción, pero el rendimiento final no presentó diferencias significativas. En cuanto a la composición del biogás obtenido durante el proceso de inanición, podemos observar en la Figura 2 c un pico máximo en el día 8, que corresponde a un 64,08 % de CH₄. Los días de mayor producción de biogás coincidieron con los de mayor porcentaje de CH₄, los valores de CO₂ se mantuvieron estables entre el 20-30 %, N₂/H₂ entre un 10-15 %. A partir del día 15 se observa una caída tanto en la producción de biogás como en el porcentaje de CH₄ y un incremento en el contenido H₂/N₂. La composición promedio de biogás de los lotes presentó valores de CH₄ 36 %, CO₂ 26 %, H₂/N₂ 37 % y H₂S 0,21 %. Cuando mayor sea la proporción de CH₄ y CO₂, se incrementa el índice de Wobbe (potencia calorífica de mezcla de gases para combustión en motores), el incremento de CO₂ se debe a la acumulación de AGV durante la DA, reduciendo su potencia calorífica y traduciéndose en un medio ácido en motores. Además, la elevada concentración de CO₂ y de H₂/N₂, incrementan la presión parcial no favoreciendo las reacciones de acetogénesis.

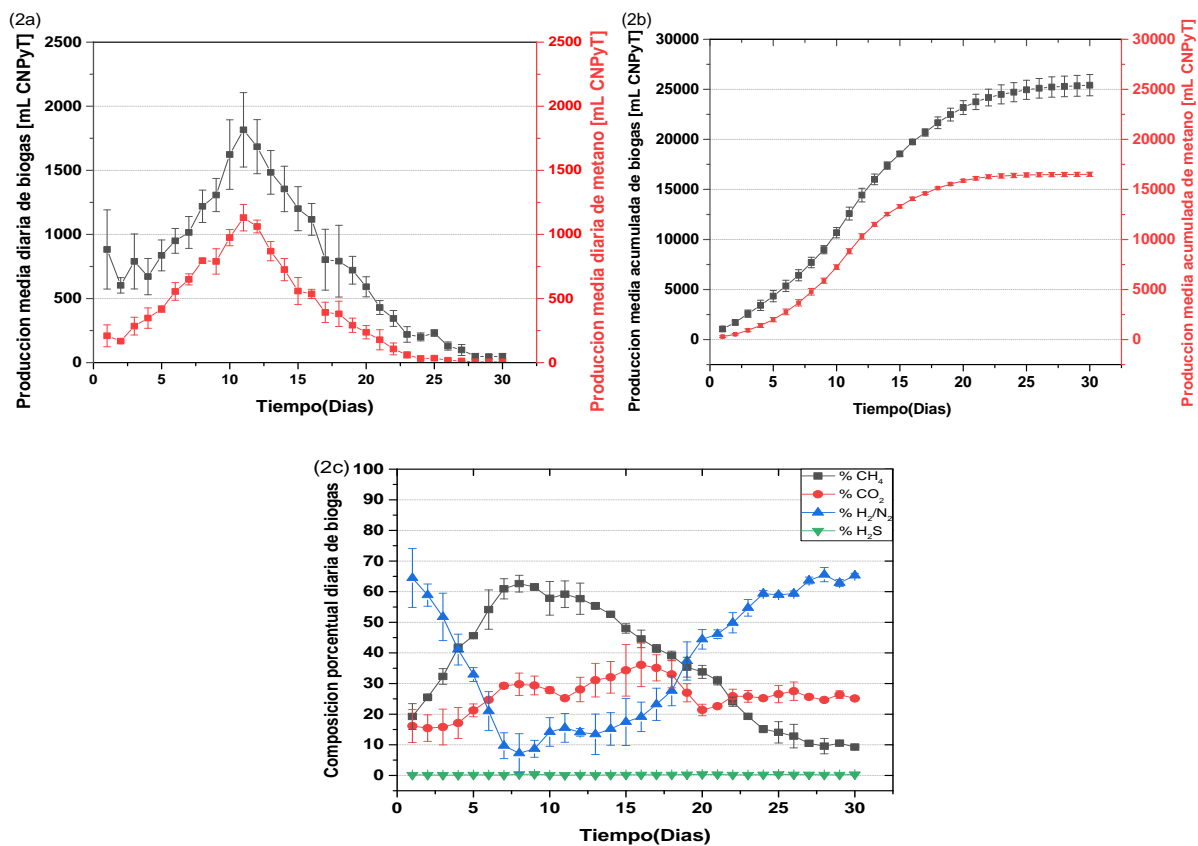


Figura 2. (a) producción media diaria de biogás y metano de lotes 5L por triplicado (b) producción acumulada media de biogás y metano de lotes 5L por triplicado; (c) Composición media porcentual de biogás de lotes de 5L

Coombs et al. (1990) evaluó la composición del biogás considerando su origen, el contenido de CH₄ se encuentra entre un 50-80 %, el CO₂ entre 30-50 %, H₂/N₂ 2-5 % y H₂S 0-1 %, indicándonos que se obtuvo del PMO un biogás pobre en cuanto a su calidad.

4. Conclusiones

El relevamiento y mapeo de la densidad biomásica en la región de estudio, mostro una gran disponibilidad de lodos de purines en lagunas de estabilización. Los resultados indican que PM1 posee las características fisicoquímicas y microbiológicas necesarias para poder realizar las CoA con otros residuos agroindustriales.

Si su uso se plantea como enmienda en suelo, es adecuado en cuanto a contenido de nutrientes, además no presentó patógenos indicando que un correcto proceso de DA reduciría o eliminaría los patógenos en el purín inicial. Pero se debe considerar su elevado RAS y PSI confiriéndole características salino-sódicas.

El PPB y PPM indicaron que se obtiene un biogás de poca calidad en cuanto al contenido de CH₄, haciendo que el uso de PMO únicamente sea poco viable técnica y económicamente.

5. Referencias

- Informe Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina. (2019). Subsecretaría de Ganadería y Producción Animal. Área Porcinos-Dirección de porcinos, aves de granja y no tradicionales.
- MINAGRO. Buenas prácticas de manejo y utilización de efluentes porcinos. (2017) Subsecretaría de Ganadería. Ex Ministerio de Agroindustria de la Nación.
- Brunori, J.C. (2013). Producción de cerdos en Argentina: situación, oportunidades, desafíos. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Tlustoš P., Hejcman M., Kunzová E., Hlisnikovský L. (2018). Nutrient status of soil and winter wheat (*Triti-cum aestivum* L.) in response to long-term farmyard manure application under different climatic and soil physicochemical conditions in the Chec Republic. *Arch Agron Soil Sci.* 64:70-83.
- Pegoraro V., Cazorla C., Bachmeier O., Baigorria T., Boccolini M., Ortiz J., Lorenzon C., Hang S., Zubillaga M. (2020). Impacts of different pig slurry application methods on soil quality indicators in a maize-soybean cropping sequence in the sub-humid pampas of Argentina. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture.* 9: 259-272. DOI: 10.30486/IJROWA.2020.674424.
- Treichel H. and Fongaro G. (2019). Improving Biogas Production, Biofuel and Biorefinery Technologies 9, Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10516-7_1
- Achinas S., Achinas V., Euverink G. (2017). A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering* 3: 299-307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>
- VDI 4630. Fermentation of organic materials-Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests, VDI-Handbuch Energietechnik, 2016.
- Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Bprzacconi L., Campos J., et al. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays, *Water Sci. and Technol.* 59 (5): 927-934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Holliger C., Alves M., Andrade D., Angelidaki I., Astals S, et al. (2016). Towards a standarization of biomethane poten-tial tests, *Water Sci. and Technol.* 74 (11): 2515-2522.
- Flotats X., Bonmatí A., Fernández B. Magrí, A. (2009). Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresour. Technol.* 100, 5519-5526.
- Rodriguez-Abalde A., Flotats X., Fernandez B. 2017. Optimization of the anaerobic co-digestion of pasteurized slaughter-house waste, pig slurry and glycerine. *Waste Manage* 61:521-528.
- Beily M. E., Franco R., Panichelli D., Crespo D. 2016. Caracterización de efluente porcino granja experimental EEA Marcos Juarez.
- Radis Steinmetz R., Mezzari M., Busi da Silva M., Kunz A., Cestonaro do Amaral A., Tápparo D., Moreira Soares H. 2016. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource Technology* 219: 21–28.



GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MENDOZA (ARGENTINA)

Llamas, Susana¹

¹ Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), Instituto de Medio Ambiente (IMA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Centro Universitario: M5502JMA. Mendoza, Argentina, sllamas@uncuyo.edu.ar

Resumen

Entre los años 2015 y 2018 se desarrolló un proyecto de I+D+i que utilizó microturbinas para producir energía eléctrica a partir del biogás generado por la degradación anaeróbica de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) recolectados en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM), situada en la región Centro-Oeste de Argentina. Se construyó un módulo experimental de 104 m de largo, 55 m de ancho y 4,2 m de profundidad que recibió 15.750 t de RSU producidos en un mes. Se realizó un muestreo estadístico para determinar la composición porcentual, el contenido de humedad y la composición elemental. Para calcular la cantidad de biogás a obtener se empleó la ecuación estequiométrica característica de la materia orgánica, considerando la conversión anaeróbica completa de la materia orgánica biodegradable presente en los residuos (CH_4 y CO_2). Se determinó el contenido energético considerando una eficiencia del 70% para el sistema de captación y transporte, adoptando un 26% de eficiencia para una microturbina de 65 kW. Los resultados obtenidos para la energía eléctrica disponible en el módulo experimental para el primer año de operación fueron: 48.355 [MWh-año] para biogás y 4.484 [MWh-año] para CH_4 . Los 48.355 MWh/año de energía eléctrica que se obtuvieron a partir del biogás producido en la celda experimental en las condiciones de la experiencia, representaron el 1,09 % del consumo eléctrico anual del año 2013 en el AMM.

Abstract

Between 2015 and 2018, an R+D+i project that used microturbines to generate electricity from biogas produced by the anaerobic degradation of Municipal Solid Waste (MSW) collected in the Metropolitan Area of Mendoza (MAM), located in the Central-West region of Argentina, was developed. An experimental module 104 m long, 55 m wide and 4.2 m deep was built that received 15,750 t of MSW produced in one month. Statistical sampling carried out to determine the percentage composition, the moisture content and the elemental composition. To calculate the amount of biogas to obtained, the stoichiometric equation characteristic of organic matter used, considering the complete anaerobic conversion of the biodegradable organic matter present in the waste (CH_4 and CO_2). The energy content was determined considering an efficiency of 70% for the collection and transport system, adopting a 26% efficiency for a 65 kW microturbine. The results obtained for the electrical energy available in the experimental module for the first year of operation were 48,355 [MWh-year] for biogas and 4,484 [MWh-year] for CH_4 . The 48,355 MWh / year of electrical energy obtained from the biogas produced in the experimental cell under the conditions of the experience, represented 1.09% of the annual electrical consumption in 2013 in the MAM.

Palabras clave: generación, energía eléctrica, residuos sólidos, biogás, metano

Keywords: generation, electric power, solid waste, biogas, methane

1. Introducción

Para el año 2012 la población urbana estimada en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) era de 1.123.371 hab. (INDEC, 2010), con una generación aproximada de RSU de 1.322 t/día, de esta cantidad solo 850 t/día ingresaron al relleno sanitario de El Borbollón para su disposición final.

Para reducir los efectos negativos del venteo del biogás generado por los RSU, la empresa operadora del relleno sanitario instaló una red de 45 pozos conectados a un colector central para capturarlo y derivarlo a una antorcha para su combustión. Este conjunto procesaba 350 m³/hora de gas metano procedente de las celdas clausuradas y en etapa de generación, que constituyen aproximadamente un 30% - 40% de las celdas clausuradas, mientras que el 60% - 70% restante acumulaba presión en el interior del relleno sanitario.

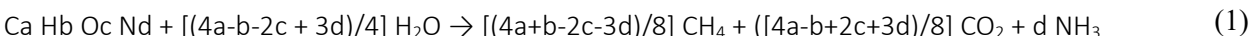
En el AMM la generación de energía eléctrica posee una estacionalidad marcada por una mayor producción en verano, principalmente debido al mayor aporte hidráulico de origen pluvio-nival. El total de la generación (hidroeléctrica más térmica) durante los meses de verano supera en un 20% a la generación de invierno. Los meses de mayor demanda (enero y diciembre) son, en promedio, un 18% superior a los del resto del año. El mes de máxima demanda (diciembre) es un 33% superior al de menor consumo (abril). El incremento interanual en la demanda de energía eléctrica verificado en el AMM entre 2012 – 2013 fue de 290.593 MWh/año (Gobierno de Mendoza, 2015).

El escenario descrito permitió formalizar la conformación de un Consorcio Asociativo Público Privado (CAPP) entre la Municipalidad de Las Heras (propietaria del relleno sanitario), la Empresa TySA (operadora del relleno sanitario), la Empresa Mendocina de Energía Eléctrica S.A. (EMESA) y la Universidad Nacional de Cuyo, para producir energía eléctrica a partir del biogás generado por la degradación anaeróbica de los RSU en una celda experimental ubicada en el interior del predio ocupado por el relleno sanitario de El Borbollón, utilizando microturbinas. Este proyecto de I+D+i fue cofinanciado en un 80% por la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación.

2. Metodología

Para conocer la composición de la masa de RSU que se depositó en la celda experimental de 104 m de largo, 55 m de ancho y 4,2 m de profundidad, entre los meses de agosto y octubre de 2015, se realizó una campaña de caracterización según Norma IRAM 29.523, sobre una muestra de 102,9 kg, con 37% de humedad.

Se utilizó la ecuación estequiométrica característica de la materia orgánica (MO) (1) para obtener la composición elemental de los RSU de rápida (RD) y lenta (LD) descomposición (Tchobanoglous et al. 1994, p. 436), que supone conversión anaeróbica completa de la materia orgánica biodegradable presente en los RSU en Metano (CH₄) y Dióxido de Carbono (CO₂).



Se consideró que el 60% en peso de los residuos de jardinería alcanzarían una rápida descomposición y que el contenido de carbono de los residuos plásticos no contribuye a la producción de biogás.

Para la determinación del volumen de CH₄ y CO₂ producido se adoptaron los siguientes pesos específicos: CH₄ = 0,717 kg/m³; CO₂ = 1,978 kg/m³.

Los valores de producción de biogás, expresados en m³ Biogás/kg RSU, se emplearon para la determinación de la cantidad de biogás generado por unidad de peso seco de materia orgánica destruida. Con esos valores se estimó el volumen total de gases que se podría obtener a partir de la conversión completa de la fracción orgánica de rápida (RD) y lenta descomposición (LD) de los RSU en CH₄ y CO₂.

Para estimar la distribución temporal de la producción de biogás producido por cada kg seco de RSU se utilizó el modelo triangular (Tchobanoglous, op. cit. 1994, p. 558), que supone que la fracción de los RSU

de rápida descomposición tiene una producción máxima de biogás al cabo del primer año de la puesta en funcionamiento de la celda experimental y que su generación se completa a los cinco años. Para la fracción de lenta descomposición, el modelo triangular de producción de biogás supone una tasa punta al final del quinto año de la puesta en funcionamiento y su capacidad queda agotada aproximadamente a los 15 años del inicio de la descomposición, considerando que el contenido de humedad óptimo para la conversión de la materia orgánica biodegradable de los RSU se ubica en el rango de 50 – 60%.

El contenido energético de los componentes orgánicos presentes en los RSU, se calculó a partir de la muestra de 102,9 kg de los RSU caracterizados. Para el cálculo del potencial energético del biogás se consideró que la eficiencia del sistema de captación y transporte es del 70%. Las instalaciones que transforman la energía del biogás en energía eléctrica mediante microturbinas, lo hacen utilizando pequeñas turbinas a gas que queman CH₄ de un bajo grado de procesamiento mezclado con aire a presión. La eficiencia de una microturbina marca Kapstone® de 65 kW de potencia varía entre 20 y 35% (para el cálculo, se adoptó 26%).

Para el CH₄ se consideró un poder calorífico de 8.835 kcal/m³ y para el biogás 5.500 kcal/m³. Las conversiones se realizaron considerando que: 1.000 kcal = 1,163 kWh.

3. Resultados

A continuación, se presentan los resultados obtenidos.

3.1 Composición de los RSU

El peso húmedo de los RSU depositados en la celda experimental fue de 15.750 t, que equivale a 21.000 m³ de RSU con un valor de compactación adoptado de 0,750 t/m³ (Tchobanoglous op. cit. 1994, p. 83). En la Tabla 1 se presenta la composición elemental para RSU de rápida y lenta descomposición obtenidos a partir de la caracterización realizada sobre la muestra de 102,9 kg, con 37% de humedad.

Tabla 1. Composición elemental para RSU de rápida y lenta descomposición.

| Componente | P. húmedo [kg] | P. seco [kg] | Composición [kg] | | | | | |
|---|----------------|--------------|------------------|------------|-------------|------------|------------|-------------|
| | | | C | H | O | N | S | Cenizas |
| Constituyentes orgánicos de rápida descomposición = 0,5317 % | | | | | | | | |
| Residuos de comida | 47,4 | 15,7 | 7,5 | 1,0 | 5,9 | 0,4 | 0,1 | 0,8 |
| Papel y cartón | 14,1 | 14,0 | 6,2 | 0,8 | 6,2 | 0,0 | 0,0 | 0,8 |
| Residuos de jardín + madera (60%) | 5,8 | 2,7 | 1,3 | 0,2 | 1,0 | 0,1 | 0,0 | 0,1 |
| Total | 67,3 | 32,4 | 14,9 | 2,0 | 13,1 | 0,5 | 0,1 | 1,7 |
| Constituyentes orgánicos de lenta descomposición = 0,4683 % | | | | | | | | |
| Residuos de jardín + madera (40%) | 3,9 | 1,8 | 0,9 | 0,1 | 0,7 | 0,1 | 0,0 | 0,1 |
| Residuos varios | 14,4 | 13,7 | 2,9 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 9,3 |
| Plásticos | 13,1 | 13,1 | 7,8 | 0,9 | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 12,4 |
| Total | 31,4 | 28,5 | 11,6 | 1,5 | 3,9 | 0,1 | 0,0 | 21,8 |

3.2 Volúmenes teóricos totales de biogás

La composición molar obtenida a partir del peso atómico y el peso seco total de cada elemento, despreciando la ceniza, se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Composición molar para RSU totales, de rápida y de lenta descomposición.

| | C | H | O | N | S |
|-------------------------------|--------------|--------------|--------------|-----------|----------|
| Rápida descomposición [moles] | 1.239 | 1.973 | 821 | 39 | 3 |
| Lenta descomposición [moles] | 963 | 1.444 | 246 | 9 | 1 |
| Total [moles] | 2.203 | 3.418 | 1.066 | 48 | 4 |

A continuación, se determinaron las relaciones normalizadas por mol de Nitrógeno, sin Azufre (S), que se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Relaciones normalizadas de rápida y lenta descomposición. N° de átomos por mol.

| Componente | Relación mol (Nitrógeno = 1) | |
|------------|------------------------------|---------------------------|
| | Rápida descomposición (RD) | Lenta descomposición (LD) |
| Carbono | 32 | 105 |
| Hidrógeno | 51 | 157 |
| Oxígeno | 21 | 27 |
| Nitrógeno | 1 | 1 |

Empleando la ecuación estequiométrica (1) se calculó la cantidad de gas que se puede obtener a partir de la rápida descomposición (RD) y de la lenta descomposición (LD) de la Materia Orgánica (MO), con las ecuaciones (2) y (3).

Rápida descomposición (RD):



$$(32 \cdot 12 + 51 \cdot 1 + 21 \cdot 16 + 1 \cdot 14) = 790g \text{ MO} \rightarrow 17 \cdot (12 + 4) = 268g \text{ CH}_4 + 15 \cdot (12 + 2 \cdot 16) = 674g \text{ CO}_2 + 17g \text{ NH}_3$$

Lenta descomposición (LD):



$$(105 \cdot 12 + 157 \cdot 1 + 27 \cdot 16 + 1 \cdot 14) = 1.855g \text{ MO} \rightarrow 65 \cdot (12 + 4) = 1.041g \text{ CH}_4 + 40 \cdot (12 + 2 \cdot 16) = 1.748g \text{ CO}_2 + 17g \text{ NH}_3$$

La Tabla 4 presenta los valores teóricos máximos de biogás que se podrían producir bajo condiciones óptimas a partir de la destrucción de los Sólidos Volátiles Biodegradables (SVB). Como las cantidades reales serán menores, debido a que no toda la materia orgánica biodegradable está disponible para la descomposición, se consideró que la materia orgánica que efectivamente se degrada para RSU de RD es de 75 % y para RSU de LD es de 50%, a 25 °C.

Tabla 4. Volúmenes teóricos totales de biogás.

| Rápida descomposición (RD) | | Lenta descomposición (LD) | |
|----------------------------|---|---------------------------|---|
| CH ₄ | 15,35 N m ³ CH ₄ - RD | CH ₄ | 22,33 N m ³ CH ₄ - LD |
| CO ₂ | 13,99 N m ³ CO ₂ - RD | CO ₂ | 13,60 N m ³ CO ₂ - LD |
| Volumen | 0,91 m³ Biogás/kg RSU-RD | Volumen | 1,26 m³ Biogás/ kg RSU-LD |

3.3 Volúmenes teóricos totales de biogás en la celda experimental

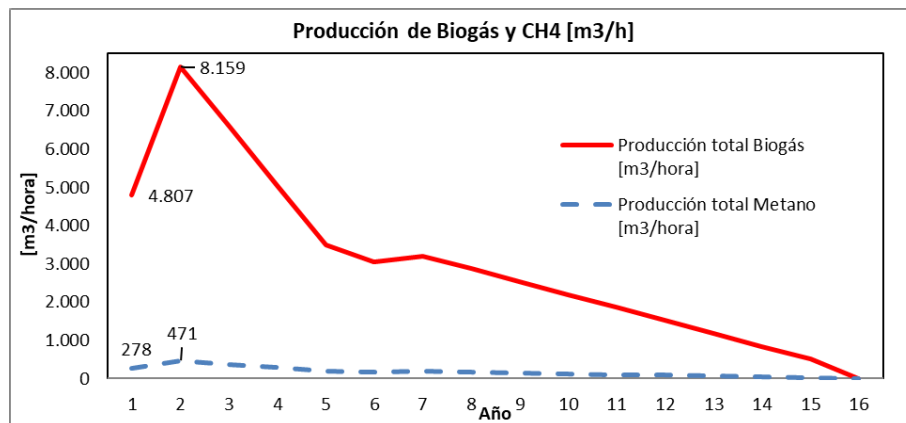
Para una tasa promedio de 525 t/día de RSU y un valor de compactación de 0,750 t/m³, el peso total de RSU para el cálculo resultó de 15.750 t. Como el contenido de humedad de los RSU es 37%, el peso seco total utilizado para el cálculo fue de 9.970 t.

El volumen total de biogás de RD es 0,91 m³/kg RSU-RD y de LD es 1,26 m³/kg RSU-RD. Con el modelo triangular la tasa máxima de biogás de RD que se producirá al final de los primeros 5 años en que se genera biogás, es: $A = \frac{1}{2} \times b \times h$ (Tchobanoglous, op cit., pág. 558), donde b = tiempo considerado (5 años), h = producción máxima de biogás (kg RSU/año) y $A = 0,91 \text{ m}^3 \text{ Biogás/kg RSU-RD}$. Despejando: $h = 2 \times A / b = 0,36 \text{ m}^3/\text{kg}$. La tasa máxima para LD es: $A = 1,26 \text{ m}^3/\text{kg}$, b = 15 años. Despejando: $h = 0,17 \text{ m}^3/\text{kg}$.

Los cálculos realizados para la estimación de la generación de biogás por kg de RSU se ajustaron según las condiciones existentes en el interior de la celda experimental, considerando un 57,73% de CH₄ (Tabla 4). En la Tabla 5 se presentan los valores obtenidos para la producción de Biogás y CH₄, expresadas en [m³/h]. Se puede apreciar que el modelo triangular, aplicado a la situación de la celda experimental da por resultado una producción máxima de 8.159 m³/h de Biogás y de 471 m³/h CH₄.

Tabla 5. Producción acumulada de biogás y CH₄ en la celda experimental.

| Biogás [m ³ /hora] | Metano [m ³ /hora] |
|-------------------------------|-------------------------------|
| 4.807 | 278 |
| 8.159 | 471 |
| 6.601 | 381 |
| 5.043 | 291 |
| 3.484 | 201 |
| 3.043 | 176 |
| 3.212 | 185 |
| 2.874 | 166 |
| 2.536 | 146 |
| 2.198 | 127 |
| 1.860 | 107 |
| 1.522 | 88 |
| 1.184 | 68 |
| 845 | 49 |
| 507 | 29 |
| 0 | 0 |

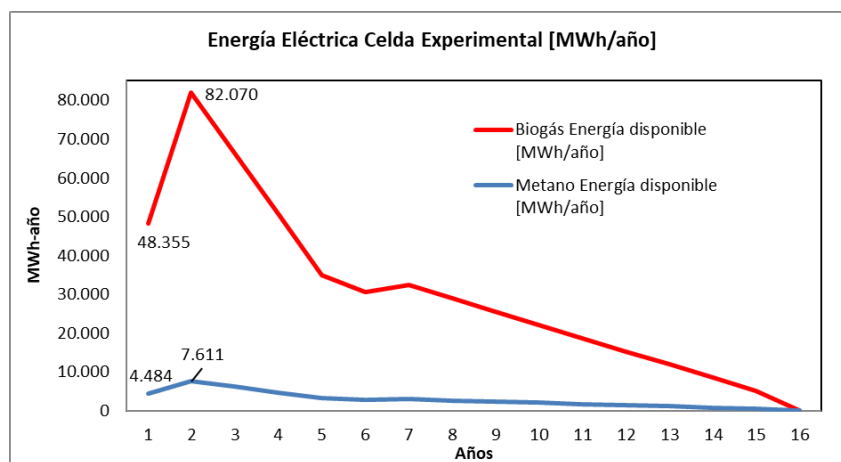


3.4 Potencial energético del biogás en la celda experimental

Dado que una parte del biogás producido por la degradación anaeróbica de los RSU se pierde por ineficiencia de los sistemas de captación y transporte, para dicho sistema se consideró una eficiencia de del 70%. Tal como se manifestó en la metodología, para el CH₄ se consideró un poder calorífico de 8.835 kcal/m³ y para el biogás 5.500 kcal/m³. Las conversiones se realizaron considerando que: 1.000 kcal = 1,163 kWh. La Tabla 6 resume los valores correspondientes a la energía disponible [MWh-año] obtenida por cálculo para Biogás y Metano en la celda experimental, según el modelo triangular.

Tabla 6. Potencial energético de biogás y CH₄.

| Biogás [MWh/año] | Metano [MWh/año] |
|------------------|------------------|
| 48.355 | 4.484 |
| 82.070 | 7.611 |
| 66.396 | 6.158 |
| 50.722 | 4.704 |
| 35.047 | 3.250 |
| 30.612 | 2.839 |
| 32.312 | 2.997 |
| 28.911 | 2.681 |
| 25.510 | 2.366 |
| 22.108 | 2.050 |
| 18.707 | 1.735 |
| 15.306 | 1.419 |
| 11.904 | 1.104 |
| 8.503 | 789 |
| 5.102 | 473 |
| 0 | 0 |



Las instalaciones que transforman la energía del biogás en energía eléctrica mediante dos microturbinas marca Kapstone® de 65 kW de potencia cada una, lo hacen quemando CH₄ de un bajo grado de procesamiento mezclado con aire a presión. La eficiencia de una microturbina de 65 kW de potencia varía entre un 20 y 35% (para el cálculo, se adoptó 26%).

3.5 Consumo eléctrico en el AMM

En la Tabla 5, se presenta el consumo eléctrico en MWh/año (según información oficial de la Subsecretaría de Energía y Minería, dependiente del Ministerio de Economía Infraestructura y Energía del Gobierno de Mendoza) y el incremento interanual en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) para el período comprendido entre los años 2010 y 2013.

Tabla 5. Consumo eléctrico en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) [MWh/año].

| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|
| AMM [MWh/año] | 3.506.426,2 | 3.626.138,2 | 3.717.008,4 | 4.007.600,9 |
| Incremento interanual [MWh/año] | | 119.712 | 90.870 | 290.593 |

Los 48.355 MWh/año de energía eléctrica que se podrían obtener a partir del biogás producido en la celda experimental para el primer año, representan el 1,09 % del consumo eléctrico anual del AMM.

4. Discusión

El empleo del modelo triangular para estimar la producción de biogás y, a partir de él generar energía eléctrica en la celda experimental, considera que se alcanza un máximo de producción de biogás al cabo del primer año y que dicha producción se extiende hasta el 15° año. El decaimiento presentado en Tabla 5 y Tabla 6 se puede compensar con la habilitación de cada nueva celda para la recepción de RSU hasta completar los 20 años de diseño y por un período de pos clausura que se extiende por otros 15 años.

Esta posibilidad confirma la necesidad de interconectar cada celda clausurada en el relleno sanitario de El Borbollón al sistema de captación dado que, extendido a las 850 t/día de RSU generadas en el AMM, considerando una eficiencia de captura de biogás del 70% y una eficiencia eléctrica para cada microturbina del 26%, reiterando los cálculos realizados, la cantidad de energía eléctrica aprovechable alcanzaría para producir 847.894 MWh/año ($\approx 21,16\%$) del consumo eléctrico.

Si la eficiencia del sistema de recolección de RSU se incrementara para alcanzar las 1.322 t/día generadas en el AMM, la cantidad de energía eléctrica disponible se incrementaría para producir 1.267.851 MWh/año, que representa aproximadamente el 31,64 % del consumo anual registrado en el año 2013.

5. Conclusiones

Los consumos eléctricos publicados por la Subsecretaría de Energía y Minería dependiente del Ministerio de Economía Infraestructura y Energía del Gobierno de Mendoza, presentados en la Tabla 5, permiten apreciar el aumento del consumo energético en cuatro años consecutivos, por lo que la energía eléctrica producida a partir de la degradación anaeróbica de los RSU, contribuirá a mejorar la matriz energética (hidroeléctrica y térmica) de la provincia de Mendoza.

La experiencia obtenida con el proyecto de I+D+i desarrollado en la celda experimental, se puede replicar en otras instalaciones que disponen RSU en rellenos sanitarios, adecuando las instalaciones para que puedan entregar energía eléctrica a partir de fuentes no convencionales por medio de la valorización de los RSU.

6. Referencias

INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135>.

Gobierno de Mendoza. (2015). Ministerio de Economía y Energía Subsecretaría de Energía y Minería. <https://www.mendoza.gov.ar/economia/subsecretaria-de-energia-y-mineria/>.

IRAM 29523. Determinación de la composición de residuos sólidos urbanos sin tratamiento previo. Primera edición 2003- 03-10. (Instituto Argentino de Normalización y Certificación). <https://iram.org.ar/>

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1994). Gestión Integral de Residuos Sólidos. Vol. I. McGraw-Hill.

Agradecimientos

La autora desea expresar su agradecimiento a la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, a través del Fondo de Innovación Tecnológica Regional (FITR) dependientes del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de la República Argentina y a los socios del Consorcio Asociativo Público Privado (CAPP), que hicieron posible la realización del proyecto.



Combustible sólido recuperado producido a partir de biorresiduos de una planta de tratamiento mecánico biológico de residuos sólidos urbanos

Muzaber, Víctor Gamal¹; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Colomer Mendoza, Francisco¹;
Carlos Alberola, Mar¹; Albarrán Vargas-Zúñiga, Fernando²

¹ INGRES Ingeniería de Residuos, Universitat Jaume I, Av. Sos Baynat s/n, 12071 Castellón, España, gallardo@uji.es

² RECIPLASA, Partida Refall de L'Avellar s/n, 12200 Onda, Castellón, España, reciplassa@reciplasa.es

Resumen

Ante el horizonte cercano en la Unión Europea de la descarbonización de todas las fuentes de energía, con el objetivo de reducir las emisiones de CO₂, será necesario sustituir paulatinamente los combustibles de origen fósil por fuentes de energías renovables, como puede ser la biomasa.

Tanto el bioestabilizado (compost de baja calidad) como el compost que se produce en las plantas de tratamiento mecánico biológico (PTMB) de residuos sólidos urbanos (RSU), tienen la naturaleza de biomasa, por lo que se pueden considerar como un combustible renovable, con cero emisiones computables de CO₂. Estos materiales se utilizan como enmienda orgánica en la agricultura, pero en el caso de un exceso de abastecimiento, sería interesante buscar una alternativa de uso.

El objetivo del presente trabajo de investigación ha sido caracterizar los materiales que transcurren en las diferentes etapas del proceso de compostaje de una PTMB de RSU, para determinar su idoneidad para producir combustible sólido recuperado (CSR) con un alto porcentaje de biomasa. Dependiendo de la etapa del proceso, el material habrá sufrido un tratamiento determinado y tendrá unas características físicas concretas, lo que hará variar la rentabilidad del proceso de producción de CSR.

Palabras clave: residuo sólido urbano, biorresiduo, combustible sólido recuperado, CO₂.

Abstract

Taking into account the new framework "Horizon Europe" of the European Commission about the decarbonization of all the energy sources and with the aim to eliminate CO₂ emissions, it will be necessary to replace gradually the fossil fuels by renewable energy sources as the biomass.

The bio-stabilized (low quality compost) as well as the compost from the municipal waste (MW) mechanical-biological treatment plants (MBTP), are biomass sources. For this reason, they can be considered as renewable fuel with zero CO₂ computable emissions. This material is used as an organic amendment in agriculture, but in the case of an oversupply, it is interesting to look for an alternative use.

The aim of this research work is to characterize the materials produced in the different stages of the composting process in a MBTP of MW to determine its suitability to produce solid recovered fuel (SRF) with a high percentage of biomass. Depending on the process stage, the material is treated with a determined process and has specific characteristics which makes to vary the profitability of the manufacturing process of the SRF.

Key words: municipal solid waste, biowaste, solid recovered fuel, CO₂.

1. Introducción

La Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo, relativa al fomento del uso de la energía procedente de fuentes renovables, define como biomasa *“la fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias (incluidas sustancias de origen vegetal y animal), de la silvicultura y de las industrias conexas, incluidas la pesca y la acuicultura, así como la fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales”*. Esta definición conlleva a que la fracción biodegradable de los residuos sólidos urbanos (RSU) también deberá ser considerada como fuente de energía renovable.

Partiendo de que se considerará como combustible sólido recuperado (CSR) a aquellos residuos no peligrosos que cumplan con los requisitos de clasificación y las especificaciones establecidas en la norma UNE-EN 15359 (2012), el objetivo de este trabajo ha sido caracterizar las diferentes corrientes de productos intermedios y rechazos de la planta de tratamiento mecánico y biológico (PTMB) de la empresa colaboradora RECIPLASA, con el fin de determinar la fracción combustible susceptible de convertirse en un CSR y el porcentaje de biomasa presente en dicha fracción, teniendo en cuenta que el uso de CSR con alto contenido de carbono biogénico reduce el cómputo de emisiones netas de CO₂ y las emisiones de otros tipos de contaminantes por su bajo contenido en nitrógeno y azufre (Velis et al., 2010; Gallardo et al., 2014).

Como potenciales clientes se incluyen grandes consumidores de energía térmica (Flamme y Geiping, 2012; Lacovidou et al., 2018), siendo el caso de cementeras, fábricas de cerámicos y también redes de calor para calefacción y agua caliente sanitaria en núcleos urbanos, donde se destaca el beneficio económico al sustituir combustibles de origen fósil por CSR, no sólo por el menor precio de éstos, sino que también se evita el pago del impuesto a las emisiones de CO₂.

2. Metodología

El primer paso es conocer en detalle cada etapa del tratamiento aplicado a las RSU mezclados que alimentan la PTMB, y así poder definir las corrientes del proceso en las cuales realizar el muestreo para luego analizarlas en el laboratorio, siguiendo la normativa que especifica los estándares de calidad para clasificación de los CSR. Una vez determinados los parámetros físico-químicos de importancia, se establece cuáles corrientes son las más adecuadas para producir CSR.

A continuación, se describe el procedimiento con el que se han llevado a cabo las tareas necesarias para la realización del trabajo:

A.- Una vez analizado el proceso productivo correspondiente a la PTMB, se identificó la etapa de compostaje y aquellos materiales de los productos intermedios y rechazos de ésta, susceptibles de ser transformados en CSR (figura 1). La planta recibe la fracción resto (residuos mezclados) de 46 municipios de la zona centro de la provincia de Castellón. En la primera etapa se separan los materiales reciclables (fracción gruesa) del biorresiduo (fracción fina), mediante un trómel de 80 mm de diámetro. El biorresiduo (BR) ingresa al túnel de fermentación aerobia. Una vez transcurrido el tiempo necesario para este proceso biológico, se extrae y se hace pasar por un trómel de 30 mm, dando un rechazo (RTF) compuesto por elementos con diámetros de entre 30 y 80 mm, mientras que la fracción fermentada (BIO-1) es dirigida hacia el túnel de maduración, donde al cabo de dos semanas se obtiene un bioestabilizado (BIO-2). Ese material es llevado, en primer lugar, a un trómel de afino del que se extrae un rechazo con un diámetro de entre 10 y 30 mm y, en segundo lugar, a una mesa densimétrica donde se elimina material pesado (inertes, vidrio, huesos, metales, etc.) menor a 10 mm, para obtener finalmente el bioestabilizado afinado que se considera un compost de baja calidad. Las dos corrientes de rechazo del bioestabilizado se juntan en una (RPA).

B.- Definición de los estándares de calidad del CSR: se ha utilizado la norma UNE-EN 15359 (2012): “Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases” para definir los parámetros de calidad que darán al CSR un valor en el mercado.

C.- Producción del CSR y determinación de sus propiedades: una vez identificadas las líneas a analizar (BR, RTF, BIO-1, BIO-2 y RPA) se realiza la etapa de muestreo siguiendo el procedimiento desarrollado por Edo-Alcón (2019). Se tomaron 10 muestras de cada corriente a lo largo de dos meses. Las muestras se llevaron al Laboratorio de Residuos Sólidos Urbanos de la Universitat Jaume I para una caracterización física y determinar sus propiedades fisicoquímicas según los procedimientos establecidos en las normas UNE EN sobre CSR. Cada muestra se dividió en fracción combustible y no combustible. La fracción combustible se secó, trituró y homogeneizó (se convirtió en un CSR). Los parámetros analizados han sido: el poder calorífico inferior (PCI), cloro, mercurio, cenizas y humedad.

D.- Resultados y conclusiones: por último, se procede a la interpretación de los valores obtenidos en los diferentes ensayos para llegar a las conclusiones.

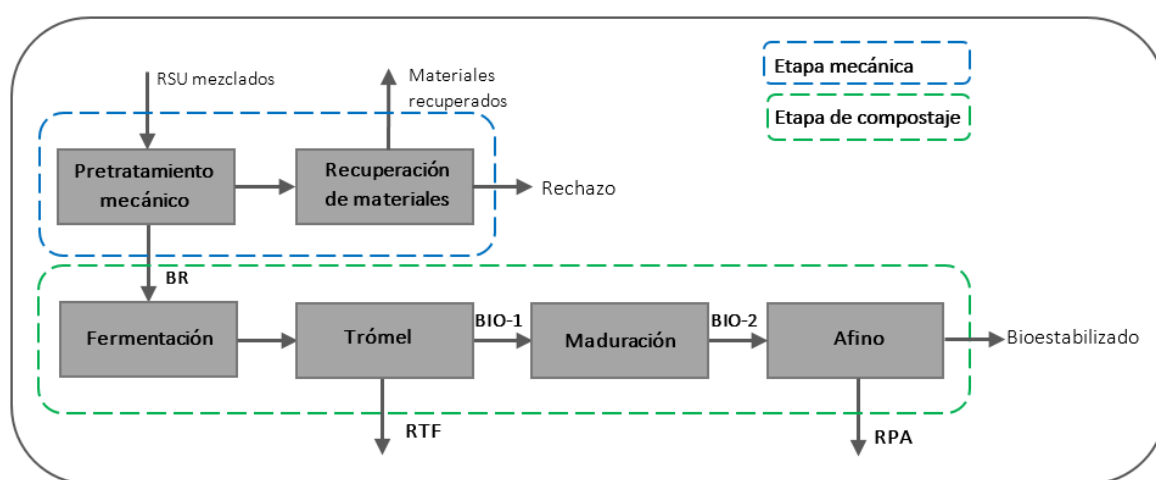


Figura 1. Esquema del proceso productivo en la PTMB.

3. Resultados y discusión

3.1 Definición de los estándares de calidad del CSR

La norma UNE-EN 15359 (2012) establece un sistema de clasificación de la calidad de los CSR basado en valores límites de los siguientes parámetros: el poder calorífico inferior (PCI), desde el punto de vista económico, y el contenido en cloro y mercurio, como parámetros técnicos y ambientales, respectivamente. En la tabla 1 se observa la clasificación de los CSR en función de los parámetros de calidad, aquel que tenga clase 1 en los tres parámetros será el de mayor calidad.

Tabla 1. Estándares de calidad del CSR en Europa (UNE-EN 15359, 2012)

| Parámetro de clasificación | Medida estadística | Unidad | Clases | | | | |
|----------------------------|--------------------|------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| PCI | Media | MJ/kg (ar) | ≥ 25 | ≥ 20 | ≥ 15 | ≥ 10 | ≥ 3 |
| Cl | Media | % (d) | ≤ 0,2 | ≤ 0,6 | ≤ 1,0 | ≤ 1,5 | ≤ 3 |
| Hg | Mediana | mg/MJ (ar) | ≤ 0,02 | ≤ 0,03 | ≤ 0,08 | ≤ 0,15 | ≤ 0,50 |
| | Percentil 80 | mg/MJ (ar) | ≤ 0,04 | ≤ 0,06 | ≤ 0,16 | ≤ 0,30 | ≤ 1,00 |

En el caso del Hg, el mayor de los dos valores estadísticos es el que determina el número de clase
ar: según se recibe; d: en base seca

Además de estos tres parámetros, es necesario determinar otras propiedades tales como humedad, cenizas, fracción combustible, etc. que darán más información sobre el CSR.

En este trabajo se determinan como parámetros de calidad el PCI, cloruros y mercurio. Como indicadores secundarios que influyen en la decisión de compra de un CSR, se han determinado los valores de humedad, cenizas y porcentaje de biomasa, con el fin de evaluar el comportamiento en las instalaciones de combustión y que sea aceptado como sustituto de los combustibles fósiles, cumpliendo los estándares de calidad exigidos.

3.3 Composición física de las muestras.

Una vez realizada la caracterización de las corrientes elegidas (figura 1), es posible determinar la fracción combustible (FC) de cada una, compuesta por materia orgánica biodegradable, papel/cartón, plásticos, textil, madera y brik; mientras que la fracción no combustible se compone de metales, vidrio, residuos peligrosos e inertes.

Al analizar la fracción combustible es importante conocer su porcentaje de biomasa, dado que en esa proporción se centra la reducción del cómputo de emisiones. Se considera que la biomasa de la fracción combustible (BFC) está compuesta por materia orgánica biodegradable, papel/cartón y madera; el resto son plásticos, textil, brik y otros, los cuales sí computan sus emisiones al no considerarse materiales biogénicos.

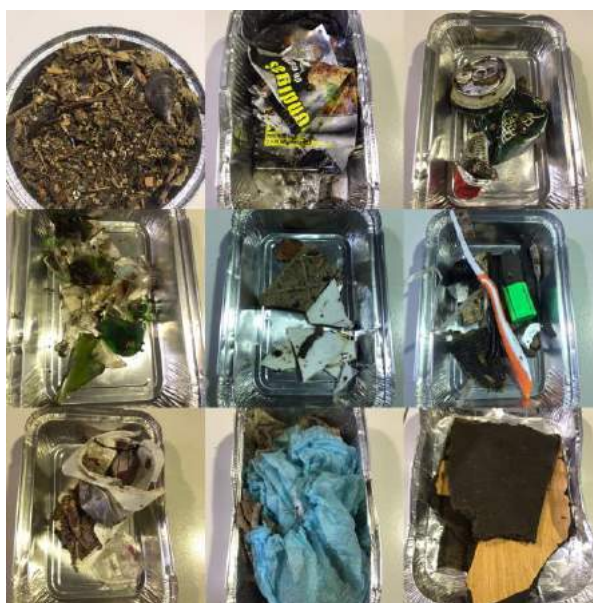


Figura 2. Caracterización de residuos sólidos urbanos.

En la tabla 2 se detalla la fracción combustible de las corrientes analizadas tanto en húmedo como en seco, lo mismo para la biomasa de la fracción combustible.

Tabla 2. Fracción combustible de las corrientes

| | FC (%) | | BFC (%) | |
|-------|--------|-------|---------|-------|
| | smh | sms | smh | sms |
| BR | 89,74 | 82,43 | 90,08 | 85,21 |
| RTF | 76,06 | 65,58 | 55,93 | 42,03 |
| BIO-1 | 84,55 | 72,30 | 98,13 | 96,43 |
| BIO-2 | 82,71 | 76,19 | 98,51 | 97,99 |
| RPA | 76,02 | 67,45 | 96,53 | 95,00 |

smh: sobre materia húmedo; sms: sobre materia seca

A partir de la tabla 2 y considerando únicamente el porcentaje de materia biogénica, se observa que después de la operación de separación mecánica realizada por el trómel, las corrientes BIO-1, BIO-2 y RPA superan el 95% de biomasa en su fracción combustible, lo cual los convierte en un material muy atractivo desde un punto de vista ambiental y económico, por las bajas emisiones computadas de CO₂ y la rebaja de impuestos que éstas conllevan. En el caso del rechazo del trómel a la salida de la fermentación (RTF), en su composición predominan los materiales no biogénicos, compuestos principalmente de plásticos. La línea de alimentación al túnel de fermentación (BR) tiene un buen porcentaje de biomasa (el 85,21%), lo cual también la convierte en un material factible de ser destinado para producción de CSR con bajas emisiones.

3.4 Producción de CSR y determinación de sus propiedades

Las corrientes analizadas se pueden convertir en un CSR si se elimina la fracción no combustible, se tritura, homogeniza y se seca total o parcialmente. En el Laboratorio de Residuos Sólidos Urbanos se procedió a producir CSR de cada una de las corrientes con una humedad del cero por ciento, por lo que será el mejor producto que se pueda obtener desde el punto de vista del PCI. En la tabla 3 aparecen los resultados de los parámetros analizados, la humedad está referida a la fracción combustible antes del proceso de producción del CSR.

Tabla 3. Resultados de los parámetros de calidad del CSR

| | Humedad (%) | | Cenizas (%) | | PCI (MJ/kg) | | Cl ⁻ (%) | | Hg (mg/kg) | | Hg (mg/MJ) mediana |
|-------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|---------------------|------|------------|-------|-----------------------|
| | m | s | m | s | m | s | m | s | m | s | |
| BR | 47,71 | 3,18 | 21,40 | 9,12 | 16,27 | 2,72 | 0,64 | 0,06 | 0,108 | 0,068 | 0,005 |
| RTF | 42,75 | 3,91 | 10,16 | 4,27 | 24,86 | 2,75 | 0,93 | 0,68 | 0,073 | 0,023 | 0,003 |
| BIO-1 | 47,52 | 2,55 | 23,32 | 4,27 | 15,02 | 0,85 | 0,68 | 0,03 | 0,258 | 0,144 | 0,014 |
| BIO-2 | 28,55 | 3,05 | 33,77 | 5,64 | 12,85 | 1,65 | 0,74 | 0,11 | 0,273 | 0,057 | 0,020 |
| RPA | 27,33 | 1,23 | 30,14 | 0,60 | 13,78 | 0,24 | 0,74 | 0,09 | 0,214 | 0,012 | 0,016 |

m: media; s: desviación típica

Al analizar los valores obtenidos de los parámetros que definen la calidad para cada una de las corrientes, se observa que la humedad cae significativamente en las líneas de BIO-2 y RPA, ya que éstas se ubican a la salida de la etapa de maduración, donde ocurre una reacción biológica exotérmica de la biomasa. Este hecho es importante, puesto que el ahorro en secar el material será significativo. Respecto a las cenizas, BIO-2 y RPA contienen aproximadamente un tercio de su peso en cenizas, mientras que en BR y BIO-1 entre un 21 y 23%, el CSR del RTF es el que menor cantidad de cenizas deposita, guardando relación esto con su menor contenido en biomasa. Desde el punto de vista de la combustión, se valora el bajo contenido en cenizas.

EL CSR que mayor PCI presenta es el RTF, por su mayor proporción de material no biogénico, principalmente plásticos. El PCI más bajo se da para las corrientes posteriores a la maduración; 12,85 MJ/kg para BIO-2 y 13,78 MJ/kg para RPA, en tanto que las líneas BR y BIO-1 poseen un PCI levemente superior a las anteriores. El CSR con menor PCI es el de mayor porcentaje de biomasa (BIO-2), con un 97,99%, eso es lógico, pues de todos sus componentes, la biomasa es la que menor PCI tiene (Colomer y Gallardo, 2007).

En relación con el cloro, todos los CSR tienen valores similares, excepto el proveniente del RTF que es más elevado, este hecho puede ser debido a que tiene un mayor porcentaje de fracción no biogénica, y con ello materiales que pueden contener cloro, como algunos plásticos.

Finalmente, respecto al mercurio, todas las muestras presentan valores muy bajos, lo que es un aspecto positivo de todos los CSR analizados. En la última columna se indica el valor del mercurio expresado en mg/MJ, y así poder comparar con el estándar de calidad.

3.5 Clasificación de los CSR

Haciendo uso de la tabla 3, es posible clasificar los CSR según establece la norma UNE-EN 15359 (tabla 1) conforme se indica en la tabla 4. En ella se puede observar que la evaluación de los CSR dependerá sólo de su PCI, dado que la clasificación de los parámetros Cl y Hg resulta en todos los casos iguales. Si se deja de lado el impacto ambiental de las emisiones de estos CSR, el correspondiente a la línea RTF sería el mejor combustible, pero esto se debe a que su contenido de material de origen fósil supera el 60% en base seca de la fracción combustible, por ende, computa emisiones y se debe considerar el pago de los impuestos asociados.

Tabla 4. Clasificación de los CSR

| | Clases | | |
|-------|--------|----|----|
| | PCI | Cl | Hg |
| BR | 3 | 3 | 1 |
| RTF | 2 | 3 | 1 |
| BIO-1 | 3 | 3 | 1 |
| BIO-2 | 4 | 3 | 1 |
| RPA | 4 | 3 | 1 |

Al analizar las cuatro corrientes restantes con alto porcentaje de biomasa, BR y BIO-1 presentan mejor PCI que BIO-2 y RPA. Si se consideran las dos primeras, BR tiene un 85,21% de biomasa y BIO-1 un 96,43% en la fracción combustible seca, es preferible optar por BIO-1 que computará alrededor de un 10% menos de emisiones de CO₂. No obstante, el grado de humedad de BR y BIO-1 (47,7% y 47,5%) es muy superior al de BIO-2 y RPA (28,5% y 27,3%), por lo que antes de tomar una decisión sería necesario determinar el consumo energético que implica la operación de secado.

4. Conclusiones

Al caracterizar las diferentes líneas de productos intermedios y rechazos de la etapa de compostaje de la PTMB, se cumplió el objetivo del trabajo de investigación, del cual se puede concluir que de todas las líneas, excepto el rechazo del afino del fermentado (RTF), se puede generar un CSR con alto contenido de carbono biogénico. Ello implica una disminución en su PCI y un aumento del porcentaje de cenizas, pero se compensa con la disminución del cómputo emisiones de CO₂ y los impuestos que esto conlleva para grandes consumidores de energía. Por otro lado, en el balance de energía global habría que tener en consideración la humedad inicial de cada corriente, una disminución de esta mediante biosecado, por ejemplo, aumentaría la eficiencia del proceso de producción de CSR.

Finalmente, también hay que considerar que el aprovechamiento energético de los rechazos disminuiría significativamente la disposición final en vertederos.

5. Referencias

- Colomer F.J.; Gallardo A. (2007). Tratamiento y Gestión de Residuos. Valencia (España): Ed. Universidad Politécnica de Valencia.
- Edo-Alcón, N. (2019). Diseño de una metodología para el control de calidad de los rechazos producidos en las plantas de tratamiento mecánico-biológico de residuos sólidos urbanos. Tesis Doctora. Universitat Jaume I (España).
- Flamme, S., Geiping, J., 2012. Quality standards and requirements for solid recovered fuels: a review. Waste Manag. Res. 30, 335–53. <https://doi.org/10.1177/0734242X12440481>

- Gallardo, A., Carlos, M., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Albarrán, F., 2014. Analysis of refuse-derived fuel from the municipal solid waste reject fraction and its compliance with quality standards. *J. Clean. Prod.* 83, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.085>
- Lacovidou, E., Hahladakis, J., Deans, I., Velis, C., Purnell, P., 2018. Technical properties of biomass and solid recovered fuel (SRF) co-fired with coal: Impact of on multi-dimensional resource recovery value. *Waste Manag.* 73, 535–545. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.001>
- UNE-EN 15359, 2012. Combustibles sólidos recuperados: Especificaciones y clases. AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación, Madrid
- Velis, C.A., Longhurst, P.J., Drew, G.H., Smith, R., Pollard, S.J.T., 2010. Production and quality assurance of solid recovered fuels using Mechanical- Biological Treatment (MBT) of waste: a comprehensive assessment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technolgy* 40, 979–1105. <https://doi.org/10.1080/10643380802586980>



IX SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE
INGENIERÍA DE RESIDUOS
PANAMÁ, 20 al 23 SEPTIEMBRE del 2021

TRABAJOS TIPO POSTERS

PERSPECTIVAS DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES EM JOÃO PESSOA – PARAÍBA/BRASIL, VISANDO À ECONOMIA CIRCULAR

Macedo, Alanna Diniz¹; Costa, Samara Gonçalves Fernandes da²; Nóbrega, Claudia Coutinho³

¹ *Graduanda em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária - PB, Brasil, alannadinizmacedo@gmail.com*

² *Doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária – PB, Brasil, samaragfc@gmail.com*

³ *Profª Drª. da Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária – PB, Brasil, claudia.nobregaa@academico.ufpb.br*

Resumo

A gestão de resíduos sólidos representa um desafio para as autoridades públicas devido a fatores como: aumento da geração de resíduos em consequência do crescimento da população urbana, custos econômicos impostos ao orçamento municipal, impactos ao meio ambiente e à saúde humana pelo gerenciamento inadequado. Desta forma, novas tecnologias vêm sendo aplicadas no gerenciamento de resíduos (GR) visando a promoção de uma economia circular (EC) através do incentivo a práticas de coleta seletiva e a reciclagem. Assim, a EC pode ser uma solução para minimizar o impacto ambiental da disposição dos resíduos sólidos no meio ambiente. Diante disto, nesta pesquisa, buscou-se realizar uma análise de como a EC está inserida no GR do município de João Pessoa (PB) – Brasil, e o reflexo disso na evolução temporal da reciclagem realizada no município. Para este objetivo foram utilizados dados sobre: quantidade de resíduos sólidos recolhidos na coleta domiciliar e seletiva, quantitativo de material gerado e recuperado pelas associações de catadores e os gastos obtidos com a coleta anualmente. Como resultado, observou-se que políticas públicas que influenciam a população a participar do programa de reciclagem e de educação ambiental, favoreceram a economia circular no município, gerando impactos ambientais positivos, reduzindo a quantidade disposta em aterro sanitário, aumento de material reciclável recuperado e maior economia financeira.

PALAVRAS-CHAVE: economia circular, resíduos sólidos, reciclagem, coleta seletiva, impactos ambientais.

Abstract

Waste management represents a challenge for public authorities due to factors such as increased waste generation as a result of urban population growth, economic costs imposed on the

municipal budget, impacts on the environment and human health due to inadequate management. Thus, new technologies have been applied in waste management (WM) aiming at promoting a circular economy (CE) through the encouragement of selective collection practices and recycling, maximizing the useful life of the raw material. Thus, EC can be a solution to minimize the environmental impact of solid waste disposal in the environment. Therefore, in this research, we sought to carry out an analysis of how CE is inserted in the GR of the city of João Pessoa (PB) - Brazil, and the reflection of this in the temporal evolution of recycling carried out in the city. For this purpose, data were used on the amount of solid waste collected in household and selective collection, the quantity of material generated and recovered by the associations of collectors, and the expenses obtained with the collection annually. As a result, it was observed that public policies that influence the population to participate in the recycling and environmental education program favored the circular economy in the city, generating positive environmental impacts, reducing the amount disposed of in landfills, increasing recovered material, and saving financially.

KEYWORDS: circular economy, solid waste, recycling, selective collection, environmental impacts.

1. Introdução

Até bem pouco tempo a economia baseava-se em um modelo linear (extração de matéria-prima, consumo e descarte). Com o passar do tempo, percebeu-se a necessidade de uma mudança no modelo econômico devido à percepção humana de que o sistema atual, nos leva quanto sociedade ao colapso, que seria a falta de recursos naturais (BARROS, 2019). A alternativa para este caminho é maximizar a duração dos resíduos no ciclo de vida das atividades e garantir o desenvolvimento sustentável como propõe o modelo da economia circular (EC): transformar bens que estão no fim de sua vida útil em recursos para outros, fechando *loops* em ecossistemas industriais e minimizando o desperdício (STAHEL, 2016). Assim, o foco da EC está em utilizar o bem, no seu maior tempo possível, pela sua maior capacidade instalada (DIAS, 2018).

Este novo conceito se alinha a preocupação com os RS pós-consumo que está cada vez mais forte. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010) regulamentou o setor e estabeleceu um novo marco regulatório para a sociedade brasileira ao definir um regime de responsabilidade compartilhada sobre o ciclo de vida de diversos produtos. Esta política estabeleceu a obrigatoriedade de planos e programas que visam mecanismos de logística reversa visando reciclar, reinserir e reaproveitar os resíduos na cadeia produtiva (DEMAJOROVIC, 2013).

O reconhecimento trazido pela PNRS, a respeito da responsabilidade compartilhada, é de extrema importância para o avanço do controle de resíduos. Esta inova, quando afirma que a reciclagem é um fator fundamental na melhora da CS e destinação final. Diante do exposto, o objetivo deste artigo foi analisar o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares para o município de João Pessoa, identificando como a EC está inserida no planejamento estratégico da capital paraibana.

2. Metodologia

O método utilizado para o desenvolvimento, desta pesquisa, consistiu no levantamento bibliográfico da literatura pertinente ao referido tema. A pesquisa por artigos científicos foi IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos

realizada a partir da base de dados *Scopus* e *Science Direct* devido à abrangência de dados de produção científica.

No geral, foram utilizados mecanismos de buscas através de palavras chaves sobre o tema, incluindo “circular economy”, “circular economy and reverse logistic”, para identificar definições e dificuldades quanto à inserção da economia circular na gestão de RSU, limitando as publicações ao período de 2018-2021 afim de obter dados atualizados.

Para aplicação da análise sobre a EC, no município de João Pessoa, foram utilizados dados locais sobre a gestão de resíduos sólidos, enfatizando a reciclagem, total de gastos com a coleta seletiva e resíduos sólidos domiciliares. Os dados foram obtidos junto à Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR), responsável pela limpeza urbana do município de João Pessoa e, dados públicos disponíveis no Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS).

3. Resultados

No município de João Pessoa, conforme EMLUR (2019), a geração per capita média é 0,98 kg/habitante.dia. Em relação à composição gravimétrica pode-se observar que a maior parte dos resíduos sólidos domiciliares é de matéria orgânica (57%) e plástico (19%) (Figura 1), demonstrando um potencial elevado para a inclusão de tratamentos de compostagem e reciclagem.

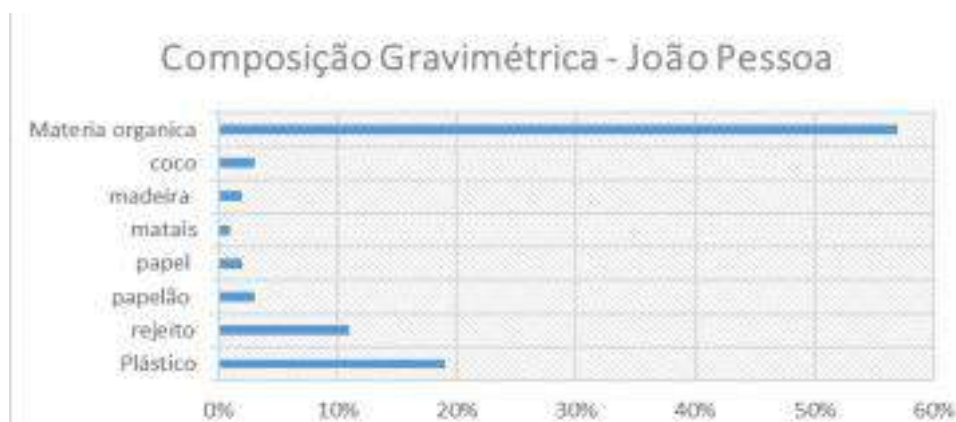


Figura1. Composição Gravimétrica do Município de João Pessoa no ano de 2019.

A coleta seletiva é realizada de forma porta a porta em 23 bairros da cidade, cerca de 23% da área municipal, atingindo 350 mil habitantes (João Pessoa, 2014). Associações de catadores são os responsáveis pelo recolhimento, segregação e venda do material recolhido. Este grupo está dividido em cinco núcleos localizados nos bairros: Bessa, Bairro dos Estados, Cabo Branco, Mangabeira e Jardim Cidade Universitária. Nos demais, os resíduos são coletados de forma indiferenciada e destinados diretamente ao Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa

(ASMJP).

Os bairros, com coleta seletiva, têm seus resíduos destinados aos Núcleos de Coleta Seletiva (NCS) distribuídos nos cinco bairros que recebem o material reciclável. Nos demais bairros da capital, embora não ocorra uma coleta seletiva, ao chegar no ASMJP, uma pequena parcela dos caminhões coletores, são desviados para uma Central de Triagem (CT), localizada próximo ao referido aterro e após a triagem do material reciclável, os rejeitos são encaminhados para o aterro supracitado. Os resíduos que foram destinados aos núcleos e a CT, ou seja, os passíveis de reciclagem, são separados por material para serem, posteriormente, comercializados.

Na Tabela 1, pode-se observar a quantidade de resíduo coletada por tonelada/ano no período de 2014 a 2019. O nível de RS gerado oscilou durante o período analisado, houve um aumento gradativo nos resíduos gerados pelos moradores do município. Entre 2014 e 2019 houve um aumento de 2% na geração média anual. Porém, entre 2018 e 2019 ocorreu uma queda na quantidade coletada dos resíduos sólidos no município, um dos fatores que contribuíram para esta diminuição foi a proibição coleta de resíduos da construção civil (RCC) e sua disposição no aterro sanitário.

Tabela 1: Quantidade de Resíduos Coletados.

| Ano | Resíduo Coletado (T/ano) |
|------|--------------------------|
| 2014 | 251.263,02 |
| 2015 | 248.352,22 |
| 2016 | 248.384,15 |
| 2017 | 246.936,42 |
| 2018 | 258.932,52 |
| 2019 | 256.138,0 |

Na Tabela 2, pode-se observar o total de material recuperado pela coleta seletiva municipal.

Tabela 2: Material Recuperado Pela Coleta Seletiva.

| Ano | Material Recuperado (T) |
|------|-------------------------|
| 2015 | 3.921,0 |
| 2016 | 5.968,0 |

| | |
|------|----------|
| 2017 | 3.498,8 |
| 2018 | 13.740,0 |
| 2019 | 11.712,2 |

O ano de 2018, apresentou um crescimento significativo na coleta de material reciclável, mesmo com uma queda no ano seguinte, o município recuperou 4,6% de todo seu resíduo gerado para o

IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos

ano de 2019, ficando acima da média nacional de 3,7%, demonstrando um bom desempenho influenciado pelas políticas públicas e as leis municipais nº 29/2002 que institui o Código de Meio Ambiente Municipal e, a nº 12.857/2014 que estabelece a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, e as leis nº 12.623/2013 e nº 12.699/2013 regularizando os Princípios da Educação Ambiental Pública e a nº 8.204/1996 que aborda o Programa de Coleta Seletiva.

A quantidade de material reciclável que foi coletada pelas associações de catadores teve um aumento exponencial de 2015 a 2019. Embora, 2015 e 2016 se recolheu mais material reciclável (Tabela 3), a quantidade recuperada foi menor (Tabela 2). Enquanto em 2019, a quantidade recolhida quase se igualou ao que foi recuperado (Tabela 2), chegando a um valor de 80% de aproveitamento, as discrepâncias quanto as toneladas coletadas pode ser explicada pelo fato das políticas públicas ainda não serem aplicadas com tanta intensidade junto à população, podendo acarretar numa regressão ou progressão da qualidade ambiental neste quesito, outro aspecto que corrobora é que uma parte dos catadores do município trabalham de forma autônoma, desta forma, não fazem parte do programa de coleta seletiva da Prefeitura Municipal de João Pessoa e sua quantidade não é contabilizada pela autoridade pública competente.

Tabela 3: Quantidade de Material Reciclável Recolhido (T).

| Ano | Quantidade Recolhido (T) |
|------|--------------------------|
| 2015 | 20.000,0 |
| 2016 | 21.060,0 |
| 2017 | 3.499,0 |
| 2018 | 23.209,3 |
| 2019 | 14.527,0 |

Referente aos custos diretos que o município tem relacionado a coleta seletiva, está o aluguel de

imóveis, a mão-de-obra, gastos com serviços como energia e água dos núcleos de coleta. Como pode ser observado na Tabela 4, houve uma redução dos gastos nos anos 2016, 2017 e 2019. Fazendo uma comparação entre as Tabelas 2,3 e 4, as despesas públicas foram relativamente mais altas, nos anos em que a relação de material coletado e recuperado sofreram maiores discrepâncias, evidenciando que a prefeitura tem maiores gastos quando há pouco incentivo de medidas reparadoras que causam menos impactos, como a coleta seletiva e, conseqüentemente, a reciclagem.

Tabela 4: As Despesas com os Resíduos Coletados para Resíduos Domiciliares por R\$/ ano.

| Ano | Despesas com Resíduos (R\$/ano) |
|------|---------------------------------|
| 2015 | 43.947.453,97 |
| 2016 | 35.351.546,31 |
| 2017 | 36.609.869,94 |
| 2018 | 42.108.769,28 |

IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos

| | |
|------|---------------|
| 2019 | 38.069.901,63 |
|------|---------------|

4. Conclusão

A presente pesquisa, foi guiada pela indagação de como os pressupostos da Economia Circular são utilizados no Município de João Pessoa para melhorar a disposição final dos RSU, trazendo benefícios econômicos e sociais para o gerenciamento dos resíduos sólidos municipal.

Os anos em que se teve maior investimento em coleta seletiva, foram os melhores relacionados ao reaproveitamento de material como de despesas e gastos. Tendo a partir de 2018 um processo de continuidade na melhora de aproveitamento de matérias recicláveis, incentivado uma queda significativa nas despesas públicas com o manejo de resíduos. Esses fatos asseveram que a implementação de ações com relação a economia circular trouxe medidas positivas a curto prazo, gerando economia para o município, qualidade de vida e ambiental, e ganhos a longo prazo fomentado na perspectiva do aumento de vida útil do ASMJP. Outros benefícios diretos encontrados foram o aumento de material recuperado que é um importante indicador de qualidade ambiental e a responsabilidade compartilhada.

Por fim, é importante ressaltar que o município ainda não aproveita seu potencial máximo de reciclagem, visto que nem todos os bairros são contemplados pelo sistema de coleta seletiva. Ainda é necessário mais investimento econômico para que todos participem ativamente do programa de CS. Aumentando o número de núcleos e de bairros atendidos, a abordagem da EC seria aproveitada ao máximo com seus valores, com foco na responsabilidade compartilhada,

participação social, contribuindo na organização social e desenvolvimento sustentável mais eficiente.

5. Referencias

BARROS, M. L. D.; Pires, D R. (2019). Práticas De Economia Circular Em Cooperativas E Associações De Catadores Para Reciclagem De Resíduos Sólidos No Recife. (ENGEMA). P. 1-17.

DEMAJOROVIC, J; Brasil M, J E. (2013). Política Nacional De Resíduos Sólidos E Suas Implicações Na Cadeia Da Logística Reversa De Microcomputadores No Brasil. Gestão & Regionalidade. volume (29), pagina 64-80.

DIAS, J M; Beradi, P. (2018). O mercado da Economia Circular. Fundação Getúlio Vargas, v. 17 (Nº 5).

JOÃO PESSOA (2014). Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa: Volume I e II. Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>. (accessed 11 June 2020).

STAHEL, W R. (2016). Circular Economy. Nature. Volume (531), P. 435-438.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019). Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Volume I.



CRITERIOS TECNICOS AMBIENTALES PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD DE INFRAESTRUCTURAS DE RELLENOS SANITARIOS EN AMERICA LATINA Y EL CARIBE

Abbate Lacourly, alejandro¹

¹ Profesional y consultor ambiental. Profesor de la Escuela Superior de Sanidad, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santa Fe, República Argentina, aleabbate1@yahoo.com.ar

Resumen

Actualmente los países de América Latina y el Caribe denotan problemas de disposición final de sus residuos sólidos urbanos en donde el 45 % no recibe un tratamiento o disposición final adecuada en relleno sanitario. Sin embargo, se observa que en la mayoría de los países existen reglamentos técnicos y legislaciones nacionales sobre el funcionamiento de los rellenos sanitarios. El objetivo principal del trabajo fue obtener un análisis comparativo entre los países sobre la información técnica y parámetros de cumplimiento contemplados para cada etapa del proyecto (planificación, diseño- construcción, operación y clausura-post clausura), identificando criterios a evaluar para cada aspecto de la sostenibilidad, sean técnicos, ambientales, sociales y económicos. Para ello se realizó la recopilación y análisis de diferentes reglamentos, normas y legislaciones existentes en los países y como resultado se identificaron veinte países con documentos específicos y se determinó en la fase de planificación 16 criterios, 21 para el diseño y construcción, 34 para la operación y para la clausura y post clausura 18. Además, se establecieron consideraciones comunes y particulares entre los reglamentos en base a los criterios considerados. Se concluyó que existe suficiente regulación sobre la gestión de rellenos sanitarios y que la mayor cantidad de criterios a evaluar corresponde a la construcción y operación y para aspectos técnicos y ambientales. Se podría afirmar que la aplicación y cumplimiento denota deficiencias y en gran parte de la región se encuentran rellenos sanitarios que operan sin responder a las exigencias técnicas en vigor, que aseguren el cumplimiento de los aspectos de sostenibilidad.

Abstract

Currently, the countries of Latin America and the Caribbean show problems in the final disposal of their urban solid waste, where 45% do not receive adequate treatment or final disposal in a sanitary landfill. However, it is observed that in most countries there are technical regulations and national laws on the operation of landfills. The main objective of the work was to obtain a comparative analysis between the countries on the technical information and compliance parameters contemplated for each stage of the project (planning, design-construction, operation and closure-post-closure), identifying criteria to evaluate for each aspect of the project. sustainability, be they technical, environmental, social and economic. For this, the compilation and analysis of different regulations, standards and laws existing in the countries was carried out and as a result twenty countries with specific documents were identified and 16 criteria were determined in the planning phase, 21 for design and construction, 34 for the operation and for closure and post closure 18. In addition, common and particular considerations were established among the regulations based on the criteria considered. It was concluded that there is sufficient regulation on the management of sanitary landfills and that the greatest number of criteria to evaluate corresponds to the construction and operation and for technical and environmental aspects. It could be said that the application and compliance denote deficiencies and in a large part of the region there are sanitary landfills that operate without responding to the technical requirements in force, which ensure compliance with sustainability aspects.

Palabras clave/keywords:

Infraestructura, relleno sanitario, sostenibilidad, residuos, reglamentos.

1. Introducción

Actualmente los países de América Latina y el Caribe (ALC) denotan problemas de disposición final de sus residuos sólidos urbanos, siendo el relleno sanitario el principal sistema utilizado. Sin embargo, solo un 54,4 % de la población cuenta con servicio de disposición final adecuada de sus residuos en rellenos sanitarios (BID-AIDIS-OPS, 2011). Se considera actualmente a los rellenos sanitarios como la mejor solución técnica, económica y ambiental (Rondón Toro y Col., 2016) y en la mayoría de los países existen reglamentos técnicos y legislaciones nacionales sobre el funcionamiento de los mismos. De acuerdo al concepto de relleno sanitario o centro de disposición final, cuyo alcance varía según las bibliografías y legislaciones, se trata de un lugar especialmente acondicionado y habilitado por la autoridad de aplicación para el tratamiento y la disposición permanente de los residuos sólidos urbanos (RSU) por métodos ambientalmente reconocidos y de acuerdo a normas certificadas por organismos competentes (PLN, 2004).

Según la “American Society of Civil Engineers - ASCE”, Relleno Sanitario es la técnica para la disposición de la basura en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin ocasionar molestias o peligros para la salud y seguridad pública. Este método utiliza principios de ingeniería para confinar las basuras en el menor espacio posible, reduciendo su volumen al mínimo posible (BID-AIDIS-OPS, 2011). En efecto, un relleno sanitario solo se puede considerar sustentable si durante su vida útil y posterior cierre no modifica significativamente la calidad del medio ambiente circundante: aire, agua y suelo. Es crucial desarrollar tecnologías apropiadas para las diferentes etapas de la gestión integrada de residuos sólidos urbanos (recolección, transferencia, reciclaje, tratamiento y disposición final) y para el aprovechamiento de biogás generado en rellenos sanitarios o sistemas de digestión anaeróbica de residuos (CAF, 2018). Los reglamentos sobre rellenos sanitarios proporcionan requisitos nacionales mínimos que cada uno de los estados debe incorporar a su proceso de autorización de licencias para su funcionamiento y la adopción de un modelo sostenible de gestión integrada de residuos sólidos requiere primordialmente voluntad política de los representantes del poder público. El éxito de un relleno sanitario radica en la adecuada selección del sitio, en su diseño y por supuesto en su óptima operación y control (MMAyA, 2012).

El objetivo general del trabajo fue obtener un análisis comparativo entre los países sobre la información técnica y parámetros de cumplimiento contemplados en los reglamentos e identificar criterios a evaluar para cada etapa del proyecto (planificación, diseño-construcción, operación y clausura-post clausura) y para cada aspecto de la sostenibilidad, sean técnicos, ambientales, sociales y económicos. De esta manera contribuir con pautas y lineamientos para el diseño de una herramienta metodológica de evaluación y desempeño ambiental de la infraestructura.

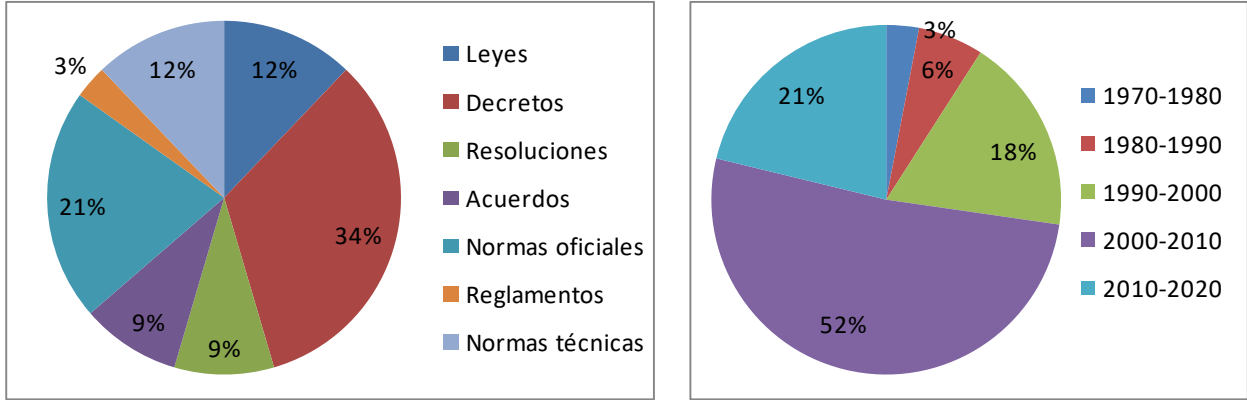
2. Metodología

En primer lugar se realizó la búsqueda de reglamentos técnicos a través de las páginas web institucionales de organismos estatales nacionales, efectuando un recopilatorio de documentos que regulan el funcionamiento de rellenos sanitarios. Para ello, se identificaron documentos específicos en veinte países de ALC, sean legislaciones y normas técnicas. En algunos países como Belice, Guyana, Surinam, Haití, Jamaica y otras islas del Caribe no se encontró información regulatoria y se desconoce si disponen de los mismos; Se resalta que puede existir alguna otra reglamentación que no fuera considerada en la presente publicación. Posteriormente se procedió al procesamiento y análisis de la información, identificando los conceptos, exigencias y requisitos para la habilitación, funcionamiento y finalización de un relleno sanitario en cada país. En base a éstos, se definieron unos criterios de evaluación para cada etapa del proyecto (planificación, diseño y construcción, operación, cierre, clausura y post clausura) y para cada aspecto de la sostenibilidad (técnico, ambiental, social y económico). En la literatura y bibliografías existente sobre el ciclo de proyectos de rellenos sanitarios se puede ampliar técnicamente sobre la conformación de criterios de evaluación. Finalmente, se establecieron mediante comparación y frecuencias consideraciones comunes entre los diferentes países de los principales criterios para cada etapa del relleno sanitario.

3. Resultados

3.1. Tipos de reglamentos analizados

El relevamiento de reglamentos en los países identificó la existencia de 33 documentos específicos, sean leyes marco (12 %), decretos (34 %), resoluciones (9 %), normas oficiales (21 %) y normas técnicas (12 %) (figura1), siendo la mayoría con vigencia en los periodos 1990-2000 (18 %), 2000-2010 (52 %) y 2010-2020 (21 %) (figura 2).



Figuras 1 y 2. Tipos de reglamentos y periodos de vigencia.

3.2. Criterios de evaluación propuestos

El análisis y procesamiento de la información técnica determinó en la fase de planificación 16 criterios, 21 para el diseño y construcción, 34 para la operación y para la clausura y post clausura 18. Además, en relación a los aspectos de sostenibilidad, corresponden 41 criterios de carácter técnico, 25 ambientales, 9 para los sociales y finalmente 14 de índole económicos. A continuación en la tabla 1 y figura 3 se detalla a modo de resumen los criterios de evaluación.

Tabla 1. Detalle de criterios de evaluación

| Fase del proyecto | Aspectos | | | |
|----------------------------------|----------|-------------|----------|------------|
| | Técnicos | Ambientales | Sociales | Económicos |
| Planificación | 8 | 4 | 1 | 3 |
| Diseño y construcción | 12 | 5 | 2 | 2 |
| Operación | 14 | 10 | 5 | 5 |
| Cierre, clausura y post clausura | 7 | 6 | 1 | 4 |

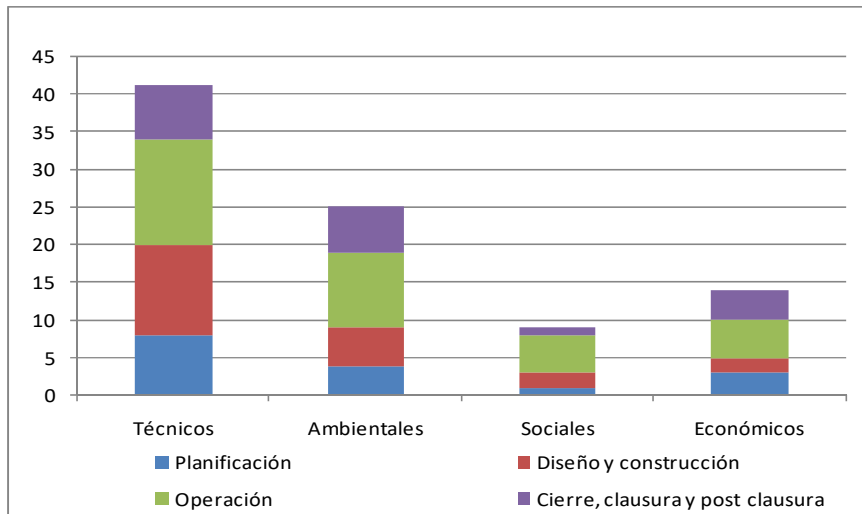


Figura 3. Criterios de evaluación de sostenibilidad de la infraestructura.

3.3. Consideraciones comunes de los reglamentos para cada etapa del proyecto

En la etapa de planificación se puede apreciar que todos los países estipulan restricciones ambientales y urbanísticas para la ubicación del sitio del relleno sanitario, más de la mitad de los países exige calcular los años de vida útil de la fase de operación, el 40 % realizar Evaluaciones de Impactos Ambientales (EIA), de costos, presupuestos y garantías financieras y solo un 25 % hace referencia al perfil académico y competencias del profesional a cargo de la dirección y ejecución de la obra. Para la etapa de diseño y construcción se observó que en todos los países el proyecto ejecutivo debe especificar el tipo de infraestructura, servicios necesarios y sistemas a utilizar para el manejo de los lixiviados, biogás y aguas pluviales y en el 90 % de los casos describir el sistema de impermeabilización de la base del relleno sanitario. Para la etapa de operación se encontró que solo el 80 % de los países estipula exigencias respecto a las especificaciones de disponibilidad del material de cobertura. Además, en un 90 % se deben realizar monitoreos periódicos para garantizar la calidad ambiental de las operaciones y en más del 95 % de los casos el funcionamiento de los frentes de trabajo debe contemplar las condiciones de seguridad y salud ocupacional de los trabajadores. Finalmente, en la etapa de cierre, clausura y post clausura es importante mencionar que el criterio que mas sobresale en un 80 % de los países es relativo al uso y destino final que se aplique al sitio recuperado en el sentido urbanístico. Luego se hacen consideraciones técnica en el 60 % de los casos al diseño del plan de cierre y abandono y entre el 40 y 45 % de las situaciones se contempla sobre la duración en años del periodo de post clausura, parámetros y controles de vigilancia ambiental y el aprovechamiento y valorización del biogás generado.

3.4. Consideraciones particulares de reglamentos en los aspectos de sostenibilidad

En lo relativo a los aspectos técnicos se puede mencionar que la mayoría de los reglamentos estipulan gran cantidad de exigencias en la etapa de planificación para definir el lugar localización o emplazamiento y algunos son terminantes en cuanto a condiciones de exclusión, prohibiciones y restricciones. En los distintos reglamentos, las especificaciones de exclusión, prohibiciones y restricciones varían en función a las características y condiciones locales. Algunas restricciones particulares se derivan en reglamentos y normativas de organismos competentes en la materia, por ejemplo, aviación, vialidad y saneamiento, entre otros. Un solo reglamento establece un procedimiento a seguir por parte de las entidades territoriales para la definición de las áreas potenciales susceptibles para la ubicación de rellenos sanitarios, estableciendo criterios de ponderación y puntaje (caso de Colombia). En la mayoría se especifica en años la vida útil mínima que debe contemplar la operación y el tiempo de vigilancia y control del periodo de post cierre. En algunos reglamentos se consideran estudios de proyección de la población, generación y caracterización de los residuos, lixiviados y biogás. En la mayoría de los países no existen o son mínimos los rellenos de seguridad, por lo cual se permite que estos desechos puedan disponerse en los rellenos sanitarios para desechos ordinarios, en áreas especialmente acondicionadas para tal fin. En estos casos queda prohibida la disposición de desechos potencialmente incompatibles en una misma celda o frente de trabajo. En la mayoría se establecen planes y programas específicos de operación, cierre y clausura. En un solo reglamento se establece un procedimiento para la evaluación de la conformidad para las entidades públicas o privadas que operen sitios de disposición final y permitan el cumplimiento de los requisitos técnicos establecidos (caso de México).

Relacionado a los aspectos ambientales se observó que la mayoría establece la obligatoriedad de realizar EIA para disponer de las licencias o autorizaciones de habilitación y funcionamiento. Se contemplan en forma compleja las variables ambientales locales a considerar en cuestiones de diseño y construcción, por ejemplo climáticas, topográficas, hidrogeológicas, entre otras. Se establecen importantes sistemas de monitoreo y control ambiental que puedan afectar a los recursos naturales y afectar a la comunidad. Algunos países estipulan la necesidad de áreas específicas de disposición para residuos ocasionados por desastres naturales o situaciones extraordinarias, tal el caso de Chile y México. En algunos reglamentos para el tema de emisión de gases, se establece que en forma opcional se podrán desarrollar proyectos de aprovechamiento y valorización del biogás. En la mayoría se contempla el uso final del relleno sanitario

luego del periodo de post clausura y su integración urbanística. En un solo reglamento se incorpora el concepto de minería de rellenos sanitarios (Landfill Mining), es el caso de Colombia.

En lo vinculado a los aspectos sociales, se puede afirmar que en un reglamento se exige resultados de consulta pública practicada a los residentes de la comunidad más cercana al proyecto (caso de Panamá). En la mayoría no se contemplan aspectos de generación local de empleos verdes. En varios reglamentos se exige que la operación debe estar bajo la responsabilidad de un ingeniero sanitario, ambiental, civil o técnico en ingeniería sanitaria y las cuestiones operativas con personal calificado y entrenado. Es de destacar que no se promueven las actividades complementarias de separación, clasificación y reciclaje en forma previa para optimizar el uso del relleno sanitario. En algunos reglamentos se evita la entrada de recolectores informales al relleno sanitario y se prohíbe la segregación en los frentes de trabajo y en la mayoría de los países se especifican condiciones de seguridad y salud ocupacional del personal y planes de emergencias.

Finalmente y en lo relativo a los aspectos económicos, se puede decir que varios reglamentos exigen en la fase de proyecto detallar los costos y presupuestos para cada etapa, como ser Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, Nicaragua, Panamá, Perú, Puerto Rico. En general, se estipulan garantías financieras durante la fase activa y para la etapa de post cierre y se establece aseguramiento financiero para acciones correctivas. Algunos países estipulan en forma obligatoria cierta la cantidad mínima de años de vida útil según el tipo de relleno (manual o mecanizado), prolongando la necesidad de nuevas inversiones. En general, no se promueven las economías de escala a través de la regionalización, salvo en Colombia y El Salvador. En muy pocos casos se tiene en cuenta la economía de transporte de los residuos y operacional. Varios países contemplan la valorización energética del biogás producido pero no se mencionan proyectos de bonos de carbono. Muy pocos países promueven incentivos económicos y deducción de pago de impuestos para empresas que adquieren tecnologías para el manejo de residuos sólidos.

4. Discusión

El relleno sanitario es una tecnología obsoleta que data del año 1930 y actualmente se cuestiona su uso frente a otras alternativas de gestión más sostenible y en países desarrollados y más avanzados en el tema se limita su autorización y uso. No obstante a ello, en América Latina es la opción más aplicada y en la mayoría de los países no son sustentables e incluso se dispone en forma escasa o nula. No se puede ejecutar una estrategia de manejo de residuos sólidos sin el apoyo y la dirección de un marco legal adecuado y actualizado. La legislación no sólo debe incluir procedimientos para exigir y controlar las condiciones de habilitación y funcionamiento del relleno sanitario, sino también metodologías para supervisar y hacer cumplir los reglamentos existentes. Además es importante comprender desde el inicio del proyecto los costos de diseño, construcción, operación y monitoreo de un relleno sanitario durante su vida operativa, etapa de cierre y posterior al cierre, lo cual en numerosos reglamentos no se contempla y sin una comprensión clara de estos costos y de cómo se afrontarán, las ciudades corren el riesgo de tener que cancelar el proyecto antes de que se complete, quizás debido a una financiación insuficiente o de cerrar el predio después de que haya sido construido (EPA, 2020). Disponer de una metodología estándar de evaluación de sostenibilidad es de vital importancia y muy necesario, pero difícil de aplicar al existir dentro de cada país distintas categorías de reglamentos técnicos.

5. Conclusiones

Existe suficiente regulación legal y requisitorias sobre la gestión de rellenos sanitarios siendo todos los reglamentos y normas técnicas analizadas en el presente trabajo de carácter legal (leyes, decretos, resoluciones, acuerdos) y de aplicación obligatoria a nivel nacional, pero se podría afirmar que el estado de cumplimiento de los mismos denota deficiencias y en gran parte de la región se encuentran rellenos sanitarios que operan sin responder a las exigencias técnicas en vigor, que aseguren un desempeño en el marco de los aspectos de sostenibilidad. Aún existe la práctica de disponer residuos sólidos en sitios que solo cumplen parcialmente o ninguna de las condiciones de un relleno sanitario (ONU Medio Ambiente,

2018), por lo cual, se debe garantizar que los países cuenten con rellenos sanitarios operados según lo dispuesto en los reglamentos existentes y posibilitar la reconversión de vertederos incontrolados o basurales a cielo abierto en rellenos sanitarios.

La mayor cantidad de criterios propuestos a través del presente trabajo para evaluar la sostenibilidad de la infraestructura corresponde a las etapas de construcción y operación y para los aspectos técnicos y ambientales. La mayoría de los reglamentos analizados fueron similares en cuanto a su estructura, con una extensión variable promedio entre las 15 y 20 páginas, detallando condiciones y exigencia para cada etapa del ciclo del proyecto y siendo muy completos técnicamente, tal es el caso de Panamá, Perú, Argentina, Chile, Colombia, Nicaragua, Costa Rica, Brasil, pero la mayoría necesitan incorporar nuevos lineamientos actuales en la materia dado que tienen más de veinte años de vigencia (década de 1990 y 2000) y algunos términos, conceptos y definiciones aplicados ya son obsoletos y necesitan de una actualización en función a los nuevos desarrollos técnicos y lineamientos de evaluación de sostenibilidad. Se observa que no estipulan nuevos criterios o tendencias mundiales de gestión de residuos, como por ejemplo la economía de escala y regionalización, economía circular, minería de rellenos sanitarios, valorización energética, mecanismos de desarrollo limpio, por lo cual necesitarían de una revisión. No obstante a ello, algunos reglamentos poseen actualizaciones o agregados recientes, como ser Panamá en el año 2016, Costa Rica en 2014, Colombia en 2017. Sin duda que la gran cantidad de reglamentos vigentes en cada uno de los países e implementados en los últimos veinte años, ha contribuido notablemente a mejorar la situación de los vertederos incontrolados (basurales a cielo abierto) y el paso de su reconversión a los rellenos sanitarios, pero en la actualidad y en función a las tendencias y nuevos desarrollos tecnológicos del sector, se hace necesario avanzar en sus actualizaciones a los fines de mejorar la calidad ambiental de los futuros rellenos sanitarios y de los existentes, elevando los estándares de operación y haciéndolos más eficientes con un nivel adecuado de conducción y tratamiento de lixiviados, de gases y aumentando los niveles de compactación, entre otros. Esto es esencial porque se debe progresar en el tratamiento y disposición final de residuos sólidos urbanos, ya no solo se debe considerar a los rellenos sanitarios como única alternativa sino que se debe apuntar a la promoción de otras tecnologías ambientalmente reconocidas en marco del modelo de economía circular. La actualización de los reglamentos debe contemplar plazos para que los rellenos sanitarios en funcionamiento cumplan con los estándares mínimos de operación y apunten a ser más sostenibles.

6. Referencias

- AGENCIA DE PROTECCIÓN AMBIENTAL DE LOS ESTADOS UNIDOS (EPA) (2020). Mejores prácticas para la gestión de residuos sólidos: Una Guía para los responsables de la toma de decisiones en los países en vías de desarrollo. Octubre de 2020. EPA 530-R-20-002-S. p: 115-125.
- BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO (BID), ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL (AIDIS) Y ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS), (2011). Informe de la Evaluación Regional del Manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina y El Caribe 2010. Códigos de la publicación: IDB-MG-115, AIDIS -001/2011. p: 131-138.
- BANCO DE DESARROLLO DE AMERICA LATINA (CAF) (2018). Economía circular e innovación tecnológica en residuos sólidos Oportunidades en América Latina. p: 54-59.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y AGUA (MMAyA) (2012). Guía para el Diseño Construcción, Operación, Mantenimiento y Cierre de Rellenos Sanitarios. 1º Edición. Gobierno Plurinacional de Bolivia. p: 11-15.
- ONU Medio Ambiente (2018). Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Panamá. p: 69-71.
- PODER LEGISLATIVO NACIONAL (PLN) (2004). Ley Nº 25916 de Gestión de residuos domiciliarios, Argentina. 8 p.
- RONDON TORO E., SZANTO NAREA M., PACHECO J., CONTRERAS E., GALVEZ A., (2016). Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Manuales CEPAL Nº 2. Publicación de las Naciones Unidas, Convenio de Cooperación Técnica entre el Ministerio de Desarrollo Social de Chile y la CEPAL. p: 73-109.



ALTERNATIVAS PARA REDUÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL CAUSADO PELOS RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL

Lopes, Anderson Bueno¹; Pertel, Monica²

¹ Núcleo de Pesquisas em Planejamento e Gestão – NPPG, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Cidade Universitária - Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, andersonlopes_bg@hotmail.com

² Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente – DRHIMA, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Cidade Universitária – Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, monicapertel@poli.ufrj.br

Resumo

O objetivo deste artigo é abordar através de uma revisão bibliográfica as diversas alternativas para a redução dos impactos dos Resíduos da Construção Civil (RCC) no Brasil. Devido a predileção do Brasil pelo concreto, aproximadamente 80% dos seus RCC são recicláveis, entretanto apenas 20% é reciclado no país. Dentre as várias possibilidades de reaproveitamento dos RCC as principais são: camadas de base e sub-base de pavimentação, cobertura primária de vias, fabricação de argamassas de assentamento, revestimento, produção de tijolos, concretos, pré-moldados e camadas drenantes. Além desses, a substituição de agregados naturais por reciclados é uma outra importante forma de reaproveitamento dos RCC. Em 2016 a produção de areia foi de 312 milhões de toneladas, já a produção de brita e cascalho estimada pelo consumo de cimento Portland e asfáltico foi de 236,4 milhões de toneladas. Em 2017, um estudo publicado indicou que a reintrodução dos RCC no ciclo construtivo permite a captação de CO₂. Estima-se que 270 kg de CO₂ podem ser sequestrados se 1 tonelada de RCC for completamente carbonatada. Chegou-se à conclusão de que os RCC gerados no Brasil possuem alto potencial de reciclagem, além de contar com diversas possibilidades para isso. Para aumentar o nível de reaproveitamento dos resíduos no país, faz-se necessária sua reutilização já nos canteiros, além da instalação de mais usinas de beneficiamento. No campo científico, faltam estudos que abordem outras formas de utilização dos RCC, como os resíduos atendem as normas vigentes e como podem ser utilizados para a captação de CO₂.

Palavras-chave: Impacto Ambiental, Reaproveitamento, Reciclagem, Resíduos da Construção Civil (RCC), Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

Abstract

This article aims to address, through a literature review, the various alternatives for reducing the impacts of construction waste in Brazil. Due to Brazil's predilection for concrete, approximately 80% of its construction and demolition (C&D) waste are recyclable, however only 20% is recycled in the country. Among the various possibilities for reusing construction waste, the main ones are: paving base and sub-base layers, road coverage, manufacturing mortar, production of bricks, concrete, prefabricated structures and drainage layers. In addition to these, the replacement of natural aggregates with recycled ones is another important way of reusing this kind of waste. In 2016, sand production was 312 million tons, while the production of gravel and gravel estimated by the consumption of Portland cement and asphalt was 236.4 million tons. In 2017, a study published indicated that the reintroduction of C&D waste in the construction cycle allows the capture of CO₂. It is estimated that 270 kg of CO₂ can be sequestered

if 1 ton of construction waste is completely carbonated. It was concluded that the C&D waste generated in Brazil have a high potential of being recycled, in addition to having several possibilities for this. In order to increase the level of reuse of waste in the country, it is necessary to reuse it at the construction sites, in addition to installing more processing plants. In the scientific field, there is a lack of studies that address other ways of using Construction Waste, how waste meets current standards and how it can be used to capture CO₂.

1. Introdução

O processo de produção do cimento é um dos processos industriais de maior impacto ambiental, sendo responsável por cerca de 7% das emissões mundiais de CO₂ (International Energy Agency [IEA], 2018). O processo de fabricação do cimento exige exploração de recursos naturais e uso de muita energia. Segundo a IEA (2018), a produção de cimento crescerá de 12% a 23% até 2050, o que traz maior preocupação e provoca reflexões tanto sobre seu ciclo de vida, quanto sobre o ciclo de vida dos produtos com ele produzidos.

Um outro problema da indústria da construção civil, o qual será dado ênfase nesse estudo, é a destinação dos RCC. Segundo a Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição (ABRECON, 2015), 50% dos municípios brasileiros ainda destinam os seus resíduos para lixões ou locais irregulares ao invés de reciclá-los (ABRECON, 2015).

A ABRECON afirma que apenas 20% dos RCC são reciclados no Brasil (ABRECON, 2015). Em contrapartida, a União Europeia recicla cerca de 70% do seu RCC, chegando a reciclar até 80% nos casos da Bélgica e da Holanda (Freitas, 2018). Esses exemplos, mostram que é possível reduzir a quantidade de RCC que são dispostos em locais sem o devido cuidado.

Para que os RCC causem um mínimo impacto ambiental, existem diversas alternativas para sua reciclagem e destinação. Cabe ao poder público fomentar a reutilização, além de regulamentar e fiscalizar a correta destinação desses resíduos.

2. Metodologia

Na elaboração deste artigo, abordou-se o tema dos Resíduos da Construção Civil através de uma pesquisa de natureza exploratória com abordagem quali-quantitativa. O trabalho baseou-se nas principais legislações brasileiras sobre o tema: A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) e a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 307 (Brasil, 2002). Além disso o artigo teve como base a Pesquisa Setorial da Reciclagem de Resíduos da Construção 2014/2015 (ABRECON, 2015) e a Dissertação de Mestrado de Motta (2005).

3. Resultados

Na tentativa de mitigar os efeitos nocivos dos resíduos sólidos no país, inspirando-se no Plano de Gestão de Resíduos Europeu, criou-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Esta Lei instituiu mecanismos para conter os avanços dos problemas sociais, ambientais e de saúde causados pelos resíduos (Brasil, 2010). Como um complemento da PNRS, criou-se, em 2002 a Resolução N° 307 do CONAMA que versa mais especificamente sobre os RCC (Brasil, 2002). A Resolução classifica os resíduos sólidos em Classes A, B, C e D. A Resolução define a Classe A como:

I - Classe A - são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como:

- a) de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem;
- b) de construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto;
- c) de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meios-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras (Brasil, 2002, p. 95-96).

Analisando-se a composição do RCC brasileiro, facilmente conclui-se que a maior parte deste é de Classe A (Ver Tabela 1).

Tabela 1. Composição média dos materiais de RCC de obras no Brasil (em %)

| COMPONENTE | % |
|-------------------|-----|
| Argamassa | 63 |
| Concreto e blocos | 29 |
| Outros | 7 |
| Orgânicos | 1 |
| Total | 100 |

Da definição da Classe A dos resíduos e da composição dos RCC no Brasil, conclui-se que o Brasil tem capacidade de reciclar bem mais RCC do que atualmente se recicla. Apesar do país reciclar apenas 20% dos seus RCC (ABRECON, 2015), cerca de 80% do RCC brasileiro é reciclável (Motta, 2005). Belo Horizonte, cidade exemplo em boa gestão dos resíduos sólidos recicla 25% dos seus RCC, em contrapartida, países como Holanda, Bélgica e Dinamarca, reciclam entre 80% e 90% de todo o seu RCC. Sidney, na Austrália, recicla 80% dos seus resíduos da construção (Motta, 2005).

Outro fator que pode aumentar o percentual de reciclagem dos RCC no país é a criação de novas usinas. Segundo a Pesquisa Setorial da ABRECON (2015), depois da Resolução Nº 307 o número de usinas de reciclagem no país aumentou. Há 310 usinas de beneficiamento de RCC. Dentre as dificuldades encontradas no processo de reciclagem citadas no relatório estão a falta de apoio e fiscalização do poder público.

Com mais usinas e mais agregados reciclados substituindo os naturais, haverá uma menor exploração dos recursos naturais. A areia e a pedra britada são os agregados mais explorados no Brasil (Motta, 2005). Em 2016 a produção de areia foi de 312 milhões de toneladas, já a produção de brita e cascalho estimada pelo consumo de cimento Portland e asfáltico foi de 236,4 milhões de toneladas (Brasil, 2019).

Além de uma menor extração de recursos naturais, outro benefício da reintrodução de RCC no ciclo construtivo está a captação de CO₂. Estima-se que 270 kg de CO₂ podem ser sequestrados se 1 tonelada de RCC for completamente carbonatada, entretanto, apenas 11 kg de CO₂ podem ser absorvidos por cada tonelada de agregado de concreto triturado (Kaliyavaradhan, 2017). Kaliyavaradhan (2017) pondera que estudos mais avançados sobre o tema precisam ser feitos, mas os resultados já indicam o potencial do RCC em captar CO₂.

Como visto, o RCC no Brasil é em sua maior parte de Classe A. Isso indica o alto potencial de redução do impacto ambiental da indústria da construção, que pode, através da reutilização e reciclagem desses resíduos, evitar que estes tenham disposição final inadequada.

4. Discussão

4.1 Definição

Considerando toda a discussão em torno do tema dos resíduos da construção civil, faz-se necessário saber sua definição. A Resolução Nº 307 do CONAMA define resíduos da construção civil como:

[...] os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha (Brasil, 2002, p. 95).

A reutilização do RCC faz-se necessária na construção civil por essa ser uma fonte geradora de resíduos. Entre as formas de conter a geração de resíduos estão a reutilização e a reciclagem.

4.2 Reciclagem do RCC

Dentre as formas mais comuns de reutilização do RCC está a reciclagem. A diferença entre reutilização e reciclagem está no processamento dos resíduos. A reutilização não submete os resíduos ao processamento, diferentemente da reciclagem, a qual submete os RCC a um processamento antes de sua reintrodução no processo construtivo (Brasil, 2002).

Somente a Classe A é reciclada nas usinas, os demais resíduos são encaminhados para destinação final adequada. A reciclagem dos resíduos feita em usinas de beneficiamento de RCC utiliza técnicas similares as já utilizadas na mineração. Os processos para a produção do agregado reciclado são basicamente moagem e peneiramento. As etapas do processo de reciclagem são: recebimento do RCC, triagem, trituração, separação magnética e seleção granulométrica (areia, pedrisco, pedra, agregado).

Para que o material não tenha impurezas é feito uma triagem com a remoção de material que não pode ser beneficiado nas usinas, esse material é encaminhado para a destinação final adequada. Depois de removidas as impurezas do material, esse segue para a próxima etapa, a britagem. Antes da trituração o material é peneirado, de forma que partículas finas não cheguem ao britador. Nessa fase os grãos são reduzidos e tomam formas arredondadas. Depois de triturado, o material é submetido à uma esteira magnetizada para que os contaminantes magnetizáveis sejam retirados. Finalmente, o material é separado segundo diversas granulometrias e disposto em baías. Depois de beneficiado, o RCC segue para a armazenagem, uso ou comercialização (Freita, 2016).

À medida que os estados e municípios criem dispositivos legais que regulamentem as leis já existentes sobre o RCC a tendência é que o número de usinas de reciclagem de RCC aumente. Ainda que não se possa reintroduzir todo o RCC na cadeia produtiva, é crucial focar nas formas de conter o avanço dos resíduos. Ao reduzir, reutilizar e reciclar os resíduos, evita-se que esses causem maiores danos sociais, ambientais e à saúde da população.

4.3 Aplicações do RCC Reciclado

As formas de reaproveitamento do RCC são diversas. Pinto (2000) propõe a utilização de baías no canteiro, assim, os resíduos serão armazenados para futura reutilização. Os resíduos como argamassa, alvenaria, concreto, resíduos cerâmicos e resíduos minerais (areia, pedra), podem ser triturados e reutilizados como agregado na própria obra. Outra forma de aplicação do RCC é a sua aplicação em bases e sub-bases de pavimentação. Uma vantagem dessa utilização é que esta técnica consome grande quantidade de resíduo (Motta, 2005).

O uso de agregados reciclados em argamassas é outra forma de aplicação dos RCC. Através de uma síntese de vários estudos sobre essa técnica, Oliveira (2015) concluiu que esse tipo de argamassa pode apresentar resultados melhores que argamassas feitas com agregado natural. As argamassas estudadas apresentaram resistência à aderência, à tração e à compressão aceitáveis pelos limites das normas técnicas aplicáveis, muitas vezes até superando o desempenho das argamassas comuns.

Além das argamassas, as propriedades dos tijolos de solo-cimento fabricados com resíduos de construção também atendem as normas brasileiras. Ferraz e Segantini (2004) concluíram que o tijolo de solo-cimento atende as normas brasileiras e é viável para ser produzido. A utilização de resíduo de argamassa de cimento melhorou o comportamento mecânico dos tijolos solo-cimento, assim como também possibilitou uma economia no uso de cimento.

Castro et al. (2017) estudou a possibilidade de adição mineral de pozolana na produção de cimento. O mineral foi obtido a partir de resíduos de cerâmica vermelha. O resultado foi um cimento que atendeu aos requisitos químicos e físicos das normas, assim como teve um desempenho mecânico superior ao dos cimentos atualmente comercializados.

Embora os exemplos anteriores de aplicações do RCC englobem somente resíduos de Classe A, o gesso, considerado de Classe B, é um resíduo que também pode ser reciclado e que apresenta aplicações úteis. O gesso pode ser utilizado como aditivo na produção de sínter nas usinas siderúrgicas e pode atuar como retardante de pega na fabricação do cimento. Na construção civil, o gesso pode ser reincorporado em placas de drywall ou em outros artefatos. Além disso, o gesso pode ainda ser reaproveitado na agricultura como fertilizante ou na correção de solos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO DRYWALL, 2012).

Diante do exposto, podemos afirmar que há diversas formas de reintrodução dos RCC já nas próprias obras de construção, seja através da sua utilização para pavimentação ou como agregado reciclado no próprio canteiro, seja por meio de sua reintrodução no ciclo construtivo por meio de argamassas e tijolos solo-cimento. Além disso, as indústrias de adubo, cimentícia e siderúrgica também ajudam a frear o impacto ambiental dos RCC através do reaproveitamento do gesso na sua cadeia produtiva.

5. Conclusões.

A indústria da construção utiliza largamente o cimento e os agregados minerais. O cimento é causador de um alto impacto ambiental, dado a grande quantidade de matéria-prima extraída, alto gasto de energia e grande quantidade de CO₂ emitida para produzi-lo. Outros impactos ambientais decorrentes da atividade da indústria da construção são: a extração de recursos para serem utilizados como agregados naturais e a grande quantidade de RCC gerados. Dessa forma esse estudo analisou as formas de mitigar os efeitos nocivos dos RCC, principalmente no que concerne à construção civil.

Chegou-se à conclusão de que os RCC gerados no Brasil possuem alta capacidade de reaproveitamento, principalmente por sua composição, que é em sua maior parte de Classe A e por que há diversas alternativas viáveis para isso. Os RCC podem ser reaproveitados no próprio canteiro de obras, passar por beneficiamento em usinas fixas ou móveis ou ser utilizado na indústria de adubos, cimentícia ou siderúrgica.

Para que se atinja um ótimo nível de reciclagem e reaproveitamento do RCC, como o de alguns países europeus, que chegam a reciclar até 80% do seu resíduo, é necessário que os RCC sejam utilizados mais amplamente e mais usinas de beneficiamento sejam instaladas pelo país. A quantidade de usinas existentes no país é ínfima, principalmente se for considerado o grande volume de RCC gerados.

No que tange à contribuição da comunidade científica, ainda há muito para se pesquisar sobre o tal resíduo. Faltam mais estudos para abordar outras formas de utilização do RCC, como ele atende as

normas técnicas ou como pode ser tratado para que possa atendê-las e como pode ser utilizado para reduzir ainda mais os impactos causados por sua geração, como por exemplo, a utilização de agregados reciclados para a captação de CO₂. Ressalta-se a importância de políticas públicas municipais voltadas ao reaproveitamento, de modo a incentivar os pequenos e grandes geradores.

6. Referências.

- Associação Brasileira do Drywall (2012). *RESÍDUOS DE GESSO NA CONSTRUÇÃO CIVIL - Coleta, armazenagem e reciclagem*. São Paulo, jul. 2012.
- Associação Brasileira Para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição (ABRECON) (2015). *Pesquisa Setorial da Reciclagem de Resíduos da Construção 2014/2015*. 2015.
- BRASIL (2019). Agência Nacional de Mineração (ANM). *Sumário Mineral 2017*. Brasília, v. 37, 2019.
- BRASIL (2002). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº. 307, de 05 de julho de 2002*. Brasília. Diário Oficial da União, de 17 de julho de 2002, seção I, p. 95-96.
- BRASIL (2010). *Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília Diário Oficial da União, de 3 de agosto de 2010, seção I, p. 3.
- Castro, A. L., Santos, R. F. C., Gonçalves, K. M.; Quarcioni, V. A (2017). *Caracterização de cimentos compostos com resíduo da indústria de cerâmica vermelha*. Cerâmica, São Paulo, v. 63, n. 365, p. 65-76, mar. 2017.
- Ferraz, A. L. N.; Segantini, A. A. S. (2004). *Engenharia sustentável: aproveitamento de resíduos de construção na composição de tijolos de solo-cimento*. ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 5, 2004, Campinas.
- Freita, C. L. V. E; Santos, V. M. L. Dos; Santos Júnior, J. E. Dos; Silva, T. C. C. Da. (2016). *Reciclagem de resíduos de construção e demolição (RCD): um estudo de caso na usina de beneficiamento de resíduos de Petrolina-PE*. Revista de Gestão Social e Ambiental. São Paulo, v. 10, n. 1, p. 93-109, jan. 2016.
- Freitas, L. de. (2018). *Reaproveitamento de resíduos sólidos da construção civil no Brasil*. 2018. Disponível em: <<https://domtotal.com/noticia/1262733/2018/06/reaproveitamento-de-residuos-solidos-da-construcao-civil-no-brasil/>>.
- International Energy Agency (IEA) (2018). *Technology Roadmap - Low-Carbon Transition in the Cement Industry*. França, 2018.
- Kaliyavaradhan, S.K.; Ling, T.C. (2017). *Potential of CO₂ sequestration through construction and demolition (C&D) waste – An overview*. Journal of CO₂ Utilization. p. 234-242. Jun. 2017.
- Motta, R. S (2005). *Estudo laboratorial de agregado reciclado de resíduo sólido da construção civil para aplicação em pavimento de baixo volume de tráfego*. 2005, 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transporte) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.
- Oliveira, B. T. (2015). *Uso de resíduos de construção e demolição em argamassas para revestimento de alvenaria*. 2015, 68 f. Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Civil) – POLI/UFRJ, Rio de Janeiro, 2015.
- Pinto, T. P. (2000). *Reciclagem no canteiro de obras – responsabilidade ambiental e redução de custos*. Revista Técnica. n. 49, p.64-68. nov/dez 2000.

UTILIZAÇÃO DE SOFTWARES APLICADOS A GESTÃO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL: UMA REVISÃO

Ferreira Neto, Antonio¹; Lopes, Régia Lúcia²

¹ Programa de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, Instituto Federal de Tecnologia e Ciência do Rio Grande do Norte, Brasil, eng.ferreiraneto@outlook.pt

² Programa de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, Instituto Federal de Tecnologia e Ciência do Rio Grande do Norte, Brasil, regia.lopes@ifrn.edu.br

Resumo

Quando os resíduos da construção civil não são gerenciados de forma correta, implicam em inúmeros impactos ao meio ambiente e a sociedade. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) determina as responsabilidades dos geradores de resíduos e que os municípios implementem planos de gestão a partir de suas realidades. A utilização de sistemas tecnológicos de apoio a gestão integrada de informações (software), torna-se um recurso importante no planejamento de atividades que auxiliem no gerenciamento de resíduos, sendo empregados por diversos estudos como ferramenta de apoio para gestão sustentável. Esse estudo teve como objetivo principal, avaliar, a partir de uma revisão de literatura, a utilização de ferramentas tecnológicas tais como softwares e aplicativos, em atividades de gestão de resíduos de construção civil, analisando suas características, aplicabilidade, facilidade, e resultados nos contextos utilizados. O estudo foi realizado com buscas nas bases de dados *SciELO*, *Google Scholar* e *ScienceDirect*, usando as palavras-chave “resíduos da construção e demolição” combinada com “gestão de resíduos”, “software”, “aplicativo”, “sistema de informação” e “tecnologia”. Utilizando ainda, processos de exclusão, que permitiram identificar os artigos para revisão, resultou-se na análise completa de nove artigos. Seus resultados apontaram que essas ferramentas têm atendido satisfatoriamente os objetivos referentes ao apoio na tomada de decisões para medidas de redução, reutilização, reciclagem e gerenciamento de resíduos, indicando a viabilidade no uso dessas ferramentas para outros estudos, visto que podem ser úteis em diversas áreas da gestão de resíduos.

Abstract

When construction waste is not managed correctly, have numerous impacts on the environment and society. In Brazil, the National Solid Waste Policy (RNRS) determines the responsibilities of waste generators and that municipalities implement management plans based on their realities. The use of technological support systems for integrated information resource in the planning of activities that assist in waste management, being used by several studies as a support tool for sustainable management. This study aimed to evaluate, from a literature review, the use of technological tools such as software and applications, in civil construction waste management activities, analyzing their characteristics, applicability, easy, and results in the contexts used. The study was carried out with searches in the *SciELO*, *Google Scholar* and *ScienceDirect* databases, using keywords “construction and demolition waste” combined with “waste management”, “software”, “application”, “information system” and “technology”. Also using exclusion processes, which allowed the identification of articles for review, resulted in the complete analysis of nine articles. Their results showed that these tools have satisfactorily met the objectives relating to support in decision-making for measures of reduction, reuse, recycling and waste

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

management, indicating the feasibility of using these tools for other studies, as they can be useful in several areas of waste management.

Palavras chave/keywords: gerenciamento de resíduos, resíduos da construção e demolição, tecnologia, gestão sustentável, sistema de informação / waste management, construction and demolition waste, technology, sustainable management, information system.

1. Introdução

A ausência de práticas de gerenciamento para com os Resíduos da Construção Civil (RCC), ou até mesmo a gestão ineficiente dos espaços urbanos tem ocasionado graves problemas como o descarte irregular desses resíduos no meio ambiente, onde o acúmulo destes afeta diretamente a saúde e qualidade de vida da população (Klein; & Dias, 2017).

Desde o ano de 2002 o Brasil dispõe da Resolução n°. 307 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (2002) que propõe políticas ambientais relacionadas aos impactos causados pela geração dos RCC. Essa resolução apresenta instrumentos focados na redução, reutilização e reciclagem e define as diretrizes para os municípios brasileiros e o Distrito Federal, que foram reforçados pela Política Nacional de Resíduos sólidos – PNRS (Brasil, 2010). Também propõe que se utilizem ferramentas capazes de desenvolver e programar políticas de gestão local por meio de Planos Integrados de Gerenciamento, cujo objetivo é identificar responsabilidades de geradores, levando-os a assumir soluções dos agentes envolvidos desde a geração, até a disposição final (Souza, 2017; Brasil, 2002).

Partindo desse pressuposto, algumas práticas envolvendo o emprego de ferramentas tecnológicas no desenvolvimento de políticas para gestão de RCC têm sido observadas em vários estudos sobre sustentabilidade e gestão, se mostrando como uma possível alternativa para reduzir o impacto ambiental causado pela geração de resíduos da construção civil (Abreu; & Mendes, 2016).

Uma dessas possíveis ferramentas tecnológicas é o sistema de software, definido por Ferreira (2019) como um grupo de instruções computadorizadas que, quando executadas, seja capaz de promover funcionalidade e desempenho desejados. Assim, objetiva-se que esta técnica ofereça além de funções programadas, o exercício de práticas organizacionais providas de inteligência artificial que auxilie no processo de tomada de decisões, sejam elas estratégicas, táticas ou operacionais (Ferreira, 2019).

Portanto, diante dessa contextualização, objetiva-se com esse estudo avaliar, a partir de uma revisão de literatura, a utilização de ferramentas tecnológicas tais como softwares e aplicativos, em atividades de gestão de resíduos de construção civil pelos municípios, sobretudo, analisando suas características, aplicabilidade, facilidade, e resultados nos contextos utilizados, publicados a partir Resolução n°. 307 do CONAMA/2002 (Brasil, 2002).

2. Metodologia

Esse artigo seguiu proposta metodológica de revisão de literatura utilizada em análises científicas, descrita por Bento (2012). Essa é uma ferramenta de importante eficiência, uma vez que aponta como outros pesquisadores já trataram a proposta metodológica e as questões de um determinado tema, fornecendo parâmetros pertinentes para estudos posteriores.

A linha de investigação seguiu pela procura de artigos que tem tratado sobre o desempenho e eficiência da utilização de ferramentas tecnológicas em atividades de gestão de resíduos de construção civil, seguindo-se os passos: identificação as palavras chaves; realização de análise de fontes secundárias; reunião de fontes primárias e realização da leitura crítica da produção científica selecionada.

Ao seguir esses passos metodológicos, as bases de dados definidas para a localização e seleção dos artigos foram: *Scientific Eletronic Library Online (SciELO)*, *ScienceDirect* e *Google Scholar*.

As palavras-chave para a pesquisa utilizada foram: resíduos da construção e demolição, gestão de resíduos, *software*, aplicativo, sistema de informação, tecnologia.

Com o objetivo de selecionar apenas artigos relevantes sobre a temática de ferramentas de gestão de resíduos da construção e demolição, com o emprego de *softwares* e aplicativos, optou-se por utilizar os seguintes critérios de inclusão: artigos publicados entre janeiro de 2010 e maio de 2021 nos idiomas português e inglês. Já os critérios de exclusão foram: artigos de revisão de literatura; trabalhos acadêmicos tais como monografias, dissertação e teses além de artigos de periódicos publicados fora do recorte temporal e aqueles não disponíveis para leitura na íntegra de forma gratuita.

Com o uso das palavras-chave nas bases de dados escolhidas optou-se por usar como destaque de busca o termo “resíduos da construção e demolição”, de forma isolada nas três bases de dados, em inglês e português, porém, em ambas, o índice de aparecimento de artigos foi muito alto, de modo a englobar todos os tipos de pesquisas envolvendo esses termos. Na base de dados Google Scholar, optou-se por usar o comando “*allintitle*”, visando restringir a busca por artigos com o termo “resíduos da construção e demolição” apenas no título.

Em seguida, o termo “resíduos da construção e demolição” passou a ser combinado com as demais palavras-chave, adicionando-se operadores booleanos “E” e “AND” em português e inglês, respectivamente. Ainda assim, com o intuito buscar frases com termos diretamente para o tema desse estudo, as combinações eram escritas entre aspas (“”).

No período em que foi realizado a pesquisa, a maior parte das produções científicas encontradas eram de estudos contemplando apenas a geração dos resíduos da construção civil, não envolvendo técnicas de gestão com uso de *softwares*, com isso, enquadraram-se nos critérios de exclusão. Além disso, vale salientar que muitos deles também eram dispostos em outros formatos de apresentação, tais como livros, teses e dissertações.

Dessa forma, como resultados das buscas, os artigos selecionados foram escolhidos, dentro dos critérios de inclusão cujo foco se deu na pesquisa, por estudos que evidenciassem o uso de *softwares* como ferramentas capazes de auxiliar na gestão de resíduos da construção e demolição. Ao todo, foram selecionados nove artigos obedecendo os critérios pré-estabelecidos, passando a ser analisados criticamente em detalhes, buscando conhecer os principais pontos de eficiência na utilização dessas ferramentas para esta prática. Fez-se ainda o uso do Microsoft Office Excel® para organização dos dados e sintetização das ideias centrais de cada estudo.

3. Resultados

Com o objetivo de adquirir e fornecer informações sobre como tem sido o emprego e a utilização de ferramentas tecnológicas como softwares no auxílio de práticas para o gerenciamento dos Resíduos da Construção e Demolição, esta revisão de literatura, por meio de um processo abrangendo critérios de inclusão e exclusão, culminou na análise de nove documentos científicos, sintetizando informações pertinentes à esta temática, tais como: título, ano de publicação, país onde foi realizado o estudo, autoria e periódico, conforme mostra a Tabela 1.

Tabla 1. Artigos estudados

| N° | Título | Ano de Publicação | País de estudo | Autoria | Periódico |
|----|--------|-------------------|----------------|---------|-----------|
|----|--------|-------------------|----------------|---------|-----------|

IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos

| | | | | | |
|---|--|------|--------|---|---|
| 1 | Sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos de construção e demolição para municípios de pequeno porte | 2014 | Brasil | Lucas Bastianello Bcremin, Armando Borges de Castilhos Junior, Janaide Cavalcante Rocha | Eng Sanit Ambient |
| 2 | Modelo dinâmico de sistemas para o gerenciamento de resíduos da construção civil na cidade de Porto Alegre: estudo de caso | 2015 | Brasil | Luis Hernando Walteros Galarza, Sandra Tatiana Reys gómez, Estela Oliari Garcez, Érico Cunde Correa, Álvaro Chávez Porras, Isaac Huertas Forero | Eng Sanit Ambient |
| 3 | Quantificação e classificação dos resíduos procedentes da construção civil e demolição no município de Pelotas, RS | 2012 | Brasil | Alessandra Buss tessaro, Jocelito Saccol de Sá, Lucas Bastianello Scremin | Ambiente Construído |
| 4 | A dynamic model for assessing the effects of management strategies on the reduction of construction and demolition waste | 2012 | China | Hongping Yuan, Abdol R. Chini, Yujie Lu, Liyin Shen | Waste Management |
| 5 | Forecasting of construction and demolition waste in Brazil | 2016 | Brasil | Diogo Hf Paz, Kalinny Pv Lafayette | Waste Management and Research: the Journal for a Sustainable Circular Economy |
| 6 | Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics | 2014 | China | Mohamed Marzouk, Shima Azab | Resources, Conservation and Recycling |
| 7 | Construction and demolition waste in the metropolitan city of Naples, Italy: state of the art, circular design, and sustainable planning opportunities | 2021 | Itália | Silvio Cristiano, Patrizia Ghisellini, Gianni D'ambrósio, Jingyan Xue, Antonio Nestico, Francesco Gonella, Sergio Ullgiati | Journal of Cleaner Production |
| 8 | Analysis of tehran construction and demolition waste management with system dynamics approach | 2014 | Irã | Ali Mohammad Ahmadvand, Ali Naderi Varandi, Mahdi Bastn, Mohsen Yahyaei | Asiana Research Consortium |
| 9 | Software para gestão de resíduos sólidos da construção civil | 2016 | Brasil | Gustavo Rodrigues de Oliveira abreu, Thiago Augusto Mendes | Tecnia |

Conforme descrito na tabela acima, cindo dos nove artigos selecionados possuem seu estudo desenvolvido no Brasil, e os demais foram desenvolvidos no Irã, na Itália e na China.

4. Discussão

Ao realizar o estudo nos nove artigos selecionados, constatou-se que sete deles abordavam a implementação de sistemas dinâmicos com o emprego de tecnologia de *softwares* capazes de auxiliar na tomada de decisão para práticas de gestão de resíduos, sendo três deles aplicados diretamente em formato de estudo de caso, isto é, com sua metodologia direcionada na coleta de dados e analisados na prática. Já os demais, tiveram por base tanto a análise de conteúdo como o desenvolvimento dos aplicativos, descrevendo seu processo metodológico de desenvolvimento pontuando possíveis impactos causados por sua aplicabilidade.

A Tabela 2 demonstra a metodologia empregada de cada artigo.

Tabla 2. Metodologia empregada em cada artigo

| Artigo | Metodologia |
|--------|--|
| 1 | Desenvolvimento de um sistema de apoio ao gerenciamento desses resíduos, implementado por meio de um programa computacional, fornecendo as informações referentes aos RCCs necessárias para sua utilização, além e fornecer um diagnóstico da situação dos RCC e alternativas/propostas de gestão dos RCC. |

| | |
|---|---|
| 2 | Desenvolvimento de um modelo conceitual de análise do processo de produção dos blocos através do comportamento que apresenta as variáveis que intervêm no processo, demonstrando que a utilização de resíduos de construção e demolição é uma alternativa socioambiental com potencial econômico. |
| 3 | Desenvolvimento de um diagnóstico qualitativo e quantitativo da produção de resíduos de construção e demolição (RCC), com o de auxílio de um software. |
| 4 | Proposta de uma ferramenta <i>software</i> capaz de auxiliar na tomada de decisão, com relação a práticas de redução, reutilização e gestão de resíduos da construção e demolição, simulando efeitos de estratégias de impactos causados pelas medidas propostas. |
| 5 | Desenvolvimento de um <i>software</i> que facilite e analise estratégias para auxiliar no gerenciamento de resíduos em canteiros de obras, por meio de indicadores de geração de resíduos de construção e demolição. |
| 6 | Avaliação de impactos causados pela geração de resíduos da construção e demolição com o uso de um <i>software</i> , com o objetivo de mitigar danos negativos resultantes do descarte irregular desses resíduos. |
| 7 | Desenvolvimento de <i>software</i> capaz de avaliar e quantificar impactos causados pela economia circular e sustentável causados pelo processo de reciclagem de resíduos da construção e demolição. |
| 8 | Desenvolvimento de um conjunto de práticas de política e gestão para resíduos da construção e demolição propostas por um <i>software</i> capaz de quantificar e projetar a eficácia dessas medidas sugeridas. |
| 9 | Desenvolvimento de uma ferramenta digital em formato de aplicativo <i>web</i> que aplica na prática conteúdos teóricos capaz de facilitar a gestão de resíduos da construção e demolição em canteiro de obras. |

Todos os artigos analisados apresentaram como objetivo a redução impactos causados pela geração de RCC, além de apontarem o emprego de ferramentas tecnológicas como alternativas de práticas de gestão desses resíduos em sua metodologia, sejam elas aplicadas na quantificação, qualificação, disposição de informações, servindo de banco de dados, dispositivo para tomadas de decisão, entre outros.

Além disso, os *softwares* descritos nos artigos eram de fácil acesso e dispõem de diversas aplicações que podem ser desenvolvidas e melhoradas no que se refere a tecnologia da informação, atrelada a gestão de resíduos, abrangendo um amplo leque de dispositivos e situações de gestão que podem ser desenvolvidas. Todos os estudos buscaram idealizar *softwares* que dispusessem como uma alternativa aos aplicativos convencionais já utilizados de forma geral, funcionando em dispositivos móveis e em diversas situações, com diferentes *templates*, de fácil utilização e familiarização no modo de operação.

5. Conclusão

A pesquisa com a metodologia baseada na revisão da literatura permitiu identificar como o emprego de ferramentas tecnológicas tem contribuído com o avanço de técnicas aplicadas à gestão de resíduos da construção civil. As ferramentas buscaram alternativas para a gestão de RCC que impactam fortemente na gestão municipal tendo em vista ser um resíduo de grande volume, e que muitas vezes podem ocasionar impactos nos centros urbanos quando não são gerenciados adequadamente, desde o pequeno gerador, até o grande gerador. Essas ferramentas demonstraram alinhamento com premissas da PNRS tanto aos objetivos propostos quando referentes ao apoio na tomada de decisões para medidas de redução, reutilização, reciclagem e gerenciamento de resíduos. Isso indica a viabilidade do uso de ferramentas para outros estudos, visto que eles podem ser muito úteis em outros âmbitos da gestão de resíduos.

Este estudo está servindo de base para o desenvolvimento de um *software* em formato de aplicativo que disponha acesso fácil e gratuito para troca de informações sobre a geração de resíduos da construção e demolição de um município no Nordeste brasileiro, que seja capaz de dispor de informação sobre diretrizes, responsabilidades e disposição de desses resíduos, de modo a resultar em um produto tecnológico de uma pesquisa de dissertação na área das ciências ambientais.

Referencias

- Abreu, G. R. O., & Mendes, T. A. (2016). Software para gestão de resíduos sólidos da construção civil. *Tecnia*, 5, 79-96.
- Ahmadvand, A. M., Varandi, A. N., Bastan, M., & Yahyaeu, M. (2014). Analysis of Tehran construction and demolition waste management with System Dynamics Approach. *Asian Research Consortium*, 4(8), 234-242.
- Bento, A. (2012). Como fazer uma revisão da literatura: considerações teóricas e práticas. *Revista JA*, 65(7), 42-44.
- Brasil. (2002). Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Resolução n°. 307, de 05 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União*.
- Brasil. (2010). Lei n° 12.303, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n° 9.605, de 2 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*.
- Cristiano, S., Ghisellini, P., D'Ambrosio, G., Xue, J., Nesticó, A., Gonella, F., & Ulgiati, S. (2021). Construction and demolition waste in the Metropolitan City of Naples, Italy: State of the art, circular design, and sustainable planning opportunities. *Journal of Cleaner Production*. Obtido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621000767>
- Ferreira, V. V. (2019). *Projeto de um Software de Gestão Integrada de Resíduos* [Tese de Dissertação, Universidade Federal do Triângulo Mineiro]. <http://btdt.uftm.edu.br/bitstream/tede/765/9/Dissert%20Vinicius%20V%20Ferreira.pdf>
- Galarza, L. H. W., Gómez, S. T. R., Garcez, E. O., Correa, E. C., Porras, A. C., & Forero, I. H. (2015). Modelo dinâmico de sistemas para o gerenciamento de resíduos da construção civil na cidade de Porto Alegre: estudo de caso. *Engenharia sanitária e ambiental*, 20(3), 463-474.
- Klein, F. B., & Dias, S. L. F. G. (2017). A disposição irregular de resíduos da construção civil no município de São Paulo: um estudo a partir dos instrumentos de políticas públicas ambientais. *Desenvolvimento e Meio ambiente*, 40, 483-506.
- Marzouk, M., & Azab, S. (2014). Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics. *Resources, Conservation and Recycling*, 82, 41-49.
- Paz, D. H., & Lafayette, P. v. (2016). Forecasting of construction and demolition waste in Brazil. *Waste management and research: the journal for a sustainable circular economy*, 8, 693-707.
- Scremin, L. B., Castilhos Júnior, A. B., & Rocha, J. C. (2014). Sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos de construção e demolição para municípios de pequeno porte. *Engenharia sanitária e ambiental*, 19(2), 203-206.
- Souza, I. N. C. (2017). Impactos Causados pelos resíduos procedentes da construção civil e demolição: uma análise conceitual dos procedimentos para minimizá-los. *Semana Acadêmica*. Obtido de <http://semanaacademica.com.br/artigo/impactos-causados-pelos-residuos-procedentes-da-construcao-civil-e-demolicao-uma-analise>
- Tessaro, A. B., Sá, J. S., & Scremin, L. B. (2012). Quantificação e classificação dos resíduos procedentes da construção civil e demolição no município de Pelotas, RS. *Ambiente construído*, 12(2), 121-130.

LA RECOLECCIÓN DE RESIDUOS DURANTE EL COVID-19: VISIÓN DE LOS TRABAJADORES

Cruz Razgado, Brenda E.; Acatitla Hernández, Paula; Salinas Serrano, Ana K.; Tejada Tobón, Bianca J.; Vázquez Morillas, Alethia

Tecnologías Sustentables, Depto. de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana, México, San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco 02200, becr@azc.uam.mx, pah.2601@gmail.com, ana_k97@outlook.es, bianca.jime.tejada@gmail.com, alethia@azc.uam.mx

Resumen

Desde siempre ha existido indiferencia significativa por parte de la ciudadanía hacia la labor de los recolectores de residuos, pese a la gran importancia que tienen y a los riesgos a los que están expuestos diariamente. Esta investigación tuvo como objetivo conocer la forma en la que los recolectores de residuos perciben el riesgo y la importancia de su trabajo durante la pandemia SARS COV-2 (COVID-19). Se aplicaron 24 entrevistas a diferentes recolectores locales, 9 en la Ciudad de México, 13 en el Estado de México, 1 en Puebla y 1 en Hidalgo. El 37.5% de los recolectores afirma que algún compañero ha enfermado de COVID-19, sin embargo, no todos utilizan equipo de protección personal durante su jornada laboral, a pesar de que al 70.8% de los trabajadores se les ha proporcionado. El 62.5% afirma que no ha detectado cambios en la separación de residuos y el 75% de los recolectores no sigue un protocolo diferente para el manejo adecuado de los residuos. Se observó que los recolectores perciben que la ciudadanía no ha seguido las recomendaciones sanitarias, al no manejar de forma separada los residuos de enfermos de COVID-19 previo a la recolección; además la información y difusión proporcionada por las autoridades sobre la separación y manejo de residuos ha sido insuficiente.

Palabras clave: riesgo, equipo de protección personal, manejo de residuos.

Abstract

For a long time the work of waste collectors has been neglected by the citizens, despite its relevance and the risk involved in this activity. This research aimed to know the perception of waste collectors about their risk and work conditions during the SARS COV-2 (COVID-19) pandemic. Interviews were made to 24 local waste collectors, 9 in Mexico City, 13 in the State of Mexico, 1 in Puebla and 1 in Hidalgo. Up to 37.5% of collectors answered that one of their co-workers has been infected by COVID-19, however, it was observed that not all of them use personal protective equipment, even if 70% has received it. Most of them (62.5%) have not observed changes in waste separation by citizens, and in fact 75% of them manage the waste in the same way than before the pandemic. Waste collectors describe that people have not followed preventive measures, as they do not separate the waste produced by COVID-19 patients. Also, the information provided by the authorities about waste separation and management has been insufficient.

Keywords: risk, personal protective equipment, waste management

1. Introducción

La recolección de residuos es el eslabón que permite transferir los residuos desde su punto de generación hasta la siguiente etapa de su manejo. Si bien en México la cobertura de recolección varía de acuerdo a la zona del país y la infraestructura con la que se cuente se estima una recolección del 83.87% de los residuos generados a nivel nacional. Esta actividad es llevada cabo por prestadores del servicio público, privado y social, también conocido como informal. Los censos han permitido estimar el porcentaje que representan los distintos prestadores de servicios de recolección, siendo el sector público el de mayor cobertura, con 87.12%, el privado con 9.82% y el social con 3.06% (SEMARNAT, 2020).

La participación de los distintos sectores puede darse de forma simultánea en el mismo lugar, como es el caso de la Ciudad de México, en donde trabajadores informales denominados “voluntarios” trabajan de manera integrada con los servicios públicos. A los trabajadores del sector informal se les puede encontrar en diferentes actividades del servicio público de limpia, ya sea en el barrido manual o en el camión recolector; cuando participan en estas actividades son conocidos como voluntarios. Por otra parte, si se encuentran en las plantas de selección y en los sitios de disposición final son llamados pepenadores (Linzner y Lange 2015).

El manejo de RSU siempre ha sido una actividad peligrosa para la salud para los trabajadores encargados, ya que la mala o inexistente separación de los residuos y la falta de etiquetas en las bolsas pueden provocar desde riesgos como la contaminación de una bacteria o virus transportada en las bolsas de residuos hasta heridas por objetos punzocortantes, ya sean que estén contaminados o no. En la problemática sanitaria actual, el personal de servicio público de recolección y limpieza municipal están expuestos al contagio de forma directa, por medio de microgotas de mucosidad, saliva o lágrimas de individuos contagiados, o de forma indirecta, al estar en contacto con los RSU contaminados (González Ávila, 2020).

La recolección de residuos es una labor esencial para el mantenimiento de la salud pública. Sin embargo, sus actores principales, los recolectores, con frecuencia desempeñan su tarea en condiciones adversas, que los exponen a riesgos y discriminación. Esta situación se ha recrudecido durante la pandemia originada por el virus SARS-COV19. El objetivo de esta investigación fue conocer la percepción de los recolectores de residuos

2. Metodología

Con el fin de conocer la percepción de los recolectores sobre su trabajo durante la pandemia se diseñó un cuestionario de 23 preguntas. A partir del mismo se buscó identificar sus condiciones actuales de trabajo, los riesgos a los que consideran que han estado expuestos (antes y durante la pandemia), así como su opinión sobre la valorización de su trabajo por parte de la ciudadanía. Las encuestas se aplicaron personalmente a los recolectores (trabajadores municipales, de alguna asociación o voluntarios), informándoles previamente sobre qué se trataba la entrevista y los propósitos para los que se utilizaría la información obtenida. Durante la entrevista se les preguntó si querían proporcionar su nombre y de ser así, si daban su autorización para hacer pública dicha información. Junto con las entrevistas también se solicitó permiso para tomar fotografías de los camiones que transportan los residuos y de los recolectores realizando sus actividades.

Todas las respuestas obtenidas fueron procesadas y condensadas en un solo archivo de Excel con el propósito de obtener estadísticas e información clave de las condiciones laborales actuales de los recolectores. Las respuestas se utilizaron, además, para elaborar carteles que se difundieron a través de

redes sociales para informar a la ciudadanía sobre la percepción que tienen los recolectores sobre la valorización de su trabajo y las acciones que consideran que puede realizar la ciudadanía para mejorar sus condiciones laborales.

3. Resultados

Se entrevistó a 24 recolectores, todos del género masculino (Figura 1). El 60 % tiene entre 31 y 50 años, y sólo el 25 % cursó estudios de bachillerato. Se trata, por tanto, de adultos en edad productiva que en general no han tenido muchas opciones de desarrollo a través de la educación, lo que limita sus posibilidades de acceder a otras opciones de empleo. La mayoría de los entrevistados (67 %) es empleado de un municipio o alcaldía, sin embargo, el 20% trabaja por su cuenta. El que dos terceras partes cuenten con un trabajo formal en teoría debería favorecer la adaptación a su trabajo a las condiciones de pandemia, sin embargo, no siempre es así.



Figura 1. Ejemplos de recolectores entrevistados

Aunque el 58 % de los entrevistados considera que su trabajo los pone en riesgo de contagiarse de COVID-19, una proporción del 8 % afirma que tal riesgo no existe, lo que muestra una falta de información sobre las condiciones objetivas de riesgo a las que están expuestos (Figura 2). Nueve trabajadores (37 %) afirman tener compañeros que se han contagiado, y el 89% de ellos consideran que dicho contagio ocurrió durante sus labores de recolección.

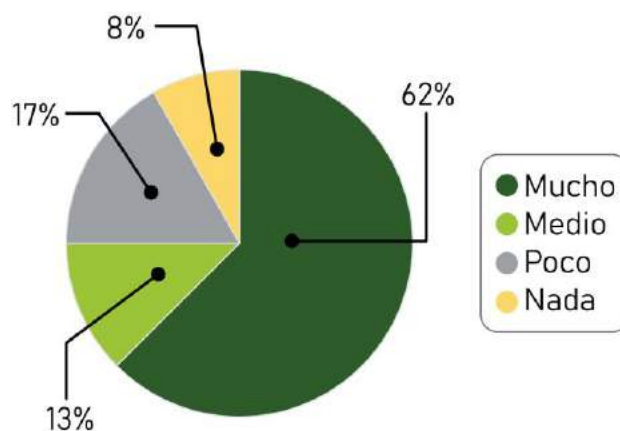


Figura 2. Percepción de riesgo por parte de los recolectores entrevistados

El 71 % de los trabajadores recibió equipo de protección personal, principalmente cubrebocas, guantes y gel antibacterial, sin embargo, su uso no es una práctica continua. Esto se debe a tres causas principales: la primera, que dicho equipo se suministró sólo una vez, y no de manera sistemática; la segunda, la incomodidad de utilizarlo mientras se realiza un trabajo eminentemente físico; y la tercera, la percepción de que el riesgo que se corre es bajo o nulo.

No se observa, en términos generales, que la pandemia haya modificado la forma en que los ciudadanos separan los residuos, pues solamente el 38 % de los trabajadores indican que los residuos sanitarios, tales como cubrebocas, guantes, medicamentos y material de curación son separados (Figura 3). El 83% consideró que si se realizara una correcta separación de los residuos provenientes de enfermos de COVID-19 el riesgo disminuiría.

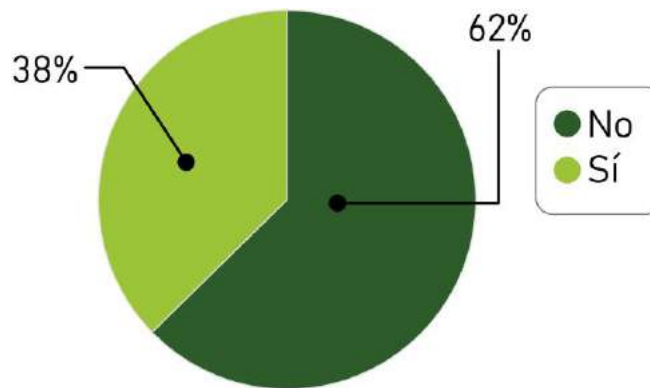


Figura 3. Respuesta a la pregunta: ¿percibió cambios en la separación de residuos por parte de la ciudadanía?

A pesar de lo anterior los trabajadores, en su mayoría (75 %) no aplican procedimientos especiales de higiene y seguridad para este tipo de residuos. Puede afirmarse que aunque los trabajadores, en general, conocen los riesgos potenciales debido al manejo de residuos que pudieron estar en contacto con el virus, este conocimiento no se traduce, en muchos casos, en acciones concretas que les permitan protegerse.

Por otro lado, la mayoría de los trabajadores considera que su trabajo no es valorado por las autoridades y la ciudadanía. Entre los aspectos que destacan se encuentran las condiciones inadecuadas de trabajo, la falta de equipamiento y el trato discriminatorio por parte de la ciudadanía. Los resultados de esta se plasmaron en un reporte y se aplicaron en el diseño de carteles y de un video corto (disponible en <https://www.facebook.com/UAMediadigital/videos/3970247199757794>) que fueron difundidos en redes sociales con el fin de concientizar a la ciudadanía sobre la relevancia de los recolectores de residuos y el trabajo que llevan a cabo (Figura 4).



Figura 4. Informe generado, ejemplo de cartel y difusión en redes sociales

4. Conclusiones

A pesar de que la recolección de residuos es una actividad básica para el mantenimiento de la salud pública, con frecuencia es realizada en condiciones poco propicias, que incluyen la falta de equipamiento, capacitación y condiciones laborales adecuadas. Lo anterior se acentúa cuando este trabajo es desarrollado de manera informal, en condiciones carentes de prestaciones sociales y que con frecuencia generan situaciones de discriminación.

El riesgo inherente a estas actividades se ha incrementado durante la pandemia derivada del SARS-COV-19, debido a la presencia de residuos potencialmente contaminados con el virus en la corriente de residuos sólidos urbanos. En general, en México, no ha habido información clara para los recolectores y la ciudadanía, que oriente sobre el manejo adecuado de residuos en esta situación. En este contexto es relevante que las autoridades de salud y ambientales generen lineamientos básicos relacionados con la separación y recolección de residuos, que tomen en cuenta las condiciones en que estas actividades se llevan a cabo en el país.

5. Referencias

- González Ávila, M. A. (2020). Gestión de residuos bajo el contexto del COVID. El Colegio de la Frontera Norte. Publicaciones. Obtenido desde <https://www.colef.mx/estudiosdecolegf/gestion-de-residuos-bajo-el-contexto-covid-19-mexico>
- Linzner, R., y Lange U. (2015). Role and size of informal sector in waste management – a review. Waste and resource management 166(2) 69-83. Obtenido desde <https://www.icevirtuallibrary.com/doi/10.1680/warm.12.00012>
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Ciudad de México, México, 274 pp.



Análise da Coleta Seletiva em Condomínios. Estudo de Caso: João Pessoa – Paraíba – Brasil

Pinto, Camila Patrícia Jeronymo¹; Medeiros, Gabriela Dantas², Nóbrega, Claudia Coutinho³; Gadelha, Carmem Lucia Moreira⁴

¹ *Graduanda em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária - PB, Brasil, camilapaatricia@gmail.com*

² *Graduanda em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária - PB, Brasil, gabrieladantasmedeiros@gmail.com*

³ *Profª Drª da Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária – PB, Brasil, claudia.nobrega@academico.ufpb.br*

⁴ *Profª Drª da Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I – Lot. Cidade universitária – PB, Brasil, carmemgadelha@yahoo.com.br*

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo analisar a possibilidade da implantação da coleta seletiva de resíduos sólidos em condomínios ou torná-la mais eficiente onde já existe. Para tanto foram selecionados dois condomínios residenciais, padrão classe alta, na cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba/Brasil. Em um deles há coleta seletiva e no outro, não. Na pesquisa, houve um foco no incentivo e na sensibilização à prática da segregação dos resíduos e da sua destinação correta, não só dos moradores dos dois condomínios, mas também de toda a cidade de João Pessoa. Para tanto, foi criado um perfil na rede social Instagram (@_recicla_jp), onde foram apresentadas curiosidades sobre resíduos e informado, por meio de imagens e vídeos, locais de descarte na cidade. Também, foram elaborados e aplicados, eletronicamente, questionários aos condôminos e à população pessoense. Os resultados obtidos, inicialmente, através do uso do Instagram mostraram-se positivos. Foram várias as participações: alguns perfis se propuseram a ajudar a propagar a ideia da coleta seletiva, outros a tirar dúvidas. Com relação aos questionários, foram obtidas 396 respostas. Particularmente nos condomínios, encontrou-se uma dificuldade de comunicação com a administração e com os moradores. Com relação à sensibilização da população de João Pessoa à prática da segregação dos resíduos, o objetivo foi atingido. Pretende-se insistir na comunicação com os moradores dos condomínios selecionados, para implantar ou melhorar a coleta seletiva de resíduos, e também com as associações de catadores, para que ocorra a destinação adequada

PALAVRAS-CHAVE: gestão, meio ambiente, reciclagem, resíduos sólidos, sustentabilidade.

Abstract

This paper aimed of analyzing the possibility of implementing selective solid waste collection in condominiums or making it more efficient where it already exists. For this purpose, two high-class residential condominiums in the city of João Pessoa, capital of the state of Paraíba/Brazil, were selected for study, in just one of them there is selective collection. In the survey, there was a focus on the incentive and awareness of the practice of waste segregation and its correct disposal, not only for the residents of the two condominiums, but also for the entire city of João Pessoa. Hence, a profile was created on the social network Instagram (@_reciclajp), where curiosities and information about waste disposal sites in the city was informed through images and videos. Also, questionnaires were prepared and applied, electronically, to the condominium residents and to the population of João Pessoa. The results achieved, initially, through the use of Instagram were positives. There were several participations: some profiles proposed to help spread the idea of selective collection, others to clarify their doubts. In regard to the questionnaires, 396 responses were obtained. Particularly in the condominiums, there was a difficulty in communicating with the administration and with the residents. Therefore, in regard to raising the awareness of the population of João Pessoa to the practice of segregating waste, the objective was achieved. It is intended to insist on communication with the residents of the selected condominiums, in order to implement or improve the selective collect, and also with the associations of collectors, so that an appropriate destination can occur.

KEYWORDS: management, environment, recycling, solid waste, sustainability.

1. Introdução

Devido ao aumento populacional e, conseqüentemente, ao aumento do consumo, a geração de resíduos sólidos vem crescendo aceleradamente e vem causando preocupação devido ao seu potencial poluidor e à necessidade de novos locais para a disposição final. Uma alternativa para a redução de resíduos destinados ao aterro é a reciclagem, e a coleta seletiva é o início da recuperação dos materiais que serão destinados a este tipo de tratamento.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010 propõe a redução e prevenção da geração de resíduos por meio do consumo sustentável além da reciclagem, reutilização e a destinação ambientalmente adequada apenas dos rejeitos. Institui a coleta seletiva e a logística reversa, além de incentivar a criação e fortalecimento de organizações de catadores de material reciclável.

A coleta seletiva pode ser descrita como a coleta de materiais recicláveis que foram separados por quem os gerou, ou seja, é o início da recuperação dos materiais recicláveis. A referida Lei determina que os materiais recicláveis devem ser entregues às associações/cooperativas de catadores.

A presente pesquisa teve como objetivo analisar a possibilidade da implantação da coleta seletiva de resíduos sólidos em condomínios ou torná-la mais eficiente onde já existe. Para tanto foram selecionados dois condomínios residenciais, padrão classe alta, na cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba/Brasil, para o referido estudo.

2. Metodologia

A cidade de João Pessoa, capital do Estado da Paraíba/Brasil está localizada no estado da Paraíba, nordeste do Brasil (Figura 1). Abrange uma superfície de 211 km² e sua população estimada para o ano de 2020 foi de aproximadamente 817.511 habitantes (IBGE, 2020).

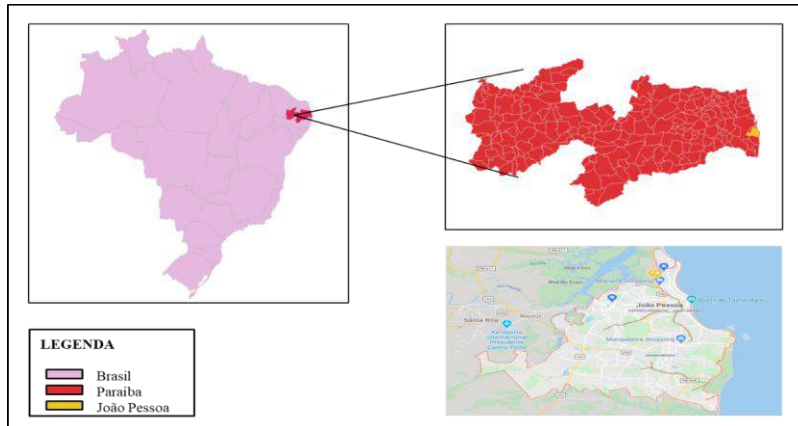


Figura 1: Localização do município de João Pessoa. (Fonte: Lins, 2020)

Na Figura 2, pode-se observar o bairro do Altiplano, área de estudo da referida pesquisa, localizado na cidade João Pessoa. O bairro supracitado é padrão classe A e, projeções do Plano de Saneamento Básico de João Pessoa (2015), no ano 2017 possuía 9.334 habitantes.



Figura 2: Bairro do Altiplano. (Fonte: Prefeitura Municipal de João Pessoa, 2006)

Devido à Pandemia da Covid-19, foi criado um perfil na rede social Instagram (@_reciclajp), onde foram apresentadas curiosidades sobre resíduos e informado, por meio de imagens e vídeos,

locais de descarte na cidade. Também, foram elaborados e aplicados, eletronicamente, questionários (*check list*) aos condôminos e à população pessoense.

3. Resultados

No projeto, três questionários foram aplicados a fim de se obter algumas respostas que caracterizam o grupo em estudo. O questionário I foi disponibilizado para a população da região metropolitana de João Pessoa e foram obtidas 396 respostas. O questionário II foi aplicado no Condomínio II, onde não há coleta seletiva, e foram obtidas 34 respostas, correspondendo a 24,3% dos apartamentos. O questionário III foi aplicado no Condomínio I, onde existe coleta seletiva, e foram obtidas, 35 respostas, correspondendo a 62,5% dos apartamentos.

Para melhor caracterização da amostra, primeiramente, foi questionado o nível de escolaridade das pessoas que responderam ao questionário. Nos três questionários, foi observado que os participantes, em sua maioria, possuem alto nível de escolaridade. No questionário aplicado para a população de João Pessoa, foi observado que 69% dos que responderam possuem ensino superior completo e 18% possuem ensino superior incompleto, totalizando 87% da amostra. No condomínio II, 94% dos entrevistados possuem ensino superior completo. No condomínio I, esses representam 100% dos que responderam ao questionário.

Como a escolaridade é ligada, normalmente, à educação ambiental, pode-se pressupor que as pessoas que responderam ao questionário possuem certo nível de conhecimento da importância da coleta seletiva.

Foi perguntado também sobre o hábito de segregar seus resíduos. Segundo os dados coletados, 51% da amostra referente a João Pessoa costuma segregar seus resíduos em recicláveis e não recicláveis. A Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR) aponta que o índice de coleta seletiva em João Pessoa era de 5,3%, em relação aos resíduos potencialmente recicláveis que totalizam 26%, no ano de 2018 (Jornal da Paraíba, 2019). Porém, considerando o nível de escolaridade e o interesse pelo tema por parte dos que responderam, entende-se que boa parte da amostra entende a importância da coleta seletiva, segregam os próprios resíduos e os destinam corretamente.

No condomínio II, 41% faz essa separação. O condomínio I foi o que obteve o melhor resultado, com 89% dos moradores realizando a segregação. É importante frisar que, no Condomínio I, foram disponibilizadas para os moradores palestras sobre como realizar a segregação dos resíduos, no momento da implantação do sistema de coleta seletiva.

O resultado mostra, claramente, que com incentivo da coleta seletiva, as pessoas normalmente a aderem. Esse incentivo ocorre proporcionando tanto os meios físicos para que a segregação ocorra, quanto o conhecimento sobre o assunto.

Para os entrevistados que afirmaram não segregar seus resíduos, foram perguntados os principais motivos para tal. Os dados coletados da amostra revelam que, nos três questionários, o principal motivo é não saber para onde destinar os resíduos segregados, seguido de ver a atividade como algo muito complicado e trabalhoso.

Esses dados mostram a importância da divulgação de locais de descarte. João Pessoa possui cinco pontos de coleta seletiva que atende 26 bairros, porém desconhecidos por boa parte da população. Além disso, a capital paraibana possui pontos de entrega voluntária (PEVs), que também

precisam ser amplamente divulgados para incentivar a prática de destinar os resíduos recicláveis a esses locais.

Infelizmente, nem todo mundo tem a consciência de que determinados resíduos não podem ser descartados em lixeiras comuns; é o caso de óleos, lâmpadas, medicamentos, eletrônicos, pilhas e baterias. Foi perguntado quais, dentre esses, eram descartados corretamente.

No questionário para a cidade em estudo, mais da metade não destina corretamente esses resíduos. No condomínio II, essa parcela representa 41% e no condomínio I, 57%.

Percebe-se que, mesmo com um alto nível de escolaridade, muitos entrevistados não têm conhecimento de que esses resíduos precisam de um descarte específico, ou de que determinados lugares são responsáveis, por lei, por receber alguns itens desses citados anteriormente.

O resultado também mostra que, dentre os materiais perguntados, pilhas e baterias são os materiais que têm o descarte ambientalmente correto mais conhecido, com 42% dos moradores de João Pessoa entrevistados, por exemplo. Porém muitos ainda destinam incorretamente, visto que correspondem a mais da metade dos entrevistados.

Os resultados mostram que mesmo para pessoas com alto grau de escolaridade a prática da coleta seletiva ainda não é algo natural. Os resultados do condomínio I, através da pergunta sobre a porcentagem de pessoas que segregam os resíduos, mostra que com incentivo esse percentual pode vir a aumentar no futuro. É vista a necessidade de a educação ambiental ser mais explanada e incentivada.

4. Conclusão

Diante dos resultados obtidos na pesquisa, é merecido um destaque para o fato de que mesmo a entrevista tendo sido realizada com pessoas, em sua grande maioria, de alto grau de escolaridade, assuntos como onde descartar materiais específicos ainda é desconhecido. É provável que muitas dessas pessoas tenham vontade de praticar a coleta seletiva com mais eficiência, mas faltam informações para que isso seja efetivado. Muitas podem pensar que estão fazendo a segregação de forma correta, mas, por falta de conhecimento, podem estar descartando algum resíduo de forma ambientalmente incorreta.

Outro ponto a se destacar é que no Condomínio que pratica a coleta seletiva, o Condomínio I, a porcentagem de pessoas que participaram do questionário é muito maior que as do Condomínio II, onde essa coleta não foi implantada. Esse resultado pode levar a uma conclusão que quando há incentivo, a coleta seletiva é aplicada com mais eficiência.

Observando isso, o projeto decidiu atuar com mais ênfase na conscientização. Através da rede social, Instagram (@_reciclajp), informações foram passadas de forma simples e clara para quem acompanhasse pudesse tirar algumas dúvidas. O incentivo à essa prática também foi um fator muito abordado na rede social, foi procurado desmistificar a ideia de que a coleta seletiva é complicada de ser realizada.

5. Referências

Jornal da Paraíba. **Índice de coleta seletiva de João Pessoa é superior ao nacional.** Jornal da Paraíba. 2019. Disponível em: <https://www.jornaldaparaiba.com.br/vida_urbana/indice-de-coleta-seletiva-de-joao-pessoa-e-superior-ao-nacional.html>. Acesso em 20 de junho de 2021.

Lins, Raissa Barreto. **Análise ambiental e econômica do sistema de coleta seletiva. Estudo de caso: JOÃO PESSOA- PB.** Raissa Barreto Lins. João Pessoa, 2020. 108f.

Prefeitura Municipal de João Pessoa. **Mapas de Bairro de João Pessoa – Ruas, Avenidas e Equipamentos Públicos.** João Pessoa, PB. 2006. Disponível em: <<http://antigo.joaopessoa.pb.gov.br/portal/wp-content/uploads/2012/04/Mapa-dos-Bairros-de-Joao-Pessoa.pdf>>. Acesso em 22 de junho de 2021.

DIAGNÓSTICO DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LOGÍSTICA REVERSA EN EMPRESAS FABRICANTES DE EQUIPAMIENTOS ELECTRO ELECTRÓNICOS ASOCIADOS AL SIMMMEB

Casanova de la Torre Ugarte, Carlos Aurelio¹; **Dias da Silva**, Joel²

¹ Ingeniería de producción, Universidade Regional de Blumenau (FURB), Rua. São Paulo, 3250 – Itoupava Seca, Blumenau - SC, Brasil, carlosctu94@gmail.com

² Ingeniería de producción, Universidade Regional de Blumenau (FURB), Rua. São Paulo, 3250 – Itoupava Seca, Blumenau - SC, Brasil, dias_joel@hotmail.com

Resumen

Los impactos causados por el aumento significativo en la producción y eliminación de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) y sus componentes, que contienen metales y sustancias peligrosas, han sido reconocidos como una gran amenaza para la salud y el medio ambiente. Como resultado, varios países han creado leyes y restricciones para asegurar su adecuada gestión, que han orientado tanto a personas como a empresas en cuanto a la recuperación, disposición y/o tratamiento adecuado. En este contexto, buscamos diagnosticar el escenario regional de la aplicación de prácticas de logística inversa por parte de empresas fabricantes de equipos eléctricos y electrónicos afiliadas al sindicato de empleadores de industrias de materiales metalúrgicos, mecánicos y eléctricos (SIMMMEB). Con la ayuda de un relevamiento bibliográfico, se buscó encontrar los factores más importantes que deben tenerse en cuenta en la gestión del sistema de logística inversa, seguido de la recolección de datos (cuestionarios). A través de la recogida de datos, obtenidos mediante cuestionarios, se puede identificar que, de las ocho empresas entrevistadas, solo dos de ellas utilizan la herramienta para gestionar los RAEE producidos. Es de destacar que, entre estos, solo uno lo emplea de acuerdo con los factores mencionados en la base teórica de esta investigación. Se considera que las empresas de la región investigada tienen, sobre todo, una falta de información sobre la logística inversa y los incentivos para su aplicación.

Palabras Clave: Gestión. Legislación. Logística inversa. Residuos electrónicos. Apreciación.

Abstract

The impacts caused by the significant increase in the production and disposal of waste electrical and electronic equipment (WEEE) and its components, which contain metals and hazardous substances, have been recognized as a major threat to health and the environment. As a result, several countries have created laws and restrictions to ensure their proper management, which have guided both individuals and companies in terms of recovery, disposal and/or proper treatment. In this context, we seek to diagnose the regional scenario of the application of reverse logistics practices by companies that manufacture electrical and electronic equipment affiliated with the union of employers of metallurgical, mechanical and electrical materials industries (SIMMMEB). With the help of a bibliographic survey, we sought to find the most important factors that should be taken into account in the management of the reverse logistics system, followed by data collection (questionnaires). Through the collection of data, obtained through questionnaires, it can be identified that, of the eight companies interviewed, only two of them use the tool to manage the WEEE produced. It is noteworthy that, among these, only one uses it according to the factors mentioned in the theoretical basis of this research. It is considered that the companies of the

investigated region have, above all, a lack of information on reverse logistics and the incentives for its application.

Keywords: Management. Legislation. Reverse logistics. Electronic waste. Appreciation.

1. Introducción

La humanidad ha experimentado grandes avances tecnológicos a lo largo de los años, ya sea con la intención de crear nuevas relaciones entre el ser humano y las máquinas, o con el fin de adaptarse a los cambios en el entorno en el que vive. A partir del siglo XX, la preocupación por el medio ambiente cobró fuerza, en gran parte por los impactos ambientales derivados del desarrollo de los sectores del automóvil y la generación de energía a través del petróleo y la electricidad [8].

Como una de las principales causas de impactos ambientales, los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE) tienen una composición potencialmente dañina para el medio ambiente y para la Salud Pública [2].

En Brasil, el 2 de agosto de 2010 se publicó la Ley 12.305, que instituyó la Política Nacional de Residuos Sólidos (PNRS/2010), la cual indica que todos fabricantes, importadores, distribuidores y comerciantes de residuos de esta naturaleza [3]:

[...] están obligados a estructurar y aplicar sistemas de logística inversa, mediante la devolución de los productos después de su uso por el consumidor, independientemente del servicio público de limpieza urbana y gestión de residuos sólidos: [...]

Posteriormente, en 2013, se abrió una convocatoria pública para establecer el Acuerdo Sectorial entre la Administración y el sector privado para formalizar la implantación de la "logística inversa" de los RAEE [5]. Gracias a este acuerdo, los puntos de recogida de RAEE han pasado de 70 a más de 5.000 en el país, abarcando más de 400 municipios (con población superior a 80.000 habitantes), lo que representa el 60% de la población [6].

Una de las principales motivaciones para el desarrollo de la logística inversa fue, sin duda, las constantes agresiones del ser humano a la hora de deshacerse de los materiales de forma inadecuada, la búsqueda de la ecoeficiencia en la recogida de residuos, la demanda constante de los consumidores intermedios en la cadena de suministro, el reciclaje y la implantación de un proceso de re-fabricación [7]

Infelizmente, todavía se observa que la mayoría de las empresas consideran la herramienta de Logística Inversa como un proceso de uso ocasional, debido a los costes financieros y a la falta de incentivos por parte del gobierno [8].

Este estudio se busca evaluar el sistema de logística inversa aplicado en las empresas fabricantes de productos de RAEE, listadas en el Decreto 10.240 [11], asociadas al Sindicato de Industrias Metalúrgicas, Mecánicas y de Material Eléctrico de Pomerode, Gaspar y Blumenau – SIMMMEB en Santa Catarina, Brasil.

2. Metodología

Para el abordaje del problema se emplea el carácter cualitativo por el cual, se puede trabajar sobre los datos identificando su significado y comprensión dentro del contexto al que se inserta, transformando en números los fenómenos que no pueden ser medidos [9].

En cuanto a los propósitos, la "investigación observa, registra, analiza y clasifica los datos sin manipularlos, es decir, sin interferencia del investigador". Busca descubrir la frecuencia con la que se produce un hecho, características, causas y relaciones con otros hechos" [10].

Para la selección de las empresas objeto de la investigación, se eligieron las empresas de fabricación electro-electrónica afiliadas al SIMMMEB, que engloba a las empresas de la región del Valle de Itajaí, Santa Catarina (BR).

Una vez establecida dicha definición, el siguiente paso fue poner en evidencia a las empresas. Debido a la ley brasileña Nº 13.709, de 14 de agosto del 2018, también conocida como ley General de Protección de Datos (LGPD), que entró en vigor a partir de agosto de 2020 [4], el sindicato señaló que la identificación de las empresas asociadas sólo podía hacerse a través de la página web de la institución y que no les correspondía pasar esa información sin el consentimiento de las empresas.

A partir de la página web de la SIMMMEB, fue posible localizar 8 empresas que operan en el mercado regional con la fabricación de materiales clasificados como electro-electrónicos por la PNRS/2010.

Para los procedimientos, se adoptaron metodologías bibliográficas, utilizadas en los capítulos de revisión, por lo que, con base en los investigadores, se perfilaron los factores que permiten la aplicación efectiva de la logística inversa, utilizados para comparar con los datos recogidos, permitiendo el diagnóstico previsto en los objetivos.

La aplicación del cuestionario, realizada a través de plataformas virtuales, comprendió 42 preguntas abiertas y cerradas, permitiendo la comprensión del escenario actual, dada la falta de material de investigación sobre la logística inversa en la región del Valle de Itajaí.

3. Resultados

El cuestionario empleado en esta investigación, aplicado virtualmente, se trabajó con 8 empresas afiliadas a la SIMMMEB. Todas ellas tienen su sede en Blumenau – SC, Brasil, con operaciones regionales y nacionales.

3.1. Productos Producidos:

Con relación a las líneas de productos fabricados:

Tabla 1 – Línea de productos fabricados por empresa

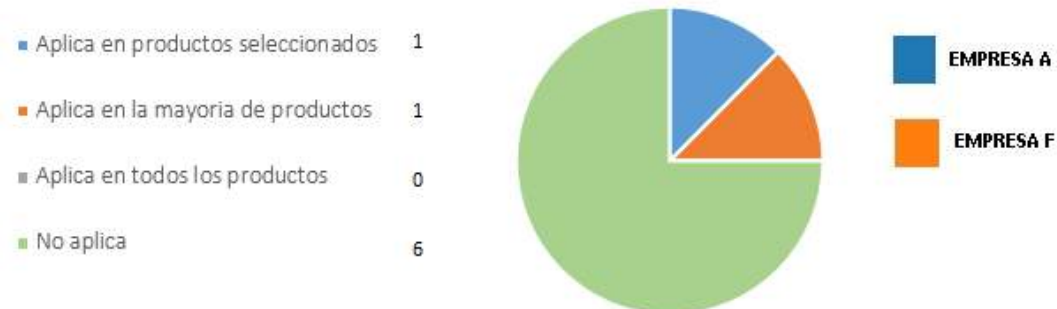
| LÍNEA | EMPRESA |
|---|---|
| Línea Marron: Televisores, monitores, DVDs, productos de audio, camaras, aparatos electronicos de alarma, entre otros; | Empresa C, Empresa F, Empresa H. |
| Línea Verde: Desktops, notebooks, impresoras, celulares, monitores, aire acondicionado, entre otros; | Empresa A, Empresa D, Empresa E, Empresa G. |
| Línea Blanca: Refrigeradores, cocinas, microondas, lavadoras, entre otros; | Empresa B. |
| Línea Azul: Licuadoras, hornos electricos, <i>cooktops</i> , destornilladoras y similares. | - |

Fuente: Autor (2020)

3.2. Recogida, recuperación posconsumo y/o impedimentos:

En este punto, se definieron las empresas que irían continuar con el cuestionario y las que no, por causa de la recogida y recuperación posconsumo de sus productos, lo que conlleva a la no aplicación de la herramienta de logística reversa. Como resultado, obtuvimos:

Gráfico 1 – Recogida, recuperación posconsumo



Fuente: Autor (2020).

Como podemos visualizar en el gráfico, solamente la empresa A y F realizan la recolección y recuperación de sus productos posconsumo, llevando en consideración que ambas empresas trabajan hace más de 5 años realizando esos procedimientos.

Las empresas que respondieron negativamente (B, C, D, E y G) se les aplicó una pregunta abierta para conocer las razones que les impedían llevar a cabo dicho proceso, que se enumeran (*in verbis*):

Tabla 2 – Motivos de la no realización del proceso de recogida y recuperación posconsumo.

| EMPRESA | TIEMPO DE MERCADO |
|-----------|--|
| EMPRESA B | "Costos, planeamiento, mano de obra, etc..." |
| EMPRESA C | "Por tratarse de electronicos, no es posible reaprovechar ni recolectar el producto." |
| EMPRESA D | "Por tratarse de productos de tecnologia y de equipamentos de grande tamaño, la empresa no hace la recoleta de los equipamentos porque su grande mayoria no son de posible reutilización." |
| EMPRESA E | "No tenemos recolecta de mercadorias, si sucede algo con los productos del cliente, nuestro representante va a la empresa y hace el cambio del producto. Esto acontece muy poco." |
| EMPRESA G | "Nuestro producto basicamente está hecho de acero. Las partes eléctricas son substituidas al fin de vida del producto en el mercado de reposición." |

Fuente: Autor (2020).

3.3. Factores críticos para la aplicación de la logística inversa:

La última sección de preguntas estuvo destinada a los factores considerados como criticos al momento de aplicar la herramineta de logística inversa, o sea, los principios, considerados por los autores como, contribuyentes para una funcionalidad de la herramienta:

3.3.1. Controles de entrada

Este primer factor critico es responsable por la correcta identificación y manejo de los productos que retornan a la empresa, lo que facilita el flujo inverso en la identificación de residuos.

Sobre la pregunta: "¿Considera que su empresa tiene un buen sistema de control de entrada en cuanto a la clasificación de los productos postconsumo y pos-venta que vuelven a la empresa?", la empresa A y F respondieron en una escala de Likert:

Gráfico 2: Satisfacción con los controles de entrada.



Fuente: Autor (2020).

En donde, la empresa A , que está totalmente de acuerdo con sus controles de entrada, cita que los encargados de el "control de entrada de los productos postconsumo y postventa" son la central de postventa y asistencia tecnica. En cuanto la empresa F, indica que ese proceso es realizado por el sector técnico de la empresa.

3.3.2. Reutilización de los productos

Respecto a la reutilización de los materiales que retornan a la empresa, la empresa A e F respondieron que reutilizan en su cadena productiva porcentualmente:

Tabla 3 - % de reutilización de productos que retornan a la empresa dentro de la cadena productiva

| EMPRESA | RESPUESTA |
|-----------|-----------------|
| EMPRESA A | Entre 55% a 75% |
| EMPRESA F | Entre 30% a 55% |

Fuente: Autor (2020)

3.3.3. Capacitación de empleados y normas internas

Sobre la capacitación del personal y normas internas de cada empresa referentes a la logística inversa y al manejo de los residuos, apenas la empresa A respondió positivamente:

Tabla 4 – Capacitación de empleados y normas internas

| EMPRESA | RESPUESTA |
|-----------|-----------|
| EMPRESA A | Si |
| EMPRESA F | No |

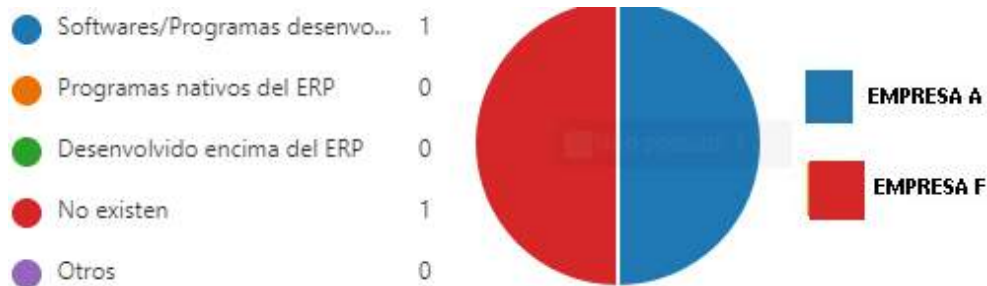
Fuente: Autor (2020)

Cabe resaltar que una correcta capacitación sobre la herramienta de logística inversa y el uso de normas internas hará que los empleados, puedan entender el correcto control de entrada de los productos pos-consumo y pos-venda, flujo interno de logística reversa y los procedimientos al tratar con residuos de alto valor agregado para empresa.

3.3.4. Softwares para gerenciamiento de residuos

Actualmente existen diversas empresas que están desarrollando softwares o están mejorando sus sistemas propios para colaborar y facilitar el proceso de logística inversa. Sobre este punto, las empresas A y F respondieron:

Gráfico 03 – Softwares para gerenciamiento de residuos



Fuente: Autor (2020)

La empresa A fue la única que indicó la utilización de softwares desarrollados internamente que auxilian la proceso de logística reversa, en los siguientes puntos: facilidad de identificación, tratativa de retorno (remanufactura, reciclaje, reuso o descarte apropiado), rastreo de los residuos, aumento de competitividad y evaluación de los clientes y/o proveedores. En cuanto la empresa F, indicó que no hay necesidad en la utilización y/o desenvolvimiento de softwares porque el volumen de materiales retornados es bajo.

3.3.5. Infraestructura y transporte adecuado para el tratamiento de los residuos

Sobre las instalaciones específicas para el almacenamiento y el tratamiento de los materiales que vuelven a la empresa, sólo la empresa A dispone de un espacio reservado; sin embargo, no puede responder sobre la forma en que se realiza el transporte desde los puntos de recogida hasta el lugar donde se tratan estos materiales. En cuanto a la recogida de productos, la empresa A menciona que "la empresa recoge *in situ* bajo demanda y cuenta con terceros o colaboradores encargados de la recogida". Mientras que la empresa F informa de que "los consumidores los llevan a la organización".

Una correcta infraestructura logística adecuada dentro de la empresa, facilitará el proceso de entrada de materiales, y salida de los materiales procesados. También es importante resaltar que la correcta definición de los locales de almacenamiento de estos materiales, unificarán los puntos donde serán realizadas las colectas pos-consumo y pos-venta, con las instalaciones donde serán procesados y luego almacenados.

4. Conclusiones

A través de este trabajo, podemos visualizar lo atrasado que está el sector privado de la AEE, de la región del Valle de Itajaí. A pesar de que la ley exige el correcto tratamiento y la eliminación medioambiental de los residuos sólidos, podemos comprobar que durante todo este tiempo sigue habiendo empresas que no realizan ni implementan la herramienta de logística inversa, que pretende abordar esta cuestión.

Teniendo en cuenta que todas las empresas entrevistadas pertenecen al municipio de Blumenau y que la ciudad tiene una ley que señala que el fabricante de residuos sólidos es responsable de la recogida, separación, tratamiento y eliminación correcta del producto, podríamos comprobar cómo las empresas que fabrican AEE no están dando la debida importancia al tratamiento de sus propios productos.

Mediante la presente investigación pudimos identificar que entre las 8 (ocho) empresas, sólo una de ellas cumple con todos los factores críticos de la Logística Inversa.

Dado que el objetivo general de esta investigación era diagnosticar la aplicación de la herramienta de logística inversa para identificar el desempeño de las empresas y percibir su cuidado y preocupación con el medio ambiente y sus problemas, podemos considerar que este objetivo fue alcanzado.

Como recomendación para futuras y nuevas investigaciones, se sugiere la profundización del conocimiento dentro del desempeño de la logística inversa en estas empresas y también la investigación referente al desempeño de la logística inversa por parte del municipio, dado que este último punto cuenta con poco o casi nulo material previo y poca distribución de información y auditorias.

5. Referencias

- [1] BRASIL. 2018. Lei nº. 13.709, de 14 de agosto de 2018, Lei General de Proteção de Dados (LGPD). Obtenido desde http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/lei/l13709.htm
- [2] BRASIL. 2020. Decreto nº 10.240, de 12 de fevereiro de 2020. Obtenido desde <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.240-de-12-de-fevereiro-de-2020-243058096>
- [3] BRASIL. 2010. Lei nº. 12.305, de 2 de agosto de 2010, Política Nacional de Resíduos Sólidos. Obtenido desde http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- [4] FORTI, V. 2019. O Crescimento do Lixo Eletrônico e suas Implicações Globais. Panorama Setorial da Internet, vol. 4, 1-20.
- [5] MMA. 2019. Lixo um grave problema no mundo moderno. Obtenido desde https://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/8%20-%20mcs_lixo.pdf
- [6] MURAD, R. 2020. PROGRAMA DE LOGISTICA REVERSA PÓS CONSUMO COMO FERRAMENTA PARA IMPLANTAÇÃO DA GESTÃO DA CADEIA DE SUPRIMENTOS VERDE: estudos de caso de pneus e freio a disco. Obtenido desde https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/29516/TA_MPGC_RENATA_MURAD_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- [7] SANTOS, C. A., NASCIMENTO, L. F., NEUTZLING, D. 2014. A gestão dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) e as consequências para a sustentabilidade: as práticas de descarte dos usuários organizacionais. as práticas de descarte dos usuários organizacionais. Obtenido desde <http://hdl.handle.net/10183/106618>
- [8] SOUZA, E. D., HAMMES, G. 2018. BARREIRAS NA IMPLEMENTAÇÃO DA LOGÍSTICA REVERSA NAS EMPRESAS CATARINENSES. Obtenido desde <http://www.sadsj.org/index.php/revista/article/view/151/122>
- [9] PRODANOV, C., FREITAS, E. C. 2013. Metodologia do Trabalho Científico: Métodos e Técnicas da Pesquisa e do Trabalho Acadêmico. Obtenido desde [https://aedmoodle.ufpa.br/pluginfile.php/291348/mod_resource/content/3/2.1-E-book Metodologia-do-Trabalho-Cientifico-2.pdf](https://aedmoodle.ufpa.br/pluginfile.php/291348/mod_resource/content/3/2.1-E-book%20Metodologia-do-Trabalho-Cientifico-2.pdf)
- [10] TRIVIÑOS, A. 2013. Introdução à Pesquisa em Ciências Sociais. Obtenido desde https://www.hugoribeiro.com.br/biblioteca-digital/Trivinos-Introducao-Pesquisa-em_Ciencias-Sociais.pdf.



IMPLEMENTACIÓN Y OPERACIÓN DE GESTIÓN SOSTENIBLE DE RESIDUOS ORGÁNICOS EN LA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PARAÍBA - UFPB: COMPOSTAJE DE HOJARASCA

Sarmiento, Flávia Maria Alencar¹; Almeida Filho, Tarcísio Luiz Matos²; Mendes, Khalil Grisi Velôso³; Lira, Gabriel Souza de⁴; Lima, João Paulo Rodrigues de⁵; Morais Júnior, Joácio de Araújo⁶.

¹ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, flavia.alencar@academico.ufpb.br

² Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, tarcisio.luz@academico.ufpb.br

³ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, khalilgrisi98@gmail.com

⁴ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, gabriel-souza1998@hotmail.com

⁵ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, joao.rodrigues@academico.ufpb.br

⁶ Profesor del Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, joacio@ct.ufpb.br

Resumen

El Campus I de la Universidad Federal de Paraíba - UFPB, ubicado en la ciudad de João Pessoa / Brasil, tiene el 40,47% (446.000 m²) de su terreno ocupado por remanentes forestales de la Mata Atlántica, cuyos bordes depositan diariamente altas cantidades de hojarasca en los espacios de experiencia social. Con el fin de implementar una gestión sostenible de estos residuos y adecuar la institución a la Política Nacional de Residuos Sólidos, la Comisión de Gestión Ambiental de la UFPB implementó, en 2013, el Sistema de Compostaje de Hojarasca, reemplazando el costoso método de embolsar las hojas y enviarlas al relleno sanitario. El abono orgánico de la UFPB, producto de este proceso, se utiliza para la fertilización de sus jardines y acciones ambientales, como donaciones para la reforestación, dentro y fuera de la institución. Actualmente, la universidad cuenta con 12 contenedores de abono de aproximadamente 100 m³ cada uno, los cuales fueron construidos reutilizando materiales de construcción, como tejas de aluminio y láminas de metal. El suministro de las unidades se realiza diariamente mediante agentes limpiadores del material de barrido y, ocasionalmente, de los restos de poda de la institución. El sistema elegido para transformar la hojarasca en fertilizante fue el compostaje sin voltear ni agregar agua. Las hojas están dispuestas en capas con alturas de 1,00 m dentro de los contenedores de compuesto. A los 120 días se inicia el seguimiento semanal de la maduración del fertilizante y, anualmente, se analiza su potencial nutricional mediante análisis químicos.

Palabras Clave:

Fertilizante orgánico, Compostadores, Residuo Verde.

Abstract

Campus I of the Federal University of Paraíba – UFPB, located in the city of João Pessoa/Brazil, has 40.47% (446.000 m²) of its land occupied by forest remnants of the Atlantic Forest, whose edges deposit daily high amounts of plant litter in social living spaces. In order to implement a sustainable management of this waste and adapt the institution to the National Solid Waste Policy, the UFPB Environmental Management Commission implemented, in 2013, the Plant Litter Composting System, replacing the costly method of bagging the leaves and sending them them to the landfill. UFPB's organic

compost, a product of this process, is used for fertilizing its gardens and environmental actions, such as donating for reforestation, inside and outside the institution. Currently, the university has 12 compost bins of approximately 100 m³ each, which were built by reusing construction materials, such as aluminum tiles and metal sheets. The supply of the units is carried out daily by cleaning agents from sweeping material and, occasionally, from the institution's pruning debris. The system chosen for transforming plant litter into fertilizer was composting without turning or adding water. The leaves are arranged in layers with heights of 1.00 m inside the composters. After 120 days, weekly monitoring of the maturation of the fertilizer begins and, annually, its nutritional potential is analyzed through chemical analyses.

Keywords:

Organic Fertilizer, Composters, Green Waste.

1. Introducción

La correcta gestión de los residuos orgánicos sigue siendo un problema contemporáneo, a pesar de la existencia de técnicas para afrontar este punto muerto desde hace muchos años (Carvalho, 2015; Gonçalves, 2010 & Lira, 2018). Teniendo en cuenta que estos ocasionan problemas ambientales y sociales, como la contaminación del suelo, aire y ríos, además de la proliferación de organismos patógenos (Carvalho, 2015 & Chaluppe, 2013), es necesario el correcto tratamiento y disposición de estos residuos, principalmente debido al crecimiento exponencial de la población en Brasil y, en consecuencia, el aumento de la producción de residuos. Este es, por tanto, un problema de la sociedad actual a superar (Zago & Barros, 2019).

Teniendo esto en cuenta, la disposición final de residuos sólidos, que se aborda en la legislación brasileña, se ha expandido en los últimos años. Leyes como la Política Nacional de Residuos Sólidos (Ley n. 12.305 de 2010) y el nuevo marco normativo de saneamiento básico (Ley n. 14.026 de 2020), fueron concebidas para superar el gran desafío de tratar más de 79,9 millones de residuos urbanos (Asociación Brasileña de Empresas Públicas de Limpieza y Residuos Especiales [ABRELPE], 2016; Carvalho, 2015 & Deus, Battistelle & Silva, 2015). El proceso de compostaje resultó ser una técnica eficaz para ello, además de presentar un manejo moderado. Este método, ambientalmente adecuado y sustentable, posibilita el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos, transformándolos en un insumo de calidad que puede ser utilizado en la recuperación de áreas degradadas y fertilización de huertas, jardines, entre otras opciones (Paixão, Silva Y Teixeira, 2012).

El Campus I de la UFPB, ubicado en João Pessoa-PB, tiene una extensión territorial de 1.616.500 m², con una superficie aproximada de 1.124.600 m² con edificaciones y una reserva forestal de aproximadamente 492.900 m² (Barbosa, 1999). En su extensión, hay 11 fragmentos de Mata Atlántica, con áreas entre 4.94 m² - 83.839 m² (Medeiros, 2010). En el caso de los residuos de barrido y poda -hojarasca -, se generan aproximadamente 6,08 kilogramos diarios de residuos, los cuales consisten en un volumen considerable de material vegetal, y la importancia del tratamiento y destino final es notoria y justificable de estos residuos para fines sociales y políticas ambientales en los centros universitarios (de Araújo Morais et al., 2015).

Actualmente, el campus cuenta con 12 compostadores, con una capacidad de almacenamiento que va desde los 48m³ hasta los 318m³, repartidos en puntos estratégicos (Comisión de Gestión Ambiental [CGA], 2020); lo que permite reducir el volumen de residuos orgánicos enviados al vertedero. Habiendo hecho estas consideraciones, este artículo tiene como objetivo mostrar la implementación y operación de la gestión sostenible de residuos verdes en el campus I, así como la adopción de esta práctica fue capaz de satisfacer las demandas internas de la universidad.

2. Metodología

Tras la creación de la Comisión de Gestión Ambiental (CGA) de la UFPB, en 2013, se concibe la implementación del compostaje en el Campus I, como una alternativa para sustituir el alto costo económico y ambiental de plastificar la hojarasca (ensacado) transformándola en fertilizante para ser utilizado en los jardines de la institución. Como la capacidad de producción de fertilizantes resultó ser mucho mayor que la demanda y no se pretendía sobrecargar el proceso, la técnica de compostaje sin riego y volteo se adaptó a las necesidades del campus. Para dar paso a la gran producción de abono orgánico, se iniciaron donaciones a particulares e instituciones, como el Ayuntamiento de João Pessoa.

Los compostadores del campus I de la UFPB (Figura 1) se instalaron en ubicaciones estratégicas, para que sus capacidades pudieran satisfacer la demanda de residuos de los respectivos sectores de la universidad. Se construyen a partir de la reutilización de materiales desechados, como: láminas de aluminio, láminas de yeso y estacas de madera. Con estos materiales, los compostadores se levantan en forma de grandes rodeados, directamente en contacto con el suelo.



Figura 1. Compostador de hojarasca de UFPB.

El material destinado a los compostadores de la universidad es la hojarasca que cae en lugares públicos con suelo impermeable, es decir, se trata de residuos vegetales orgánicos (hojas secas, ramitas, flores, frutos, etc.) que se depositan en pavimentos que no tienen suelo (estacionamiento, acera, plaza, pasillo, etc). Así, en un intento por despejar estos espacios, dichos residuos son recolectados y destinados al compostaje. Debido a que el proceso se realiza sin voltear, el tiempo para obtener el fertilizante maduro es de 12 a 14 meses, que es más largo que en el compostaje aerobio.

El mantenimiento de la estructura y llenado de los contenedores de compuestos se realiza mediante agentes limpiadores UFPB. La frecuencia de la deposición de hojarasca en el compuesto es diaria, debido al gran volumen de sedimentos presentes constantemente en las áreas del campus. El sistema de compostaje es gestionado por el equipo del proyecto de extensión “Desarrollo Sostenible a través del Compostaje en la UFPB y en las Comunidades”, con el apoyo de la CGA de la universidad.

Finalmente, el producto final del compostaje de hojarasca de la UFPB, un fertilizante sanitario seguro y de buena calidad, se dona a particulares y empresas que no tienen intereses comerciales en el compuesto, sino que lo utilizan para jardinería, reforestación y otras actividades paisajísticas. Anualmente se realiza un análisis de las propiedades nutricionales del compuesto orgánico, para obtener el porcentaje de carbono, materia orgánica y concentración de macronutrientes.

3. Resultados y Discusión

Como resultado de las acciones reportadas, el sistema de compostaje logró los siguientes datos:

Tabla 1. Datos del compostador

| Número de Compostadores | Área Total Ocupada (m ²) | Volumen (m ³) |
|-------------------------|--------------------------------------|---------------------------|
| 12 | 1662 | 1662 |

Debido a la ampliación del área del campus, fue necesario construir compostadores por sectores, con el fin de atender las demandas locales, facilitar el control administrativo y organizativo, evitar sobrecargar el costo de la mano de obra y facilitar el servicio de agentes de limpieza. El tamaño de los compostadores se midió para cubrir las necesidades de las áreas cubiertas por cada sector, ya que la producción de hojarasca se diferencia por las diferencias de tamaño de las áreas productoras de hojarasca, sin embargo, todas tienen una altura de 1,00 m. A medida que la hojarasca se desecha desde el extremo del contenedor de abono hasta la entrada, la eliminación del fertilizante se realiza desde el material más antiguo hasta el más nuevo. Hay casos en los que todo el material ya está descompuesto, lo que permite una eliminación completa del fertilizante. La disposición de los compostadores es como se muestra en la Figura 2 a continuación.

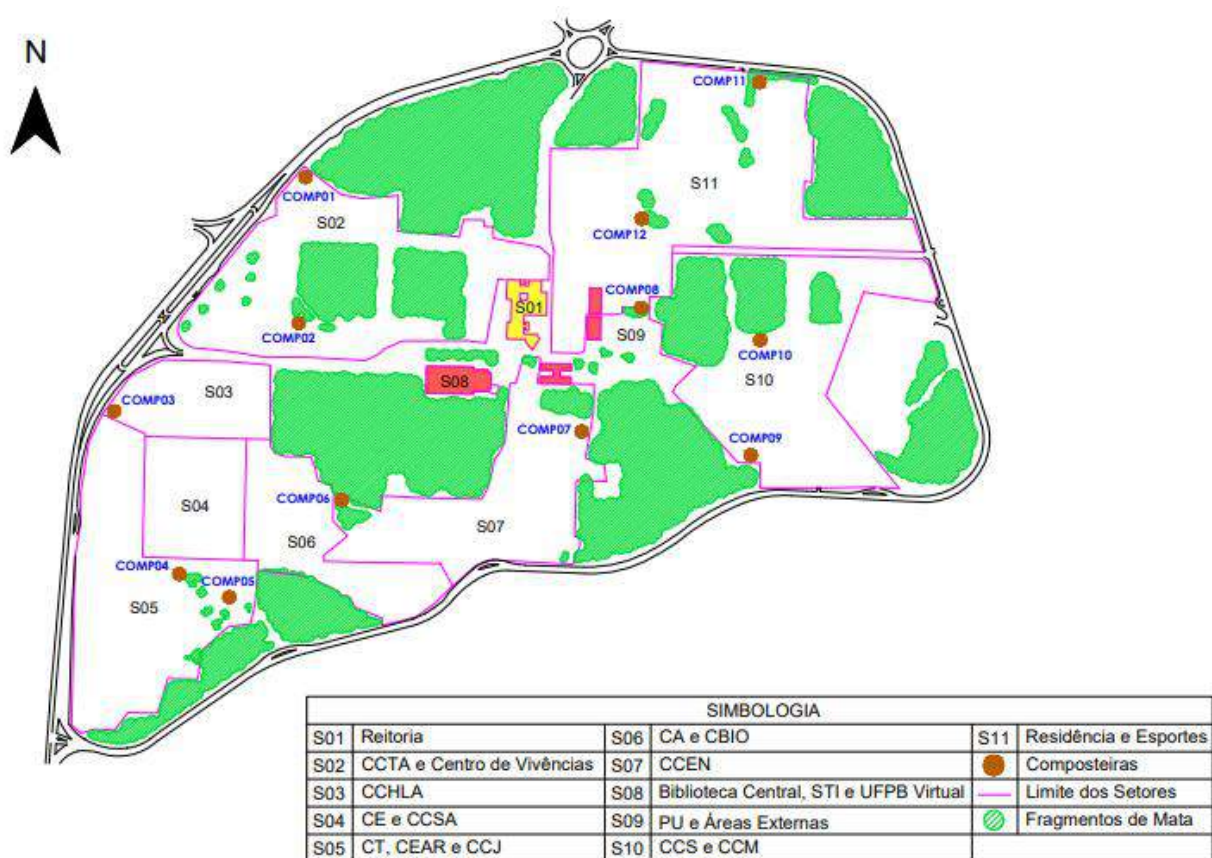


Figura 2. Ubicación de compostadores en UFPB - Campus I

Según Araújo Morais et al. (2018), la densidad del fertilizante producido es de 770 kg / m³. Este fertilizante resultó ser de buena calidad, destacando que la hojarasca producida en la institución tiene similitud entre especies arbóreas. Por tanto, para diagnosticar la calidad del compuesto orgánico producido, se realizó un análisis de fertilizante con el material recolectado del compostador COMP06 - lo mismo que en el estudio de densidad-, cuyo resultado se expresa en la tabla 2. El análisis fue realizado en el Laboratorio de Análisis de Tejidos Vegetales, en el Centro de Ciencias Agrarias de la UFPB.

Tabla 2. Análisis nutricional del compuesto orgánico producido en 2018 en la UFPB

| | | | | | | |
|--|------|-------|------|-------|------|------|
| Nutriente | C | MO | - | - | - | - |
| Composición (%) | 9,86 | 16,99 | - | - | - | - |
| Nutriente | N | P | K | Ca | Mg | S |
| Composición (g kg⁻¹) | 4,55 | 0,04 | 0,56 | 16,51 | 2,06 | 0,43 |

De acuerdo con la Instrucción Normativa n. 61, del 8 de julio de 2020, el fertilizante que se produce en la universidad es de clase A, ya que se produce a partir del servicio de limpieza de la universidad, y se segrega en orgánicos, reciclables y relaves (Instrucción Normativa n. 61 de 2020).

4. Conclusiones

La implementación del sistema de compostaje en la UFPB fue exitosa, ya que toda la hojarasca depositada en el campus, que antes se embolsaba y enviaba al relleno sanitario, ahora se destina a los compostadores. El abono orgánico producido se utiliza para la fertilización interna y se distribuye a la sociedad, lo que permite un mayor éxito en proyectos de forestación y reforestación públicos y privados. Hasta entonces, se han donado un total de 577 m³. Además, el sistema de compostaje implementado en la UFPB sirve de ejemplo para otras instituciones y de objeto de estudio para futuras investigaciones, con posibles temas como el seguimiento de las propiedades del compuesto a lo largo del proceso de compostaje, desarrollo de diferentes cultivos utilizando compuesto de hojarasca, viabilidad de este sistema en otras instituciones, entre otras.

Referencias

- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2016). *Panorama da gestão de resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo. Obtenido desde <https://abrelpe.org.br/panorama/>
- Barbosa, J. C. (1999). *Avanços e recuos da Paisagem Florestal no Território do Campus I da UFPB*. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba.
- Carvalho, C. R. B. D. (2015). *Compostagem de resíduos verdes e orgânicos alimentares* (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Obtenido desde <http://www.coc.ufrj.br/pt/documents2/mestrado/2015/2574-carvalho-crb-tm-15-pdf>
- Chaluppe, M. A. C. (2013). *Análise da implantação do projeto "valorização dos resíduos sólidos orgânicos no município de Florianópolis através do beneficiamento dos resíduos de podas"*. Obtenido desde <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/124917/TCC%20-%20Marcelo%20Chaluppe.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Comissão de Gestão Ambiental (2020). *Compostagem*. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. Obtenido desde <https://www.ufpb.br/cga/contents/menu/programas/compostagem>.
- de Araújo Moraes, J., Lima, J. P. R., Cardoso, L. M. & Arruda, V. C. de L. (2018). Avaliação de desempenho ambiental do programa de compostagem da Universidade Federal da Paraíba no Campus I. *XVI ENEEAmb e IV FLAES*. Obtenido desde <https://proceedings.science/eneeamb->

2018/trabalhos/avaliacao-de-desempenho-ambiental-do-programa-de-compostagem-da-
universidade-federal-da-paraiba-no-campus-i

de Araújo Morais, J., Souza, N. L. G. T., Cahino, A. M., Quaresma, I. N. & Brito, E. A. (2015). Gestão dos resíduos da poda e varrição do Campus I da Universidade Federal da Paraíba e recuperação de área degradada. *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

Deus, R. M., Battistelle, R. A. G., & Silva, G. H. R. (2015). *Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(4), 685-698. Obtenido desde <https://www.scielo.br/j/esa/a/jLnBfyWrW7MPPVZSz46B8JG/?format=pdf&lang=pt>

Instrução Normativa n. 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Obtenido desde <https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148>

Gonçalves, M. S., Kummer, L., Sejas, M. I., Rauen, T. G., & Bravo, C. E. C. (2010). *Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão*. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, (15), 79-84. Obtenido desde http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/download/396/343

Lei n. 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Obtenido desde http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm

Lei n. 14.026, DE 15 de Julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico; e dá outras providências. (2020). Obtenida desde: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2020/lei-14026-15-julho-2020-790419-publicacaooriginal-161096-pl.html>

Lira, B. J. D. M. (2018). *Plano de reaproveitamento dos resíduos verdes por compostagem-UFRN campus central* (Bachelor's thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Norte). Obtenido desde https://monografias.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/6734/1/Planodereaproveitamento_Lira_2018

Medeiros, S. T. A. (2010). *Proposta para implantação de estruturas para a conexão ecológica entre os fragmentos florestais do Campus I da UFPB e do seu entorno*. *João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba*. Obtenido desde <http://www.ccen.ufpb.br/cccb/contents/monografias/2010.1/samara-thaisa-alves-de-medeiros.pdf>

Paixão, R., Silva, L., & Teixeira, T. (2012). *Análise da Viabilidade da Compostagem de Poda de Árvore no Campus do Centro Universitário de Maringá–CESUMAR*. VI Mostra Interna de Trabalhos de Iniciação Científica. Anais. Obtenido desde https://www.unicesumar.edu.br/mostra-2012/wp-content/uploads/sites/93/2016/07/rebecca_manesco_paixao_1.pdf

Zago, V. C. P., & Barros, R. T. D. V. (2019). *Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 24, 219-228. Obtenido desde <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019181376>

CERTIFICACIÓN CERO RESIDUOS EN LA INDUSTRIA DEL CHOCOLATE COMO PROPUESTA DE MITIGACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

Cristofolini, Gabriel¹; Cristofolini, Jéssica Vanessa Schlei²; Dias da Silva, Joel³;

¹Euro Ambiental, Beco Schlei, 156 - 89120-000 - Timbó - SC, Brasil, gabriel@euroambiental.eco.br

²Euro Ambiental, Beco Schlei, 156 – 89120-000 – Timbó – SC, Brasil, atendimento@euroambiental.eco.br

*³Universidade Regional de Blumenau, R. São Paulo, 3250 - 89030-000 - Blumenau - SC, Brasil,
días_joel@hotmail.com*

Resumen

Varias organizaciones han solicitado la Certificación Cero Residuos, una iniciativa del Instituto de Cero Residuos de Brasil (ILZB), para promover hábitos de consumo más conscientes y, al mismo tiempo, generar responsabilidad sobre los residuos que producen. En este contexto, busca demostrar los impactos de esta certificación en una industria alimenticia, productora de chocolates, en el municipio de Pomerode (SC). Se utilizaron herramientas de gestión de la calidad, para diagnosticar la organización e identificar debilidades en el proceso productivo, con el objetivo de la mejora continua. A partir de la identificación de los puntos de generación de residuos, se determinó la composición gravimétrica y los procedimientos de gestión adoptados. Al mismo tiempo, se logró identificar deficiencias en el manejo de los residuos generados en la producción y establecer un plan de acciones correctivas. A partir de la implementación de los procedimientos propuestos, hubo una disminución del 98% en los residuos destinados a rellenos sanitarios. Esto gracias al compromiso de la alta dirección y demás trabajadores ante el cronograma de actividades establecido con metas, objetivos e indicadores de desempeño. De esta manera, con la implementación de las mejoras propuestas, la industria tuvo éxito en el proceso de certificación ambiental, promovió mejoras significativas para reducir costos e impactos ambientales, dirigiendo los esfuerzos humanos y financieros, para mantenerse como protagonista en su segmento. Para las próximas auditorías externas, se sugiere el desarrollo de acciones para reducir el uso de envases, implementando la logística inversa con sus proveedores.

PALABRAS CLAVE: industria de chocolate, certificación cero residuos, herramientas de calidad, reducción de desperdicios, sustentabilidad.

Abstract

Several organizations have requested the Zero Waste Certification, an initiative of the Instituto Lixo Zero Brasil (ILZB), to promote more conscious consumption habits and, at the same time, generate responsibility for the residues they produce. In this context, it seeks to demonstrate the impacts of this certification on a food industry, producer of chocolates, in the municipality of Pomerode (SC). Quality management tools will be used to diagnose the organization and identify weaknesses in the productive process, with the objective of continuous improvement. From the identification of the waste generation points, the gravimetric composition and the adopted management procedures were determined. At the

same time, it was possible to identify deficiencies in the management of waste generated in production and to establish a corrective action plan. From the implementation of the proposed procedures, there was a reduction of 98% in the waste destined for landfills. This is thanks to the commitment of the top management and other workers to the schedule of activities established with goals, objectives and performance indicators. In this way, with the implementation of the proposed improvements, the industry has succeeded in the process of environmental certification, promoted significant improvements to reduce costs and environmental impacts, directing human and financial efforts, to remain a protagonist in its segment. For the next external audits, we suggest the development of actions to reduce the use of containers, implementing reverse logistics with their providers.

Keywords: chocolate industry, zero waste certification, quality tools, waste reduction, sustainability

1. Introdução

Preocupações ambientais, de âmbito global, têm levado a um crescente número de solicitações a institutos normativos para a criação de um padrão para gerenciar os impactos ambientais de uma organização, projeto ou empreendimento (MARCOVITCH, 2012). Dentre tais preocupações, aquelas relacionadas à gestão e gerenciamento de resíduos têm sido apontadas como prioritárias pela iniciativa pública e privada. Muitos aspectos estão relacionados à problemática, como exemplo, as questões ambientais (contaminações, desequilíbrios ambientais, entre outros), as questões sociais (veiculação de doenças, inclusão de catadores) e questões relacionadas ao ciclo de vida dos produtos (PADILHA, 2019). Neste contexto, indústrias têm buscado na Certificação Lixo Zero (ILZB, 2020), um selo ambiental para demonstrar ao consumidor de que desenvolve ações na área.

O conceito *lixo zero*, estabelecido pela ZWIA – *Zero Waste International Alliance*, consiste no máximo aproveitamento e correto encaminhamento dos resíduos recicláveis, comuns e orgânicos para a reciclagem, recuperação, reuso e aterros (ILZB, 2020). Além de guiar as pessoas na mudança de comportamento e hábitos, incentiva também os ciclos naturais sustentáveis, com projetos voltados para o meio ambiente, onde é possível a sua recuperação e uso pós-consumo (MERHY, 2018)

Por exemplo, de acordo com o Instituto Akatu, em 2020, mais de 70% dos consumidores esperavam que as empresas não agredissem o meio ambiente, sendo assim torna-se necessário a preocupação das indústrias na busca de certificações para comunicar aos stakeholders a preocupação ambiental.

Baseado nesse contexto de buscar novos mercados, a empresa de chocolates, que fica localizada na cidade de Pomerode – SC identificou-se com esse nicho de mercado e procurou se adequar para atendimento dos requisitos aplicáveis da certificação lixo zero e alcançar ainda mais o mercado de consumidores cada vez mais preocupados com as causas ambientais.

Diante do cenário atual da empresa e da busca para agregar valor ao produto e a marca buscou-se realizar a certificação lixo zero.

2. Metodologia

A pesquisa, de natureza aplicada, foi realizada na empresa Nugali, durante o período de novembro de 2018 a dezembro de 2019. Como se tratava de adequações da empresa aos requisitos de uma certificação de Lixo Zero, os procedimentos foram divididos em quatro etapas principais, começando-se com a

aplicação do formulário inicial, com dados do local, gestão e geração de resíduos. Após isso, iniciou-se a etapa do relatório, que é um diagnóstico situacional para conhecer todos os processos produtivos e também uma composição gravimétrica para detalhamento dos resíduos gerados. A partir deste diagnóstico é possível identificar as fragilidades quanto ao gerenciamento dos resíduos gerados em seus processos produtivos, os tipos de resíduos gerados e a mistura encontrada nos contentores temporários de resíduos. Com tais informações em mãos, foi possível estabelecer um plano de ação para alcançar o desvio de mais de 90% de aterro. Com as melhorias implantadas solicitou-se a próxima etapa, que é a auditoria para obtenção da certificação. Finalizada a auditoria, o auditor envia o relatório para o Instituto Lixo Zero que concede o certificado ou o selo conforme o percentual de desvio. A figura 01 ilustra a metodologia utilizada no projeto.

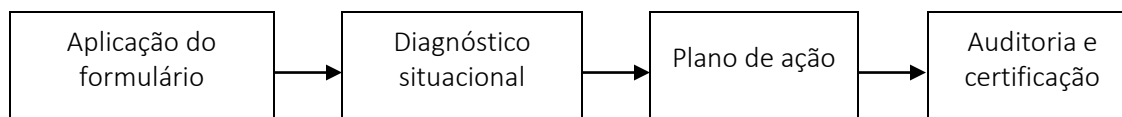


Figura 1 – Etapas da implantação do projeto Lixo Zero

3. Resultados

Inicialmente realizou-se a aplicação de um formulário padrão fornecido pelo Instituto Lixo Zero Brasil, na qual pode-se identificar as características do empreendimento e com isso calculou-se o custo com o processo de certificação. Feito o enquadramento da empresa realizou-se o diagnóstico situacional, contendo todas as informações como por exemplo o fluxograma dos processos de fabricação do chocolate, os resíduos gerados em cada etapa da fabricação, os modelos de lixeiras, as características das centrais de resíduos e as oportunidades de melhoria em cada local.

Com a implantação desta certificação espera-se alcançar um desvio de mais de 90% de aterro da massa de resíduos gerada na empresa. No diagnóstico inicial a empresa alcançou um desvio de 77% de aterro, entretanto estava abaixo da meta para certificação. Como principais ações para o alcance do objetivo adotaram-se as seguintes melhorias, previstas no plano de ação e podem ser visualizadas no quadro 1:

| Ação | Proposição de melhorias |
|------|--|
| 1 | Substituição das formas de chocolate de polipropileno para formas de acrílico para minimizar o descarte das formas quebradas. |
| 2 | Logística reversa de embalagens de papelão para reaproveitamento no processo |
| 3 | Substituição de mesa vibratória, para reduzir a queda de chocolate no piso em 45%. |
| 4 | Troca do mecanismo de setor de exaustão do setor de conchagem para diminuição do desperdício de pasta de cacau em 15 kg mensais. |
| 5 | Colocação de proteção móvel na mesa de embalagem de chocolate, que reduziu em 50% a queda de chocolates no piso. |

| | |
|---|---|
| 6 | Padronização e identificação das lixeiras. |
| 7 | Identificação das centrais de resíduos. |
| 8 | Instalação de uma composteira do tipo termofílica de leira estática e aeração passiva para aproveitamento dos resíduos orgânicos. |
| 9 | Destinação de embalagens BOPP e papel encerado para a reciclagem. |

Quadro 1 – Proposição de melhorias a partir do diagnóstico situacional realizado na empresa

Analisando comparativamente os dois períodos de composição gravimétrica, janeiro e setembro de 2020 pode-se afirmar que a empresa obteve uma evolução na destinação final dos resíduos gerados em seus processos produtivos. De acordo com a figura 2 e 3 pode-se observar os resíduos da primeira e segunda composição gravimétrica respectivamente.

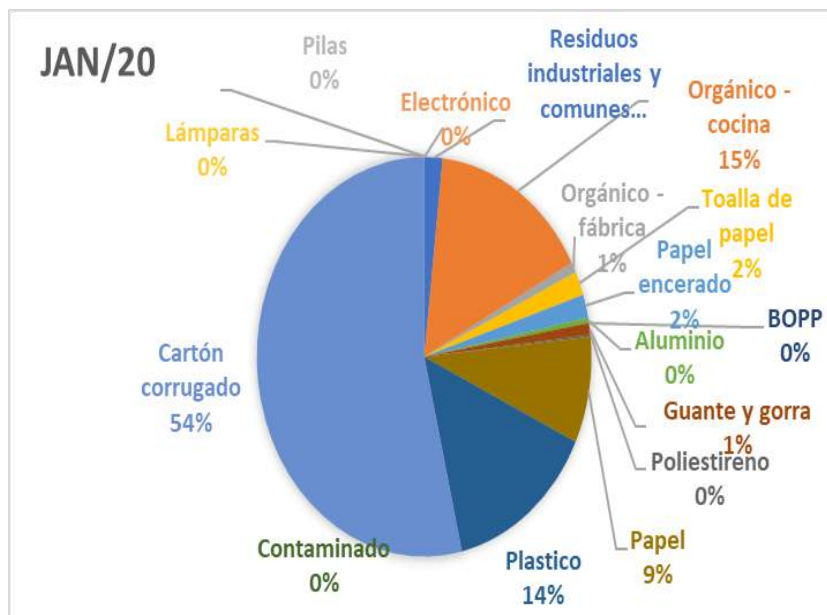


Figura 2 – Percentual dos resíduos gerados em janeiro de 2020

Observa-se que a maior geração de resíduos do período foi de papelão representando 54%. De acordo com a figura 3 observa-se que a maior geração também ficou com o papelão totalizando 32%. Isso ocorre em função da quantidade de embalagens que a empresa recebe seus insumos e matérias-primas.

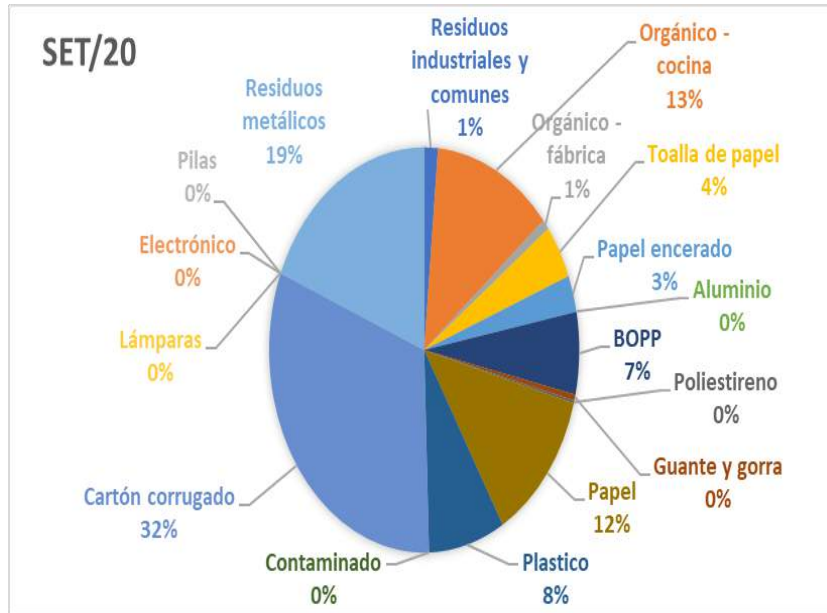


Figura 3 – Percentual dos resíduos gerados em setembro de 2020

Como alternativa frente a disposição final em aterro a empresa modificou a destinação para tecnologias alternativas os seguintes resíduos, conforme ilustrado no quadro 2.

| Tipo de resíduo | Quantidade em janeiro (kg) | Tecnologia anterior | Quantidade em setembro (kg) | Tecnologia atual |
|-------------------------------|----------------------------|---------------------|-----------------------------|-------------------|
| Resíduos industriais e comuns | 8 | Aterro industrial | 1,9 | Aterro Industrial |
| Orgânico - cozinha | 70 | Aterro industrial | 16,7 | Composteira |
| Orgânico – fábrica | 3,8 | Aterro industrial | 1,101 | Composteira |
| Papel toalha | 8,75 | Aterro industrial | 5,7 | Reciclagem |
| Papel cera | 8,45 | Aterro industrial | 3,9 | Reciclagem |
| Alumínio | 2,02 | Aterro industrial | 0 | Reciclagem |

| | | | | |
|-----------------------------|--------|-------------------|---------|-------------------|
| BOPP – embalagem metalizada | 0 | Aterro industrial | 8,73 | Reciclagem |
| Toucas e luvas | 4,3 | Aterro industrial | 0,653 | Aterro industrial |
| Isopor | 0,75 | Aterro industrial | 0,3 | Reciclagem |
| Papel | 39 | Reciclagem | 16,4 | Reciclagem |
| Plástico | 65,2 | Reciclagem | 10,6 | Reciclagem |
| Contaminado | 0 | Aterro industrial | 0 | Logística reversa |
| Papelão | 243 | Reciclagem | 42,2 | Reciclagem |
| Eletrônico | 0 | Aterro industrial | 0 | Logística reversa |
| Pilhas e baterias | 0 | Logística reversa | 0 | Logística reversa |
| Lâmpadas | 0 | Logística reversa | 0 | Logística reversa |
| Resíduos metálicos | 0 | Reciclagem | 25,1 | Reciclagem |
| Total | 453,27 | | 133,284 | |

Quadro 2 – Comparativos das tecnologias utilizadas para tratamento dos resíduos

Com a implantação das melhorias supracitadas a empresa obteve uma redução de 98% de desvio de aterro e obteve êxito no processo de certificação promovendo melhorias significativas para a redução de custos e impactos ambientais.

4. Conclusões

De acordo com o estudo pode-se afirmar que a empresa alcançou a certificação lixo zero com 98% de desvio de resíduos de aterro sanitário e industrial. Esse resultado somente foi alcançado devido a dedicação de todos os colaboradores e da direção da empresa em direcionar esforços humanos e financeiros para realizar todas as ações propostas para redução de desperdício, destinação ambientalmente adequada e treinamento para toda a equipe.

Sugere-se que, para as próximas certificações, a empresa busque maneiras de mitigar o uso de embalagens ou que busque embalagens que possam ser devolvidas através da logística reversa aos seus fornecedores.

5. Referências

Akatu (2020). Vida saudável e sustentável. Disponível em <https://akatu.org.br/pesquisa-vida-saudavel-e-sustentavel-2020/>

Marcovitch, J. (2012). Certificação e sustentabilidade ambiental: uma análise crítica. Disponível em https://mudarfuturo.fea.usp.br/wp-content/uploads/2012/11/Certifica%C3%A7%C3%A3o-e-Sustentabilidade-Ambiental-Trabalho-Final_261012.pdf.

Merhy, K. L. (2018). Economia Ambiental gerada em edifício residencial de Curitiba por meio da gestão de resíduos. Disponível em <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/59337/R%20-%20E%20-%20KATIANI%20LOUISE%20MERHY.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Padilha, E. T. (2019). A filosofia lixo zero nas políticas públicas brasileiras. Disponível e <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/29154/1/FilosofiaLixoZero.pdf>

ANÁLISE DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS NO CANTEIRO DE OBRAS: UM ESTUDO DE CASO

Silva, José Douglas dos Santos Siqueira¹; Lopes, Régia Lúcia²; França, Guilherme Amorim³; Davi, Hérbete Hálamo Rodrigues Caetano⁴

¹Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável dos Recursos Naturais (PPgUSRN), Mestrado Profissional em Ciências Ambientais, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Av. Sen. Salgado Filho, 1559 - Tirol, Natal - RN, 59015-000, Brasil, douglas.civil2017@gmail.com

²PPgUSRN, Mestrado Profissional em Ciências Ambientais, IFRN, Av. Sen. Salgado Filho, 1559 - Tirol, Natal - RN, 59015-000, Brasil, regia.lopes@ifrn.edu.br

³Engenharia Civil, Universidade Potiguar (UnP), Av. Nascimento de Castro, 1597 - Dix-Sept Rosado, Natal - RN, 59054-180, Brasil, guilherme@engprosolucoes.com.br

⁴Engenharia Civil, UnP, Av. Nascimento de Castro, 1597 - Dix-Sept Rosado, Natal - RN, 59054-180, Brasil, herbetehd@yahoo.com

Resumo

O gerenciamento de resíduos da construção civil (GRCC) é um mecanismo exigido pelas políticas públicas, às obras com grande geração de resíduos, com o intuito de promover a redução, reutilização e reciclagem de seus subprodutos. Alguns benefícios são observados com a implantação desse sistema: redução da geração e descarte de resíduos, aumento do compromisso sustentável e a eficiência no uso de recursos. O objetivo desse trabalho foi realizar uma análise quantitativa sobre a geração dos resíduos em um canteiro de obras na cidade de Parnamirim/RN (Brasil), a fim de evidenciar os benefícios ambientais da implantação do GRCC. Verificaram-se a geração e destinação dos resíduos de construção e demolição (RCD) por tipos, por classes e total, bem como a eficiência de segregação e o índice geração em comparação à área construída da obra até então. Os dados foram coletados em uma obra de Condomínio Residencial (43.922,96 m²) executado em alvenaria estrutural com blocos de concreto durante o período de agosto de 2014 a julho de 2017 (77,17% da obra executada). Os resultados mostraram a geração de 9.052 m³ de resíduos no canteiro, sendo 8.552 m³ de RCC, 440 m³ de orgânicos e 60 m³ de saúde. O índice de geração encontrado foi de 0,252 m³/m², a eficiência de segregação foi de 99,4% e apenas 4,86% dos resíduos gerados pela obra foram encaminhados para o aterro sanitário da região. Logo, o GRCC neste canteiro possibilitou o encaminhamento de 94,34% dos resíduos para reaproveitamento e reciclagem, sendo destinados apenas 5,66% para disposição.

Palavras-chave:

Gerenciamento, Resíduos da Construção Civil, Reciclagem, Sustentabilidade

Abstract

Construction Waste Management (CWM) is a mechanism required by public policies, to the works with large waste generation, in order to promote the reduction, reuse and recycling of its by-products. Some benefits are observed with the implantation of this system: reduction of waste generation and disposal, increase in sustainable commitment, and efficiency in the use of resources. The objective of this work Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos 20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

was to perform a quantitative analysis of waste generation in a construction site in the city of Parnamirim/RN (Brazil), in order to highlight the environmental benefits of implementing the CWM. The generation and destination of construction and demolition wastes (CDW) by types, by classes, and total were verified, as well as the segregation efficiency and the generation index in comparison with the constructed area of the work until then. The data was collected in a Residential Condominium construction site (43,922.96 m²) executed in structural masonry with concrete blocks during the period from August 2014 to July 2017 (77.17% of the work executed). The results showed the generation of 9,052 m³ of waste at the construction site, being 8,552 m³ of RCC, 440 m³ of organics and 60 m³ of health. The generation index found was 0.252 m³/m², the segregation efficiency was 99.4% and only 4.86% of the waste generated by the site was sent to the region's landfill. Therefore, the CWM at this site enabled the forwarding of 94.34% of the waste for reuse and recycling, and only 5.66% for disposal.

keywords:

Management, Waste Construction, Recycling, Sustainability.

1. Introdução

A grande quantidade de resíduos de construção e demolição (RCD) gerados em toda as economias do mundo tem promovido um problema ambiental (Wang et al., 2010). Desta forma, minimizar os impactos negativos do setor construtivo tem recebido cada vez mais notoriedade (Chi et al., 2020). As práticas efetivas de gerenciamento de resíduos da construção civil (GRCC) são, atualmente, a melhor maneira de proporcionar um caminho mais sustentável por parte do setor (Gangoells et al., 2014).

No Brasil, o gerenciamento dos resíduos nas obras é uma exigência legal para o licenciamento das construções consideradas grandes geradores, visando sempre a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos RCD (Brasil, 2002; Brasil, 2010).

O GRCC promove a redução da geração e descarte de resíduos, o aumento do compromisso sustentável e a eficiência no uso de recursos (Gangoells et al., 2014; Pinto, 2005). Para isso, duas práticas importantes durante o gerenciamento é a triagem dos resíduos na obra e a sua quantificação, pois favorece o manejo dos materiais para a destinação adequada (Ajayi et al., 2017; Zanna; Fernandes; & Gasparine, 2017).

Com isso, o objetivo deste trabalho é realizar uma análise quantitativa sobre a geração dos resíduos em um canteiro de obras na cidade de Parnamirim/RN (Brasil), a fim de evidenciar os benefícios ambientais com a implantação do GRCC.

2. Metodologia

O estudo partiu da revisão da literatura sobre a geração de RCD com base em livros, publicações científicas, leis e normas utilizadas no Brasil. A pesquisa é de natureza aplicada, descritiva, através de uma análise documental de um estudo de caso por meio do método indutivo (Prodanov & Freitas, 2013).

O estudo de caso é referente à construção de um Condomínio Residencial Vertical executado em Parnamirim/RN (Brasil), com 43.922,96 m² de área construída e em sistema de alvenaria estrutural. O período de análise compreende a 34 meses contínuos, iniciando em agosto de 2014 (77,17% de execução do cronograma). Foi definida esta obra pela acessibilidade dos dados e documentos (Yin, 2001).

A análise utilizou os critérios de classificação dos resíduos da construção civil estabelecidos pela Resolução nº 307 do CONAMA, sendo eles: classe A (solo e entulho limpo), classe B (plástico, metal, papel/papelão, madeira, gesso, vidro), classe C (sacaria e resíduos misturados) e classe D (resíduos perigosos) (Brasil,

2002). Além destes, mais dois tipos foram identificados pela quantificação dos resíduos sólidos gerados no canteiro, os alimentares e os sanitários (Nagalli, 2014). A unidade de medida adotada foi o volume (m^3).

Desta forma, este trabalho realizou a caracterização dos resíduos sólidos gerados pela obra, comparando com a estimativa prevista pela própria construtora, a quantidade produzida por classe e por tipo, o índice de geração (m^3/m^2), a eficiência de segregação da obra e a destinação final para cada resíduo.

3. Resultados obtidos

No Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC) da obra, havia a previsão de geração dos resíduos de acordo com a classe dos RCD (CONAMA 307). Considerando o período investigado, pode-se observar no Quadro 1 que a geração real ($9.052,00 m^3$) apresentou uma variação acentuada (56,2% acima) com relação ao volume inicialmente estimado ($5.796,24 m^3$) pela construtora:

Quadro 1. Comparativo entre a geração (estimado e real) de resíduos da obra.

| RESÍDUOS | ESTIMADO | | REAL | | VARIÇÃO | |
|-------------|------------------|--------------------------------|------------------|--------------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| | Volume (m^3) | Percentual em relação ao total | Volume (m^3) | Percentual em relação ao total | REAL - ESTIMADO (m^3) | Percentual (real pelo estimado) |
| Classe A | 3.303,65 | 57,0% | 6.635,00 | 73,3% | 3.331,35 | 100,8% |
| Classe B | 1.622,89 | 28,0% | 1.827,00 | 20,2% | 204,11 | 12,6% |
| Classe C | 811,83 | 14,0% | 78,00 | 0,9% | -733,83 | -940,8% |
| Classe D | 57,88 | 1,0% | 12,00 | 0,1% | -45,88 | -382,3% |
| TOTAL RCD | 5.796,24 | 100% | 8552,00 | 94,5% | 2755,76 | 47,5% |
| Alimentares | - | - | 440,00 | 4,9% | 440,00 | - |
| Sanitários | - | - | 60,00 | 0,7% | 60,00 | - |
| TOTAL | 5.796,24 | 100% | 9.052,00 | 100% | 3.255,76 | 56,2% |

Verifica-se então que o Plano não previu a geração de resíduos sólidos alimentares e sanitários. Outrossim, os RCD classe C apresentaram a maior variação (-940,8%) no comparativo, os classe D a segunda maior (-382,3%) e os classe A a terceira maior (100,8%). Com isso, os RCD classe C e D foram bem menos do que o esperado, já os classe A foram praticamente o dobro. A única previsão que mais se aproximou do gerado foram os resíduos Classe B.

Analisando a proporção dos RCD gerados por classe neste estudo de caso, os valores apresentados são sutilmente distantes dos encontrados por Paz (2014) e Zanna et al. (2017), principalmente para os percentuais das Classes A (10% a menos do que os estudos) e B (10% a mais). Todavia, as classes C e D também tiveram írisória contribuição na geração dos resíduos tanto no canteiro, como nestas duas pesquisas. Logo, os resíduos classe A são os mais significativos em uma obra, ficando os resíduos classe B, também com relativa representatividade. Considerando que estas duas classes são passíveis de reuso ou reciclagem e que representam mais de 94,5%, confirma o que aborda a literatura quando se discute que 90% do RCD oriundos de obra têm potencial de reutilização ou reciclagem futura (Paz; & Lafayette, 2016).

Outra análise desenvolvida neste estudo de caso foi a classificação dos RCD por tipo. Na obra, foram gerados 11 diferentes tipos de resíduos de construção e demolição, além dos resíduos alimentares e sanitários, conforme verificado no Quadro 2.

O Entulho limpo foi o mais produzido e que teve maior representatividade em relação aos demais tipos de resíduos. Isso também foi concluído na pesquisa de Paz (2014) e Zanna et al. (2017), sendo então um gargalo para os gestores das obras. O vidro foi o RCD menos gerado.

Quadro 2. Volume gerado por tipo de resíduos e índices de geração.

| RANKING DOS RCD | TIPO DE RESÍDUO | VOLUME GERADO (m ³) | PERCENTUAL DO RCD | ÁREA EXECUTADA (m ²) | ÍNDICE DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS (m ³ /m ²) |
|--------------------------|-----------------|---------------------------------|-------------------|----------------------------------|---|
| 1 | Entulho limpo | 5.855,00 | 68,46% | 33.895,35 | 0,173 |
| 2 | Madeira | 820,00 | 9,59% | | 0,024 |
| 3 | Solo | 780,00 | 9,12% | | 0,023 |
| 4 | Papel/papelão | 306,00 | 3,58% | | 0,009 |
| 5 | Gesso | 305,00 | 3,57% | | 0,009 |
| 6 | Plástico | 287,00 | 3,36% | | 0,008 |
| 7 | Metal | 108,00 | 1,26% | | 0,003 |
| 8 | Misturados | 55,00 | 0,64% | | 0,002 |
| 9 | Sacaria | 23,00 | 0,27% | | <0,001 |
| 10 | Perigoso | 12,00 | 0,14% | | <0,001 |
| 11 | Vidro | 1,00 | 0,01% | | <0,0001 |
| TOTAL - RCD DA OBRA | | 8.552,00 | 100,00% | | 0,252 |
| - | Alimentares | 440,00 | - | | 0,013 |
| - | Sanitários | 60,00 | - | | 0,002 |
| TOTAL - RESÍDUOS DA OBRA | | 9.052,00 | - | - | - |

Outrossim, foram produzidos 8.552,00 m³ de RCD até então, valor bem acima da média calculada por Paz (2014), 3.515,39 m³, para obras com mais de 25.000 m² de área construída. É possível que essa diferença seja pelas grandes quantidades de entulho que saíram do estudo de caso, pois duas grandes estruturas construtivas instaladas dentro do empreendimento foram demolidas, sendo uma, com 615,29 m², utilizada como alojamento para os funcionários e salas administrativas para outros setores da construtora, além de outra, com 767,70 m², para as áreas administrativas, operacionais e de vivência do canteiro. Com isso, a média de saída de entulho variou de 16,9 m³ entre o mês 1 e o mês 21 (construção), 282,9 m³ entre o mês 22 e o mês 33 (construção e demolição) e 2.105,0 m³ no mês 34 (construção e demolição). Logo, observa-se que houve um aumento considerável nos índices de geração devido aos processos de demolição na obra.

Por isso, o índice de geração encontrado neste estudo (0,252 m³/m²) está acima dos levantados em pesquisas brasileiras, por Paz (2014), 0,09 m³/m², e Zanna et al. (2017), 0,141 m³/m². Isso não é justificado pelo fato desses estudos abordarem processos ou áreas construtivas diferentes, mas, principalmente, pelas demolições acima citadas.

Outro item observado nos dados da obra foi a taxa de 99,39% de eficiência de segregação dos 9052,00 m³ de resíduos gerados no canteiro. Ou seja, considerando uma caçamba estacionária com volume de 5 m³, apenas 11 foram coletadas com resíduos misturados e 1.800 com somente um tipo de resíduo em cada. Quanto maior a qualidade da segregação, mais fácil de gerenciar os RCD, melhor o reaproveitamento dos materiais e menos resíduos são destinados aos aterros públicos (Ajayi *et al.*, 2017; Zanna et al., 2017).

A importância da estratégia de triagem no canteiro, não só para a obra, mas também para o contexto de gestão pública, são evidenciados neste estudo, pois apenas 4,86% (440 m³) dos resíduos gerados foram direcionados para o aterro sanitário da região e somente 0,80% (72 m³) necessitaram de incineração por empresa especializada, devido a especificidade dos resíduos (perigosos e de saúde).

Ademais, 8,62% dos RCD foram direcionados para o reuso (terraplenagem), 76,67% para a reciclagem (cooperativas de catadores e usinas de reciclagem) e 9,06% para o aproveitamento energético (empresa de laticínio). Logo, 94,34% dos resíduos produzidos na obra puderam ter uma nova utilidade em outras atividades produtivas antes de serem encaminhados para a disposição final ambientalmente adequada.

4. Análise dos resultados e discussões

Apesar dos valores de geração de RCD nesta obra estarem acima do que foi identificado na literatura, pode-se dizer que a aplicação do GRCC foi um sucesso, pois a eficiência de triagem atingida foi quase 100%, sendo que a grande maioria das caçambas com resíduos misturados ocorreram no início da obra.

A segregação na origem possibilita que os resíduos sejam destinados corretamente (Ajayi et al., 2017) e sigam a escala de prioridades: não gerar, reduzir, reutilizar, reciclar, tratar e dispor (Brasil, 2010).

Com isso, em alguns casos, a construtora conseguiu não gerar, aplicando a logística reversa com embalagens de materiais que foram entregues na obra (como *pallets* por exemplo); reduzir, com a capacitação dos funcionários de serviços específicos afim de melhorar a qualidade de execução das etapas e reduzir os reprocessos; reutilizar, reaproveitando todas as sobras de concreto usinado na própria obra, sobras de madeira e de aço nos serviços de estrutura e encaminhando o solo (bota-fora) também para o reuso; além de direcionar 76,67% dos resíduos gerados no canteiro para os setores regionais de reciclagem, para então, dispor apenas 5,66% (512 m³) ao aterro sanitário e para a incineração.

Outro fato observado é que todas as práticas de GRCC seguidas no canteiro foram previstas no PGRCC da obra. O Plano é importante para ajudar a gestão a prever e levantar as quantidades, a classificação e os tipos de os resíduos gerados e assim poder montar estratégias de manejo deles (Kabirifar et al., 2020).

A principal estratégia adotada pela construtora para transmitir as diretrizes do Plano foi a sensibilização através de treinamentos, palestras, cartazes informativos, além de campanhas sobre meio ambiente, coleta seletiva, saúde ocupacional e o GRCC. Para Poon, Yu e Ng (2001), os treinamentos com os operários são fundamentais para ter êxito no gerenciamento, pois são eles quem estarão no manejo diário dos materiais e dos RCD. Outra abordagem importante da obra foi o constante monitoramento da execução das práticas do Plano, com um estagiário de engenharia dedicado a verificar isso diariamente.

Desta forma, o estudo de caso mostrou que, em aproximadamente 3 anos, a construtora contribuiu na minimização de 8.540,00 m³ de resíduos para o meio ambiente, o equivalente a 11.614,44 t para uma densidade de 1,36 t/m³ (Paz, 2014), sendo totalmente direcionados para reuso, reciclagem e aproveitamento energético, efetivando os processos com responsabilidade (parcerias firmadas em contrato), monitoramento (controle documentado de todos os resíduos transportados e destinados) e restrição ambiental (parceira somente com empresas que possuíam licenciamento ambiental).

Para Wang et al. (2010), quando não é possível reduzir a geração dos RCD, alternativas de reaproveitamento são importantes para diminuir a extração e o uso de matéria prima virgem, minimizando assim a degradação ao meio ambiente, bem como a disposição legal ou ilegal dos resíduos.

Por tanto, as práticas de GRCC na obra geraram benefícios ambientais, considerando as reduções da disposição dos resíduos e da extração de recursos naturais conforme fundamenta Kabirifar et al. (2020).

5. Conclusões

O estudo de caso promoveu a geração de 9.052 m³ de resíduos durante o período analisado, sendo 8.552 m³ de RCD, 440 m³ de resíduos alimentares e 60 m³ de resíduos de saúde. Dentre os RCD, os três tipos que tiveram as maiores representatividades foram o entulho limpo, a madeira e o solo. Já as principais classes de RCD verificadas na obra foram a classe A e B, contemplando cerca de 93,5% do total gerado.

Apesar da grande geração de resíduos nesta pesquisa (0,252 m³/m²), foi conferido que o principal motivo disso era as duas edificações dentro do canteiro de obras que uma dava apoio à própria construção e a outra à construtora na região, mas que precisaram ser demolidas devido ao avanço das etapas construtivas empreendimento. Com isso, houve um aumento considerável nos índices de geração.

Todavía, o GRCC desta obra foi considerado eficiente, atingindo 99,39% de segregação. Isso permitiu que todos os resíduos produzidos tivessem uma destinação final ambientalmente adequada, sendo que 94,34% tiveram um reaproveitamento e, dessa forma 8.540,00 m³ (11.614,40 toneladas) não foram direcionadas para o meio ambiente da região.

Isso se deve à implantação efetiva das práticas previstas no PGRCC aplicadas através de processos de sensibilização dos funcionários da obra, além do monitoramento diário de implantação dessas práticas. Foi confirmado então que o GRCC possibilitou benefícios ambientais.

Referências

- Ajayi, S. O., Oyedele, L. O., Bilal, M., Akinade, O. O., Alaka, H. A., & Owolabi, H. A. (2017). Critical management practices influencing on-site waste minimization in construction projects. *Waste Management, 59*, 330-339.
- Brasil. (2002). Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Resolução nº. 307, de 05 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União*.
- Brasil. (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*.
- Chi, B., Lu, W., Ye, M., Bao, Z., & Zhang, X. (2020). Construction waste minimization in green building: A comparative analysis of LEED-NC 2009 certified projects in the US and China. *Journal of Cleaner Production, 256*, 120749.
- Gangolells, M., Casals, M., Forcada, N., & Macarulla, M. (2014). Analysis of the implementation of effective waste management practices in construction projects and sites. *Resources, Conservation and Recycling, 93*, 99-111.
- Nagalli, A. (2014). *Gerenciamento de resíduos sólidos na construção civil*. Oficina de Textos.
- Paz, D. H. F. (2014). *Desenvolvimento de um sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos sólidos da construção civil em canteiros de obras de edificações urbanas* (Dissertação de mestrado). Escola Politécnica de Pernambuco, Universidade de Pernambuco, Recife.
- Paz, D. H. F., & Lafayette, K. P. (2016). Forecasting of construction and demolition waste in Brazil. *Waste Management & Research, 34*(8), 708-716.
- Pinto, T. D. P. (2005). *Gestão ambiental de resíduos da construção civil: a experiência do SindusCon-SP. São Paulo: SINDUSCON*.
- Poon, C. S., Yu, T. W. A., & Ng, L. H. (2001). On-site sorting of construction and demolition waste in Hong Kong. *Resources, Conservation and Recycling, 32*(2), 157-172.
- Prodanov, C. C., & de Freitas, E. C. (2013). *Metodologia do trabalho científico: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico-2ª Edição*. Editora Feevale.
- Yin, R. K. (2001). *Estudo de caso: Planejamento e métodos*. Artmed.
- Wang, J., Yuan, H., Kang, X., & Lu, W. (2010). Critical success factors for on-site sorting of construction waste: a China study. *Resources, Conservation and Recycling, 54*(11), 931-936.
- Zanna, C. D., Fernandes, F., & Gasparine, J. C. (2017). Solid construction waste management in large civil construction companies through use of specific software-case study. *Acta Scientiarum. Technology, 39*(2), 169-176.



IMPERMEABILIZACIÓN DE LA VAGUADA IZQUIERDA DEL VERTEDERO DE ARTIGAS, EN EL TÉRMINO MUNICIPAL DE BILBAO

Baraibar Díez, José Manuel¹; Escobal Marcos, Iñigo²

¹ VIUDA DE SAINZ. S.A., P. El Campillo, nº19, 48500 Abanto Zierbena (Bizkaia), España,
jmbaraibar@viudadesainz.com

² VIUDA DE SAINZ. S.A., P. El Campillo, nº19, 48500 Abanto Zierbena (Bizkaia), España, iescobal@viudadesainz.com

Resumen

El presente trabajo describe el proyecto de construcción de la “Primera fase de impermeabilización de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, en el término municipal de Bilbao”, promovido por el Departamento de Sostenibilidad y Medio Natural de la Diputación Foral de Bizkaia. El objeto de la actuación es dar continuidad a la capacidad de depósito del principal vertedero del Territorio, para aquella fracción de residuos secundarios que ya no pueden reciclarse o valorizarse e inevitablemente tiene que ser eliminada de forma controlada. Este proyecto continúa con la estrategia de adopción de iniciativas de economía circular por parte de la Administración pública, ya que promueve el empleo innovador de residuos valorizados como materiales constitutivos de las capas drenantes en el sellado de esta fase del vertedero. De este modo, la capa de árido mineral drenante que se sitúa bajo la capa impermeable se sustituye por una capa de árido reciclado mixto, procedente de residuos de construcción y demolición. Esta estrategia, que ya ha sido empleada con éxito recientemente en la impermeabilización de otras zonas del vertedero de Artigas, constituye un ejemplo decidido de empleo de materiales valorizados en usos de alto valor añadido relacionados con la ingeniería de residuos.

Abstract

This article describes the detailed design project of the “First phase of sealing in the left trough of the Artigas landfill, in the municipality of Bilbao”, promoted by the Department of Sustainability and Natural Environment of the provincial council of Biscay. The main objective of this project is guaranteeing the storage capacity of the main landfill in the Territory in the forthcoming years, for the fraction of secondary waste which cannot be recycled or valorised and inevitably has to be eliminated in a controlled manner. This project continues the strategy of the adoption of initiatives towards a more circular economy from the side of Public Administrations, as it promotes the innovative use of valorised waste products as constitutive materials of the drainage layer in the sealing of this phase of the landfill. In this way, the natural aggregate drainage layer which is located under the waterproofing layer is replaced by a recycled aggregate layer made from construction and demolition waste. This strategy, which has already been successfully tested in other parts of the same landfill, represents a determined example of using valorised materials in high-value waste engineering applications.

Palabras clave/keywords: vertedero, sostenibilidad, sellado, ecodiseño, RCD, economía circular

1. Introducción

La generación de residuos en la comunidad autónoma del País Vasco se encuentra notablemente condicionada por su actividad industrial y por la estructura de sus principales procesos productivos. Las corrientes principales, además de los residuos urbanos, que se depositan en vertederos como el de Artigas, están constituidas por los residuos producidos por el sector siderometalúrgico y por el sector de la construcción [1].

Desde hace años se constata que existe una transición impulsada desde el ámbito de la Unión Europea hacia un paradigma económico más circular, que pretende que el valor de los productos, materiales y recursos en general se mantenga en la economía durante el mayor tiempo posible. Esta transición es inevitable si se pretende alcanzar una economía eficiente, sostenible, hipocarbónica y mucho más competitiva [2]. Aunque cada vez son más los ejemplos de integración de conceptos de economía circular en procesos ingenieriles, e incluso en el ámbito de la ingeniería de residuos [3], esta transición requiere una transformación profunda de los procedimientos actuales de redacción de proyectos y ejecución e infraestructuras relacionadas con equipamientos de ingeniería civil. Las palancas principales de cambio identificadas para facilitar esta transición son la adopción de nuevos modelos de negocio innovadores, el ecodiseño y la posibilidad de favorecer la capacidad de reparación, reacondicionamiento y remanufactura de los productos [4].



Figura 1. Situación en planta de las obras dentro del vertedero de Artigas (izda.). Vista aérea desde aguas abajo (dcha.)

El presente trabajo describe las particularidades del proyecto de ejecución de la “Primera fase de impermeabilización de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, en el término municipal de Bilbao” [5], promovido por el Departamento de Sostenibilidad y Medio Natural de la Diputación Foral de Bizkaia (Figura 1). Este proyecto constituye un ejemplo específico en el que desde el lado de la Administración Pública se adoptan criterios de ecodiseño como palanca para facilitar la transición hacia una economía más circular. Con esta actuación se da continuidad por una parte a la capacidad de depósito del vertedero de Artigas, principal vertedero de RSU de Bizkaia, siguiendo las prescripciones de su Autorización Ambiental Integrada. Además, desde la propia etapa de redacción del proyecto, este establece el uso innovador de árido reciclado procedente de residuos de construcción y demolición (RCD) para constituir la capa drenante que se sitúa bajo la capa de sellado definitivo de esta zona del vertedero (Figura 2).



Figura 2. Empleo de árido reciclado en la capa drenante bajo la capa de sellado

2. Metodología

2.1 El vertedero de Artigas

El denominado vertedero de Artigas comienza su explotación como vertedero controlado de residuos de carácter municipal de Bilbao en el año 1976. La construcción y las primeras fases de explotación de la infraestructura se llevaron a cabo según los procedimientos de la época. Desde entonces, sus instalaciones han experimentado una evolución permanente. Durante sus más de 45 años de servicio, en los que ha servido para contener los residuos de gran parte de la conurbación metropolitana de Bilbao, se destacan los principales hitos: ampliación de la planta de trituración en 1988; construcción de planta de aprovechamiento energético de metano en 1992; construcción de planta de reciclaje de envases en 1997; construcción de planta de tratamiento de lixiviados en 2004, construcción de aula medioambiental en 2005; obras de adaptación a la normativa europea en 2009; construcción de planta de compostaje en 2010; primera fase de la impermeabilización de la vaguada derecha en 2016 [6]. Precisamente es en esta última ampliación donde comienza a probarse el empleo de materiales secundarios como constituyente de las capas drenantes [3].

2.2 Estrategia de economía circular en el ámbito del País Vasco

El aumento de población mundial en los últimos decenios lleva aparejado un incremento de consumo de materiales y de energía, lo que aumenta la presión sobre los recursos naturales. Por ello se requiere un cambio de paradigma en la manera de producir y consumir, pasando de una economía lineal a una economía circular. En el País Vasco se generan anualmente 5,8 millones de toneladas de residuos, de los cuales se reciclan aproximadamente el 50%. Aún así, existe todavía margen para la mejora, ya que si se acometieran soluciones innovadoras más circulares, se podría conseguir hasta un ahorro potencial medio del 6% en el consumo de materias primas. Para aprovechar estas oportunidades, el País Vasco ha desarrollado una Estrategia de Economía Circular que pretende aumentar la productividad material, aumentar la tasa de uso de material circular y reducir la tasa de generación de residuos por unidad de PIB [7]. A este respecto, lleva años desplegando una batería de instrumentos y herramientas orientados tanto a generar demanda de Economía Circular como a impulsar la oferta empresarial en múltiples ámbitos [8].

En este contexto, uno de los retos principales de la economía circular en el País Vasco consiste en aumentar la reutilización, reciclaje y recuperación de residuos, incrementando el uso de materias primas secundarias. La valorización de residuos y la potenciación de materias primas secundarias constituyen uno de los pilares básicos de la estrategia regional hacia una economía más circular. De entre ellos, se identifican los residuos de construcción y demolición como una de las corrientes de mayor potencial de contribución al objetivo de aumentar la tasa de circularidad. Se contemplan diversas herramientas para favorecer esta valorización, como la implantación de tasas al vertido, la exigencia de un porcentaje mínimo de áridos reciclados en las obras ejecutadas en la Comunidad, o la potenciación de las labores de innovación e inspección [7]. El empleo de estas herramientas se vincula al precio de las materias primas, de la energía, de los desarrollos tecnológicos, de las cantidades, cualidades y especificaciones de los procesos de valorización y sus posibilidades en el mercado.

2.3 Redacción del proyecto

En base a la coyuntura descrita en los apartados anteriores, el Proyecto de construcción del sellado de la primera fase de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, que continua naturalmente la adecuación del mismo a las exigencias de la Autoridad Ambiental Integrada a medida que se va ocupando, se redacta conforme a la normativa específica de vertederos y al principio de ecodiseño. En este caso, la Administración Pública contratante favorece la utilización de materiales secundarios valorizados (árido reciclado procedente de RCD) en usos de alto valor añadido, prescribiendo su empleo como material constituyente de la capa drenante existente bajo la capa de sellado.

3. Resultados

3.1 Descripción del proyecto constructivo

El proyecto constructivo de la Primera fase de impermeabilización de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, en el término municipal de Bilbao, promovido por el Departamento de Sostenibilidad y Medio Natural de la Diputación foral de Bizkaia, ha sido construido por la empresa constructora Viuda de Sainz, S.A. Las obras comenzaron en febrero de 2019, con un plazo de ejecución de 28 semanas. El proyecto integra el sellado de esta primera fase de la vaguada izquierda, dando continuidad al área ya clausurada denominada “talud intermedio”, entre las cotas +90 y +147, así como el sellado ligado a la construcción del dique de cierre en el frente de la nueva celda de explotación de la vaguada derecha. El ámbito del proyecto de sellado, denominado fase I de la vaguada izquierda, asciende desde la cota +136 hasta la cota +176 (Figura 1). En el proyecto se considera la necesidad de las futuras fases de sellado que habrán de ejecutarse en la misma vaguada en sentido aguas arriba, y la accesibilidad futura para la ejecución de estas obras y para las tareas para el mantenimiento y el control postclausura.

El primer hito de la obra consistió en la limpieza superficial del ámbito, en una superficie de 35.000 m². El área para sellar se componía de 6 taludes individuales y 6 bermas de retranqueo. La superficie objetivo se diseñó con un criterio de mínimo movimiento de tierras y balance de materiales. El proyecto definía diversas soluciones de sellado, para una superficie total de 43.645 m². Las secuencias de sellado han considerado las prescripciones de la Autorización Ambiental Integrada, así como otros factores: requerimientos administrativos, condiciones climáticas e hidrológicas, disponibilidad de materiales, comportamiento a medio y largo plazo, sensibilidad ambiental del emplazamiento y posibles usos postclausura (Figura 3). En el marco de los requisitos normativos y primando los criterios de economía y sensibilidad ambiental, se proponen alternativas a las capas de drenaje mineral o áridos de cantera, ya que constituyen la partida económicamente más elevada, con una importante huella de consumo de recursos naturales y de instalación problemática. Por lo tanto, asegurando la funcionalidad, se han primado soluciones de valorización de materiales en estas capas.



Figura 3. Vista general de las obras de sellado de la vaguada izquierda de Artigas (primera fase)

El proyecto define una solución tipo de sellado general en bermas, que luego se adapta para los taludes. La secuencia de sellado consiste en una capa de regularización mediante conformado de las tierras existentes; una capa de drenaje de gases y lixiviados, formada por árido reciclado y un geocompuesto de drenaje, que se dispone sobre un geotextil de separación y filtro; una capa de impermeabilización, formada por un geocompuesto de bentonita aditivada con una permeabilidad hidráulica $k < 1 \times 10^{-9}$ m/s, una geomembrana de polietileno de alta densidad (PEAD) de 2 mm de espesor texturizada, y un geocompuesto de drenaje, y finalmente una capa de cobertera formada por un espesor de 60 cm de tierras de cobertera y 15 cm de suelo vegetal (Figura 4).

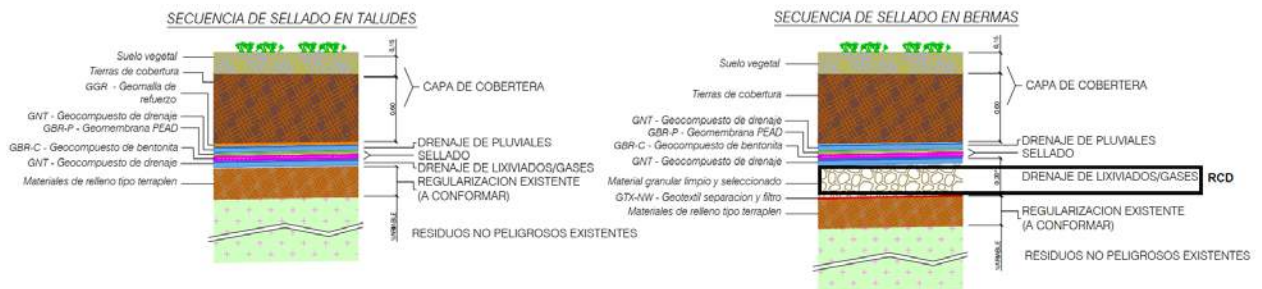


Figura 4. Secciones tipo de sellado en taludes y bermas

El vertedero dispone de un sistema de captación y drenaje perimetral de la escorrentía superficial que fluye hacia el río Kadagua, así como otro sistema de drenaje interior de aguas limpias que se generan en las zonas ya selladas. La primera actuación de proyecto consistió en ampliar el sistema de drenaje perimetral que defendiera el área a sellar de la aportación de las escorrentías procedentes de las fases de explotación recientes, situadas a cotas superiores. Además se proyectó un sistema de drenaje interior, y un sistema de drenaje superficial del cuerpo del sellado. En el emplazamiento objeto del proyecto de sellado existía una red de drenaje de lixiviados. El diseño propuesto soluciona el drenaje y evacuación de lixiviados a través de la capa de drenaje de gases situada bajo la impermeabilización. Esta capa de drenaje, además del propio árido, dispone de un tubo de PEAD ranurado que evacuarán los gases en sentido ascendente y los lixiviados, en caso de que aflorasen, en sentido descendente (Figura 5).

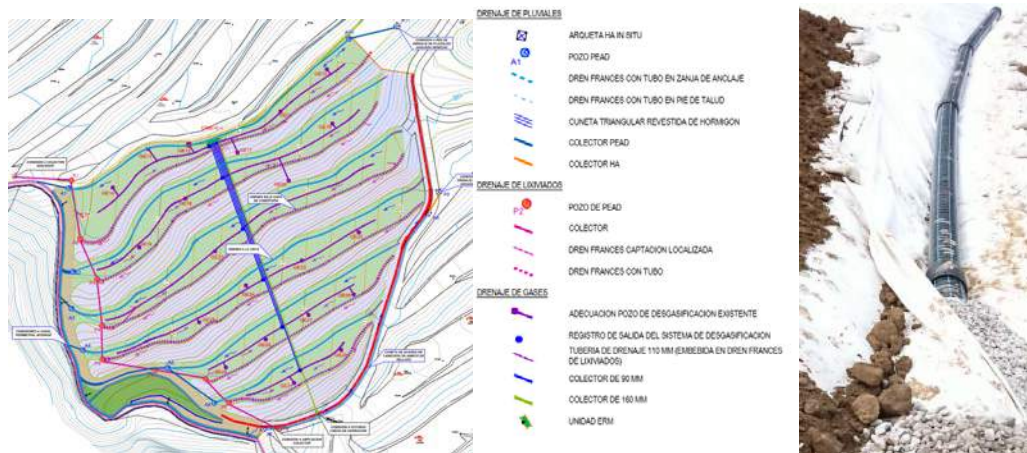


Figura 5. Esquema en planta de redes de pluviales, lixiviados y gases (izda.). Detalle de ejecución de dren (dcha.)

El área a sellar contaba con un sistema de captación activa de gas, formada por una red de veintidós pozos de extracción. Estos pozos están sometidos a depresiones generadas por el sistema de aspiración y reguladas, individualmente, por válvulas. El sistema de captación cuenta con un sistema de deshumidificación por enfriamiento, retirada de condensados y posterior calentamiento. El gas recogido se conduce a la Planta de valorización Energética de Bioartigas, S.A., donde se utiliza para generar electricidad. Esta estrategia de combinación de redes de evacuación para lixiviados y gases presenta diversas ventajas: reduce el número de inserciones a través de la geomembrana de sellado, eliminando puntos críticos de rotura; elimina el problema de las sobretensiones como consecuencia del residuo en el entorno de la cabeza de los pozos; simplifica la gestión de condensados; reduce el coste de inversión en líneas de transporte, mejora la transitabilidad sobre el sistema y reduce su coste de mantenimiento.

4. Discusión

La transición entre un modelo clásico de economía lineal a un nuevo modelo de economía circular lleva implícita la reutilización, el reciclaje y la recuperación de residuos. Convertir los residuos en recursos es un reto esencial para aumentar la competitividad y avanzar hacia la consecución de este nuevo paradigma. Una economía circular mejorada que utiliza los residuos minerales como materias primas secundarias es muy importante tanto desde el punto de vista ecológico como económico. A este respecto aún se carece en muchos ámbitos de conocimientos suficientes sobre la idoneidad de estas materias primas secundarias para emplearlas en usos que tradicionalmente han sido desempeñados por áridos naturales. En este contexto se destaca el ejemplo de algunas Administraciones Públicas como agentes transformadores de las dinámicas habituales del mercado, quienes tienen la potestad de cambiar los usos con criterios ingenieriles y la capacidad para evaluar su comportamiento a lo largo del tiempo.

5. Conclusiones

El proyecto constructivo de la Primera fase de impermeabilización de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, en el término municipal de Bilbao se ha redactado integrando el principio de ecodiseño, que constituye una de las palancas para favorecer la transición hacia una economía más circular [4]. El proyecto incluye la innovación técnica de prescribir el empleo de áridos reciclados para conformar las capas de filtro situadas bajo las capas de sellado. Esta tipología de residuos se encuentra de forma habitual en Bizkaia, teniendo en cuenta la composición de su tejido industrial. Aunque se constatan avances normativos que favorecen cada vez más el empleo de materiales valorizados en ámbitos relacionados con la obra pública y la ingeniería de residuos [9,10], existen todavía muchas barreras que impiden su uso normalizado. Por ello, el impulso de las Administraciones Públicas en el uso innovador de estos materiales es fundamental para favorecer su utilización.

Referencias

- [1] Gobierno Vasco (2015). *Plan de prevención y gestión de residuos de la CAPV*.
- [2] Comisión Europea (2015). *Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular*.
- [3] Baraibar-Diez, J., Escallada-San Vicente, N., Bernal-Martinez, G.. (2019). INTEGRATING INITIATIVES OF CIRCULAR ECONOMY IN THE DESIGN OF LANDFILLS. THE EXTENSION OF ARTIGAS LANDFILL IN BILBAO. *DYNA Energía y Sostenibilidad*, 8(1). [10 p.]. DOI: <https://doi.org/10.6036/ES9006>
- [4] European Environment Agency, 2016. *Circular economy in Europe. Developing the knowledge base*: European Environment Agency.
- [5] Diputación Foral de Bizkaia (2016). *Proyecto de la primera fase de sellado de la vaguada izquierda del vertedero de Artigas, T.M. de Bilbao*.
- [6] Diputación Foral de Bizkaia (2015). *Primera fase de impermeabilización de la vaguada derecha del vertedero de Artigas, T.M. de Bilbao*.
- [7] Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2019). *Estrategia de economía circular de Euskadi 2030*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- [8] Ihobe, Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco (2018). *Economía circular en la industria del País Vasco. Diagnóstico. Más industria con menos recursos materiales*.
- [9] España. Orden FOM/2523/2014, de 12 de diciembre, por la que se actualizan determinados artículos del PG-3, relativos a materiales básicos, a firmes y pavimentos, y a señalización, balizamiento y sistemas de contención de vehículos. Boletín Oficial del Estado, 3 de enero de 2015, núm. 38, p.584-1096.
- [10] País Vasco. Orden de 12 de enero de 2015, de la Consejera de Medio Ambiente y Política Territorial por la que se establecen los requisitos para la utilización de los áridos reciclados procedentes de la valorización de residuos de construcción y demolición. Boletín Oficial del País Vasco, 3 de febrero de 2015, núm. 22, p.1-10.

Implementación de Redes Neuronales para la Clasificación de Desechos dentro de un Cesto Inteligente

Pascasio, José¹; Mela, Robinson²; Rangel, José³; Vélez, María⁴

¹ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, jose.pascasio@utpac.pa

² Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, robinson.mela@utpac.pa

³ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, jose.rangel@utpac.pa

⁴ Grupo de Investigación ROBOTSIS, Facultad de ingeniería de Sistemas Computacionales, Universidad Tecnológica de Panamá, Veraguas, Panamá, maria.velez@utpac.pa

Resumen

Este artículo presenta la implementación de herramientas de hardware como (Raspberry Pi, cámaras, sensores, motores, controladores) y software como (redes neuronales convolucionales, aplicación móvil) para la clasificación de desechos. A futuro, la implementación del recolector y clasificador propuesto contribuirá al cuidado del ambiente y a la educación ambiental. La innovación del proyecto radica en la automatización del proceso de clasificación de desechos mediante la integración de redes neuronales, la generación de notificaciones de forma automática desde el prototipo que son transmitidas por medio el servidor web a la aplicación móvil desarrollada cuando un contenedor se encuentre lleno y la flexibilidad del prototipo de manera que puede implementarse en diversos entornos, desde educativos, oficinas, industrias, entre otros. Los avances que se presentan son: creación de una aplicación móvil que permite visualizar el nivel de los contenedores, construcción del prototipo, resultados del entrenamiento de las redes neuronales seleccionadas, evaluación de la red final con imágenes de prueba.

Abstract

This article introduces the implementation of hardware tools like (Raspberry Pi, cameras, sensors, motors, drivers) and software like (convolutional neural networks, mobile app) for debris classification. In the future, the implementation of the proposed collector and classifier will contribute to caring for the environment and environmental education. The innovation of the project lies in the automation of the waste classification process through the integration of neural networks, the generation of notifications automatically from the prototype that are transmitted through the web server to the mobile application developed when a container is full. and the flexibility of the prototype so that it can be implemented in various environments, from educational, office, industrial, among others. The advances that are presented are: creation of a mobile application that allows to visualize the level of the containers, construction of the prototype, results of the training of the selected neural networks, evaluation of the final network with test images.

Palabras clave: *Redes Neuronales Convolucionales, Aplicación móvil, Prototipo, Residuos,*

1. Introducción

Las actividades de clasificación de residuos y reciclaje deben ser temas de interés a todos, ya que son formas de contribuir al cuidado del planeta. En el caso de Panamá, se produce 4,800 toneladas de desechos diarios, del cual menos de 5% es reciclado, de acuerdo con estimaciones presentadas en el Municipio de Panamá, 2019, el 50% de las toneladas de basura que se generan está compuesta por materiales que se pueden reciclar: plástico, cartón, metales, otros. El resto, es decir, la otra mitad, está compuesta por desechos orgánicos.

Existen pocas empresas o instalaciones dedicadas a la disposición final o tratamiento de los residuos; y la estructura pública debe fortalecerse con acciones de capacitación, así como con la dotación de recursos financieros y técnicos necesarios para su adecuada gestión. Las empresas generadoras no poseen sistemas de tratamientos propios, y en la mayoría de los casos se limitan a enterrarlos, sin ningún control ambiental mostrados en el Estudio sobre el plan de manejo de los desechos sólidos para la Municipalidad de Panamá, 2003.

1.1. Descripción del problema

Entre los principales problemas ambientales más evidentes generado por la humanidad desde hace muchos años, y con gran impacto de contaminación sobre los recursos naturales, los ecosistemas, la salud y la calidad del ambiental están: el crecimiento de la población, el consumismo, la ignorancia, el desconocimiento y una mala educación ambiental.

Asimismo, este problema ambiental es conocido como la generación de Residuos Sólidos, el cual es fundamental por tener efecto sobre el deterioro del medio ambiente, la salud y la calidad de vida de las futuras generaciones. La mala gestión de los residuos urbanos, industriales constituye hoy en día el mayor problema ambiental, económico y social a nivel mundial, principalmente porque el volumen de residuos crece más rápido que la población mundial. Este problema es al que se le dará principal atención con el cesto inteligente clasificador de desechos.

1.2. Propuesta

Esta propuesta consiste en la implementación de estos algoritmos de redes neuronales en un prototipo de cesto inteligente, clasificador de desechos; como una alternativa, dada la necesidad de reducir la cantidad inmensa de desechos sólidos que hay por todas partes, la cual afecta a nuestro ecosistema y por ende a los seres humanos.

Esta alternativa, de un único recipiente o recolector de basura, que contiene 4 espacios de almacenamiento donde se ira depositando la basura de acuerdo con las características que esta posea, atendiendo a la clasificación realizada por el sistema; podrá ser utilizado por toda persona, sin necesidad de detenerse para ver si está depositando los desechos sólidos en el compartimiento correcto (el que corresponde al tipo de desecho), el encargado de ejecutar las órdenes es un ordenador de placa única Raspberry Pi "low-cost" el cual contiene en su interior el modelo de clasificación entrenado utilizando CNN, quien es la encargada de reconocer que tipo de desecho es, posteriormente esta información es enviada a un sistema de compuertas para su clasificación. Una vez el recolector de desechos esté lleno se le notifica al encargado del aseo mediante una aplicación para su posterior recolección.

1.3. Justificación

Para hacerle frente a la manipulación inapropiada que se les da a los residuos, se requieren alternativas viables que utilicen el potencial de las tecnologías para dar solución o reducir las consecuencias de la mala

disposición de los desechos. De no realizar propuestas innovadoras al respecto el problema se incrementará y de igual manera serán más los efectos negativos para la vida y el ambiente. Este proyecto presenta una alternativa de solución a la problemática del manejo de los desechos sólidos, que es muy evidente tanto en el distrito de Santiago, provincia de Veraguas, como en el resto de la República de Panamá.

1.4. Antecedentes - Estudios de Investigación

La revisión literaria permitió conocer que ya se están trabajando en proyectos relacionados al tratamiento de desechos sólidos, todos estos proyectos que se mencionarán utilizan técnicas tradicionales como lo son la recolección y separación de los desechos en cestos de basuras distintos, entre los cuales se pueden mencionar: (Guzmán, 2019), (Farfán, 2014), (Domínguez, 2015).

Además las técnicas de recolección y clasificación de desechos sólidos han ido evolucionando por lo que se han incorporado tecnologías que puedan facilitar la clasificación y la recolección de estos desechos sólidos facilitándole las cosas a las personas, como es el caso de (Díaz C, C., & Caldas V, 2018), que consiste en una serie de sensores encargados de captar y clasificar cada uno de los residuos.

1.5. Implementación de Redes Neuronales Convolucionales en proyectos similares.

Estas redes son capaces de aprender relaciones de entrada-salida a partir de una gran cantidad de imágenes utilizadas para el aprendizaje de dichas imágenes, estas son derivadas de los trabajos presentados en (Poole, 2018), (Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, 1989), (Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, 1990), (Haußecker, 2000). Al ver el impacto y la facilidad que esta le brinda a especialistas de diferentes áreas se han incorporado en trabajos que requieren una mayor precisión y efectividad, como es el caso de: (J. Martínez Llamas, 2015), (Uribe, 2017), (Acosta Casatillo, 2017), (C. Quintero, 2008).

Las redes neuronales profundas se han aplicado con gran éxito para la detección, segmentación y reconocimiento de residuos, como es el caso de (Bai, Lian, Liu, Wang, & Liu, 2018), (Chen & Wang, 2019), (Sreelakshmi, Akarsh, Vinayakumar, & Soman, 2019). Por lo tanto, se propone utilizar una red CNN para la clasificación de los desechos mediante imágenes.

2. Diseño y Metodología

2.1. Entrenamiento de las redes Neuronales

Inicialmente se descargó un conjunto de datos (Bircanoğlu, Atay, Beser, Genc, & Kizrak, 2018) con un total de 2,527 imágenes y se añadieron 380 imágenes, para equilibrar la cantidad de cada clase, esto permite que el modelo aprenda por igual todas los tipos de desechos. Adicional a esto al cargarse las imágenes, éstas se giran para cambiarles la orientación, lo que duplica la cantidad de imágenes.

El conjunto de datos se dividió en 6 clases (papel, cartón, plástico, metal, vidrio y otros) con la finalidad de que el modelo pueda tener una mayor capacidad ver Tabla 1.

Tabla 1. División del Conjunto de datos

| División del Conjunto de datos | | | | |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|------------------|---------------|
| Tipo de desecho | Cantidad de Imágenes | Entrenamiento (70%) | Validación (20%) | Pruebas (10%) |
| Papel | 594 | 416 | 119 | 59 |
| Cartón | 462 | 323 | 92 | 46 |
| Plástico | 608 | 426 | 122 | 61 |
| Metal | 507 | 355 | 101 | 51 |
| Vidrio | 501 | 351 | 100 | 50 |
| Otros | 475 | 333 | 95 | 48 |
| Total | 3147 | 2203 | 629 | 315 |

Para el entrenamiento, se utilizó un equipo con las siguientes características: procesador Intel(R) Core (TM) i7-8750H CPU @ 2.2GHz, memoria RAM 16 GB, tarjeta gráfica GeForce GTX 1050. Se realizaron diversas pruebas con las siguientes redes neuronales (VGG16, ResNet50, Inceptionv2)

2.2. Diseño del prototipo de cesto inteligente

El procesamiento inicia cuando el sensor magnético detecta que se deposita un desecho, este está conectado a la placa Raspberry Pi donde se indica que se enciendan las luces led y la fuente de alimentación de los motores. Luego se toma una foto del desecho mediante la cámara. Esta foto se clasifica por una red neuronal que da como resultado la asignación de los contenedores en el cual se debe depositar. Este dato es enviado a la placa Arduino Mega para que el sistema de ejes mecánicos se encargue de guiar al desecho a uno de los 4 contenedores para su almacenamiento de la siguiente forma: Cartón (en este se une el papel y cartón), Plástico (sólo para desechos plásticos), Metal (solo para metales) y Otros (vidrio y otros desechos que no clasifican en los contenedores anteriores).

2.3. Tecnologías y Métodos

Tipo de Investigación: aplicada, ya que se propone un producto tecnológico como solución a un problema. Área de la investigación: Tecnología innovadora. Se describen las tecnologías y métodos que se implementaran en el prototipo de recolección y clasificador de desechos.

Se implementan las siguientes tecnologías: Una placa Raspberry Pi 4 B+, Android Studio: Como entorno de desarrollo, Firebase Realtime Database como servidor web ya que permite almacenar y sincronizar datos entre sus usuarios en tiempo real, lo que permite a los datos desde cualquier dispositivo, Web o móvil, con facilidad, y los ayuda a trabajar en conjunto y TensorFlow: como biblioteca de código abierto para aprendizaje automático, en conjunto con la librería de desarrollo Keras. Estas bibliotecas se utilizaron para entrenar las redes neuronales convolucionales. Se utilizaron 4 arquitecturas de redes neuronales MobileNet, VGG16, ResNet50 e InceptionResNetV2. Para evaluar cuál de estas tiene un mejor desempeño durante el entrenamiento con imágenes de desechos.

3. Resultados

3.1. Construcción y Validación del prototipo

Se construyó un prototipo físico mediante el uso de herramientas de hardware (Raspberry Pi, cámaras, sensores, motores, controladores) y software (Red neuronal, base de datos, aplicación móvil), como se aprecia en la Figura 1A.

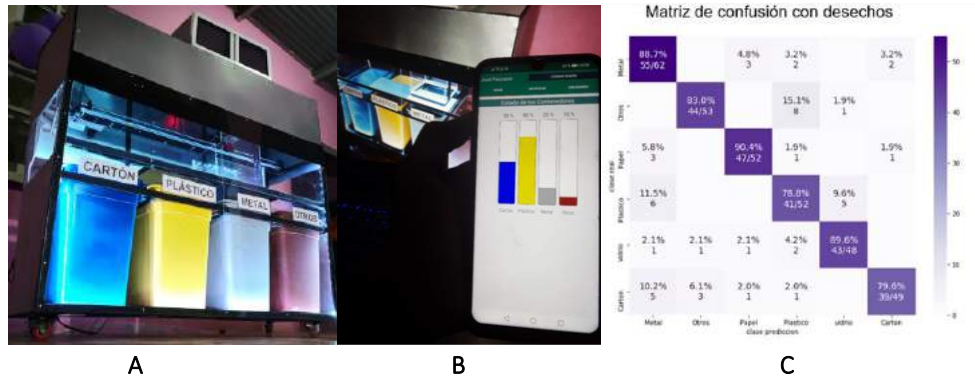


Figura 1. (A) Prototipo físico construido, (B) Aplicación móvil y (C) Matriz de confusión

Se creó una aplicación móvil que permite ver el nivel de cada contenedor en tiempo real y de igual forma recibe notificaciones generadas automáticamente por el prototipo mediante el servidor web, cuando un contenedor este casi lleno, ver Figura 1B. Se entrenaron las redes neuronales seleccionadas con el conjunto de datos como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados del entrenamiento de las redes neuronales

| Resultados del entrenamiento | | | | | |
|------------------------------|------------|-------------|--------|----------------|-----------|
| Modelo de red neuronal | Parámetros | Optimizador | Épocas | Tamaño de lote | Precisión |
| Mobile Net. | 7,168,198 | Adam | 100 | 32 | 64% |
| VGG16. | 23,704,646 | Adam | 100 | 32 | 88% |
| ResNet50. | 23,600,006 | Adam | 100 | 34 | 91% |
| InceptioResNetV2. | 54,345,958 | Adam | 100 | 24 | 80% |

Luego de analizar los resultados del entrenamiento tomando en cuenta el nivel de precisión y la función de pérdida se eligió la red ResNet50 para implementarla en el prototipo ya que fue la que alcanzó el nivel de precisión más alto. Esta red se evaluó con imágenes de prueba que no se utilizaron durante el entrenamiento y los cuales desconoce, se generó la matriz de confusión ver Figura 1C, en la que se compara la clase real y la clasificación realizada por la red ResNet50, lo que indica que el sistema puede distinguir de forma automática los tipos de desechos.

3.2. Oportunidades de desarrollo del prototipo

El estudio del mercado que se elaboró al momento de plantear la propuesta como solución al problema de tratamiento y reciclaje de desechos, indica que es un producto innovador por lo que no solo empresas, pueden ser un mercado latente, sino también diferentes tipos de instituciones. Uno de los principales factores en la innovación es la implementación de técnicas de inteligencia artificial que están revolucionando el mercado unidas a otras disciplinas como la electrónica, mecánica en un producto innovador, educativo y confortante. El costo para llevar a cabo la implementación de este prototipo de cesto inteligente asciende a la módica suma de 1,268.75 dólares, por unidad de tamaño empresarial con capacidad para almacenar 320 lbs en total. La capacidad de almacenamiento individual sería 80 lbs de desechos por contenedor.

4. Conclusiones

Con la realización de esta investigación se logró:

- Implementar los algoritmos de redes neuronales para la clasificación de desechos en un cesto inteligente como: Mobile Net, VGG16, ResNet50 y InceptionResNetv2. De los cuales se decide usar el algoritmo ResNet50 ya que el nivel de precisión es de 91%.
- Se construyó una aplicación móvil que permite visualizar en tiempo real el nivel de cada contenedor y notificar de forma automática cuando uno o más estén llenos, mediante una base de datos en tiempo real que permite la comunicación entre la placa Raspberry Pi y la aplicación móvil.
- Con el prototipo se presentó una alternativa para educar a las personas sobre la clasificación adecuada de los desechos, además se desarrolló de manera flexible para que pueda implementarse en diversos entornos desde educativos, oficinas, industrias, etc.
- Se logró exitosamente los objetivos planteados en esta propuesta, por lo que el prototipo de cesto inteligente puede clasificar los tipos de desechos de forma adecuada.

Referencias

- Acosta Casatillo, F. (2017). Detección automática de células mitóticas en imágenes histológicas usando redes neuronales convolucionales profundas. *Universidad Pontificia Católica de Valparaíso, 1st ed.*, 1 a 6.
- Bai, J., Lian, S., Liu, Z., Wang, K., & Liu, D. (2018). Deep Learning Based Robot for Automatically Picking up Garbage on the Grass. *IEEE Transactions on Consumer Electronics*, (c), 1. <https://doi.org/10.1109/TCE.2018.2859629>
- Bircanoğlu, C., Atay, M. S., Beser, F., Genc, O., & Kizrak, M. A. (2018). *RecycleNet: Intelligent Waste Sorting Using Deep Neural Networks*. <https://doi.org/10.1109/INISTA.2018.8466276>
- C. Quintero, & F. M. (2008). Uso de Redes Neuronales Convolucionales para el reconocimiento Automático de Imágenes de Macroinvertebrados para el Biomonitorio Participativo. *Universidad Tecnológica Panamá, 1st ed.*, 1 a 6.
- Chen, G., & Wang, H. (2019). Application of Image Recognition Technology in Garbage Classification Education Platform. *2019 5th International Conference on Control, Automation and Robotics (ICCAR)*, 290–294.
- Díaz C, C., & Caldas V, J. (2018). Sistema de control automático para el reconocimiento y clasificación de residuos reciclables. *Universidad Católica de Colombia, 1st ed.*, 19–30.
- Domínguez, F. (2015). *Proyecto de separación y recolección de basura en México. 1st ed.*, 1–6.
- Farfán, J. (2014). *Proyecto de innovación con enfoque ambiental. 1st ed.*, 1 a 6.
- Guzmán, A. (2019). *Proyecto de reciclaje cambiando hábitos, transformando vidas. 1st ed.*, 1–6.
- Haußecker, B. J. and H. (2000). Computer Vision and Applications, A Guide for Students and Practitioners. *Academic Press*.
- J. Martínez Llamas. (2015). Reconocimiento de Imágenes mediante Redes Neuronales Convolucionales. *Universidad Politécnica de Madrid: ETSI Sistemas Informáticos, 1st ed*, 1 a 50.
- Poole, D. (2018). Computational Intelligence: A Logical Approach.
- Sreelakshmi, K., Akarsh, S., Vinayakumar, R., & Soman, K. P. (2019). Capsule Neural Networks and Visualization for Segregation of Plastic and Non-Plastic Wastes. *2019 5th International Conference on Advanced Computing & Communication Systems (ICACCS)*, 631–636.
- Uribe, S. (2017). Implementación de redes neuronales y análisis de rendimiento para sistemas empotrados. *Universidad Autónoma de Barcelona (UAB)*, 1 a 10.
- Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, and L. D. J. (1989). *Backpropagation applied to handwritten zip code recognition*. (4), 541–551.
- Y. LeCun, B. Boser, J. S. Denker, D. Henderson, R. E. Howard, W. Hubbard, and L. D. J. (1990). Handwritten digit recognition with a back-propagation network. *Touretzky, D. S.*, 396–404.

ANÁLISE DOS PONTOS DE DEPOSIÇÃO IRREGULAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA CIDADE DE NATAL-RN-BRASIL

Vanderlei, Luiza de Sá¹; Lopes, Régia Lúcia²

¹ Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, IFRN, AV. Senador Salgado Filho, 1559, Tirol CEP 59.015-000, Brasil, luiza.sa@escolar.ifrn.edu.br

² Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, IFRN, AV. Senador Salgado Filho, 1559, Tirol CEP 59.015-000, Brasil, regia.lopes@ifrn.edu.br

Resumo

A cidade de Natal-RN vem ampliando e melhorando a sua gestão e gerenciamento de resíduos sólidos desde antes da implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos com implantação de programas de coleta seletiva porta a porta, destino dos resíduos para aterro sanitário e uma cobertura de coleta próximo de 100%. São realizados regularmente diagnósticos que apresentam o cenário da cidade, os pontos críticos, as soluções implementadas e um planejamento futuro. Os Pontos de Deposição Irregular de Resíduos Sólidos (PDIRS) foram apontados como sendo um problema crítico nesses diagnósticos, e que tem influência direta da participação da sociedade no surgimento e eliminação. Dessa forma, esse artigo teve como objetivo avaliar os dados levantados nos diagnósticos dos anos de 2012, 2015 e 2017, e analisar a matriz para o cálculo do Índice de Magnitude de Deposição de Resíduos (IMDR) que verifica as condições do local e os aspectos ambientais. Verificou-se uma redução desses locais de 568 para 497, e depois um novo aumento para 657 em todas as regiões administrativas da cidade, porém poucos aspectos são determinados como fatores que influenciam na eliminação ou aparecimento de pontos de lixo na cidade. Chega-se à conclusão que para melhorias mais profundas e duradouras, a população do entorno pode apoiar no monitoramento desses locais, a partir de um programa de orientação e comunicação entre o poder público e comunidade visando a melhoria da gestão de resíduos na cidade.

Abstract

The city of Natal-RN has been expanding and improving the solid waste management and management since before the implementation of the National Solid Waste Policy, with the implementation of door-to-door selective collection programs, waste destination to landfill and a collection coverage close to 100%. Diagnoses are regularly carried out that present the city's scenario, critical points, implemented solutions and future planning. The Irregular Solid Waste Disposal Points (ISWDP) were identified as a critical problem in these diagnoses, which has a direct influence on the participation of society in the emergence and elimination. Thus, this paper aimed to evaluate the data collected in the diagnoses of the years 2012, 2015 and 2017, and analyze the matrix for the calculation of the Waste Disposal Magnitude Index (WDMI) that checks the conditions of the site and aspects environmental issues. There was a reduction of these places from 568 to 497, and then a new increase to 657 in all administrative regions of the city, but few aspects are determined as factors that influence the elimination or appearance of garbage points in the city. It is concluded that for deeper and lasting improvements, the surrounding population can support the monitoring of these places, based on an orientation and communication program between the government and the community, aimed at improving waste management in the city.

Palavras-chave/keywords:

Resíduos sólidos, pontos de deposição irregulares, participação social / solid waste, irregular deposition points, social participation.

1. Introdução

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei n. 12.305, 2010) foi um marco para o desenvolvimento sustentável do Brasil, especialmente em algo tão grave que ainda temos no país, a questão da gestão dos resíduos em grande escala. A instituição da PNRS traz à tona a importância dessa discussão na sociedade brasileira, e um convite a todos para a ideia de uma responsabilidade compartilhada, na qual órgãos públicos, empresas e os cidadãos se integram nas soluções de problemas e nos cuidados pela preservação do meio ambiente.

A cidade de Natal-RN-Brasil elaborou seu Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) no ano de 2012 (Prefeitura Municipal de Natal [PMN], 2012), aprovado por decreto no mesmo ano (Decreto n. 9.721, 2012) e em 2015 o Plano de Resíduos Sólidos foi incorporado ao Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) (PMN, 2015), sendo aprovado como política municipal somente no ano de 2019 (Lei n. 6.880, 2019).

Em todos esses diagnósticos realizados por consultorias à serviço da Prefeitura de Natal-RN, é possível verificar que entre os principais problemas observados está a presença de Pontos de Deposição Irregulares de Resíduos Sólidos (PDIRS). Esses locais surgem mesmo a cidade tendo um índice de cobertura de coleta domiciliar de 98,90%, segundo dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) (Brasil, 2019).

Nesse aspecto, a proliferação dos PDIRS, chamados popularmente de “lixão”, são comumente encontrados em canteiros, praças e terrenos baldios da cidade. Durante o diagnóstico realizado pelo PMSB, verificou-se que “segundo essa lógica, atribui-se a formação dos pontos críticos de disposição de resíduos, sobretudo, a falta de sensibilização ambiental da população, a ação dos carroceiros e ao ineficiente sistema de fiscalização dos serviços prestado” (PMN, 2015).

Por outro lado, é preciso compreender a gestão integrada dos resíduos sólidos como um “conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável” (Lei n. 12.305, 2010).

A sociedade é parte integrante na relação com o meio ambiente e com a geração dos resíduos sólidos urbanos. Por meio da percepção dessa relação entre humanidade e resíduos sólidos gerados, pode vir melhores condições ambientais nas cidades. De acordo com Leite (2017), o resíduo seria o resultado inerente das atividades humanas, passível de ter sua geração evitada (redução), de receber uma nova função (reutilização) ou de ser reciclado, sendo reinserido como matéria prima ou secundária na cadeia produtiva.

Após 11 anos da PNRS é importante revisitar os dados relevantes, as diretrizes e as propostas para obtenção de sucesso na sua implementação diante de tantos desafios da realidade brasileira e ainda refletir sobre a velocidade dos avanços tecnológicos. Segundo Jacobi (2003, p. 192-193), nestes tempos em que a informação assume um papel cada vez mais relevante, o ciberespaço, a multimídia e a internet, a educação para a cidadania representa a possibilidade de motivar e sensibilizar as pessoas para transformar as diversas formas de participação na defesa da qualidade de vida.

Diante desse panorama, o presente estudo tem como objetivo verificar os dados apresentados nas publicações oficiais do município de Natal-RN, avaliar a respeito dos pontos de disposição inadequadas de resíduos e discutir a percepção ambiental da população do entorno.

2. Metodologia

O município de Natal-RN é a capital do estado do Rio Grande do Norte, localizada na região do Nordeste brasileiro. Ocupa uma área de 169,3 Km², e está dividida em 4 regiões administrativas: Norte, Sul, Leste e Oeste. A população do município é de aproximadamente 803.739 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia [IBGE], 2010), e com população estimada em 890.490 para o ano de 2020.

A metodologia deste trabalho incluiu a realização de leitura em alguns artigos, dissertações e livros, que versam sobre os temas relacionados com a pesquisa, entre eles a gestão de resíduos sólidos, percepção ambiental, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) (Nações Unidas Brasil, 2015), e a análise e discussão dos dados apresentados nos planos de gestão de RSU da cidade de Natal-RN apresentados nos diagnósticos realizados nos anos de 2012, 2015 e 2017 que trataram dos PDIRS.

Nesses documentos, os PDIRS foram analisados por meio da Matriz que calcula o Índice de Magnitude de Deposição de Resíduos (IMDR) elaborada durante o Plano Municipal de Saneamento Básico da cidade. Essa ferramenta foi aplicada no monitoramento realizado por consultoria externa em parceria com os encarregados da Companhia de Serviços Urbanos de Natal (Urbana), companhia responsável pela limpeza pública da cidade.

A matriz IMDR apresenta 18 subitens selecionados que são subdivididos em duas categorias: caracterização do local com oito subitens e aspectos ambientais com 10 subitens. A caracterização do local que pode chegar à soma de 32 pontos, avalia: a) capacidade de suporte de solo; b) proximidade de núcleos habitacionais; c) proximidade de equipamentos sociais; d) proximidade de corpos d'água; e) tamanho da área de ocupação de lixo; f) interferência no plano viário, trânsito e passeio público; g) isolamento visual da vizinhança e h) presença de odores.

Os aspectos ambientais podem totalizar até 29 pontos e tem respostas do tipo sim e não, facilitando o processo de aplicação da matriz e obtenção do resultado de magnitude de impacto gerado pelos PDIRS. Os itens avaliados nesta categoria são: i) aspecto geral; j) presença de urubus; l) presença de moscas e outros vetores; m) presença de catadores; n) presença de animais; o) resíduos de serviços de saúde; p) resíduos industriais; q) presença de chorume; r) ocorrências de queimadas e s) presença de resíduos orgânicos.

A partir da distribuição dos pontos de descarte irregular e de magnitude desses pontos, se discorreu sobre as possíveis causas do aumento ou diminuição dos pontos nas quatro regiões administrativas da cidade, sob a perspectiva de participação e percepção da comunidade nessa problemática.

3. Resultados

O quadro 1 apresenta a distribuição dos PDIRS encontrados nos dois planos avaliados, e uma análise da população sobre a existência dos mesmos. É possível constatar no quadro 1, a quantidade de PDIRS na cidade e sua distribuição pelas regiões administrativas. No ano de 2012, foram catalogados 568 desses locais, e no diagnóstico de 2015 houve uma diminuição para 494 pontos, totalizando a eliminação de 162 pontos irregulares. Observou-se uma diversidade nas formas de extinção dos pontos de deposição de resíduos: edificação, isolamento com muro ou cerca, plantio, capeamento asfáltico, dentre outras (PMN, 2015).

Destaca-se que em alguns processos de eliminação dos pontos irregulares houve o envolvimento da população natalense, tais como: realização de plantio feita por moradores do entorno do local, ou ainda, a construção de edificações ou muros de proteção. Por outro lado, verificou-se que não há relação entre a criação desses pontos e a falta de cobertura da coleta na cidade já que, de acordo com o SNIS, o município de Natal apresenta cobertura de serviços de coleta próximo a 100%.

Quadro 1. Distribuição dos PDIRS e sua percepção por Regiões Administrativas.

| Região Administrativa | Quantidade de pontos de deposição irregulares de resíduos sólidos | | | | (% da população que percebe a existência dos pontos) |
|-----------------------|---|------------|------------|-----------|--|
| | 2012 | 2014 | Extintos | Novos | |
| Norte | 230 | 212 | 53 | 35 | 29% |
| Sul | 110 | 212 | 64 | 34 | 46% |
| Leste | 95 | 61 | 20 | 06 | 13% |
| Oeste | 133 | 86 | 25 | 12 | 41% |
| Total | 568 | 494 | 162 | 87 | - |

Fonte: PMN (2015)

De acordo com os percentuais da última coluna do quadro 1, menos de 50% da população de cada região administrativa do município respondeu sim, quando questionada sobre a presença no bairro de pontos de lançamentos ou disposição clandestinos de lixo ou de entulhos de obras da construção civil (PMN, 2015). Isso denota a falta de percepção dos problemas causados pelos resíduos no seu entorno. A região leste foi onde se verificou uma percepção mais baixa e a região sul a que melhor observou o problema. Logo isso corrobora com Ferreira (1996, p. 169) quando menciona que “a percepção é a elaboração mental e consciente a respeito de determinado objeto ou fato, quer clarificado, distinguindo ou privilegiando alguns de seus aspectos, quer ao associá-la a outros objetos ou contextos.”

Outro fator importante é a caracterização dos pontos que apresentam a seguinte realidade: em 2012, 69% eram considerados de alta magnitude e 31% de média magnitude. Já no ano de 2015 houve uma redução para pontos de alta magnitude para 56% enquanto os de média magnitude representavam 44% (PMN, 2015).

Ao se analisar a matriz empregada para monitoramento, verificou-se que os subitens são colocados em uma linguagem acessível, e que utilizou os sentidos da visão e do olfato para o melhor preenchimento dos valores para o cálculo do índice. São perguntas claras e objetivas, que não apresentam a necessidade de conhecimento prévio para serem respondidas. Essa ferramenta apresenta o grau de magnitude de cada ponto de deposição avaliado, e com essa informação se pode determinar ações específicas para eliminação de cada local irregular.

Com relação aos dados referentes ao ano de 2017, compilados no Anuário estatístico da cidade de Natal-RN, do ano de 2021 (PMN, 2021), verificou-se que foram apresentados apenas os dados quantitativos, e assim não houve condições de avaliar as alterações nos graus de magnitude dos pontos identificados. Percebeu-se um grande salto no número de PDIRS, pois foram catalogados 657, sendo um aumento de 33% em relação ao diagnóstico de 2015.

4. Discussão

Há um consenso entre os cientistas de que a conservação e preservação do meio ambiente, não podem ser encaradas sem levar em conta o comportamento e as ações do ser humano (Oliveira, 2006). Esse fator da percepção ambiental é necessário e foi realizada pesquisa sobre esse aspecto nas oficinas comunitárias realizadas para o PMSB.

Os resultados das análises das publicações da Prefeitura do Natal-RN demonstram que a presença dos PDIRS na cidade é um indicador negativo na gestão dos resíduos sólidos. Esse é um problema que precisa ser solucionado com urgência, pois implica em questões de saúde pública e de qualidade ambiental.

Com a constatação de que a população conseguiu colaborar na eliminação de alguns pontos irregulares, avaliou-se sobre a importância de incentivar a participação social, gerando as mudanças de atitudes necessárias para o desenvolvimento das cidades. Esse aspecto é contemplado pela PNRS, ao apresentar no artigo 3º, inciso VI a definição de controle social como “conjunto de mecanismos e procedimentos que garantam à sociedade informações e participação nos processos de formulação, implementação e avaliação das políticas públicas relacionadas aos resíduos sólidos” (Lei n. 12.305, 2010)).

Ao analisar as publicações oficiais verifica-se que a Prefeitura de Natal-RN tem um plano com metas e prazos e definições de recursos que serão necessários investir para a mudança desse cenário. De acordo com o produto 4 do PMSB, a extinção dos pontos de deposição de resíduos depende de um conjunto de ações tais como: identificação e notificação dos proprietários dos terrenos onde são depositados resíduos sólidos para que os mesmos cumpram com a função social da propriedade; ações efetivas de educação ambiental; implantação do plano de expansão dos ecopontos; organização dos carroceiros; fiscalização ambiental periódica nos pontos mais críticos; projeto para utilização das áreas públicas; fiscalização dos agentes de endemias (PMN, 2015a).

Ainda dentro dessa visão, destaca-se a necessidade das ações e novos diagnósticos estarem conectados com as metas dos ODS que surgiram em 2015 e o Brasil é signatário, e podem tornar-se uma espécie de orientador para questões e temas de maior relação com a realidade ou desejo da gestão pública e da comunidade. Os ODS podem, da mesma forma, inspirar a criação de atividades inovadoras e promover uma nova relação entre conhecimento e ação das cidades (Nações Unidas Brasil, 2015).

Para isso, a pesquisa propõe que o ODS 11 - Cidades e Comunidades Sustentáveis, e o ODS 12 - Consumo e Produção Responsáveis, venham integrar as propostas de ações da Prefeitura de Natal-RN. Destacam-se nessa integração a meta 11.6: “Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo *per capita* das cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros, e a meta 12.5: “Até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reúso” (Nações Unidas Brasil, 2015).

5. Conclusão

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que é imprescindível nas tomadas de decisão para o município, a realização constante de diagnóstico dos pontos de deposição irregular de resíduos sólidos urbanos pelos órgãos responsáveis.

A gestão municipal pode buscar aprofundar mais a participação da sociedade no monitoramento das informações sobre os PDIRS. Este artigo demonstra que a Matriz IMDR pode ser uma ferramenta disponibilizada e utilizada no controle social, e como instrumento de avaliação por cidadãos e pelos gestores da cidade de Natal-RN, no entanto, ela não se encontra nas páginas oficiais da prefeitura, dificultando assim o acesso a essas informações.

Sendo assim, conclui-se que o envolvimento da sociedade amplia o debate e a sua percepção ambiental. Essa análise serve como base para a compreensão da importância dos vários setores nas decisões e em ações de mudanças de atitudes. Por fim, é necessário ter mais clareza nos diagnósticos sobre a participação da sociedade na eliminação e surgimento desses pontos. Esse objeto de investigação seguirá sendo estudado pelas autoras em pesquisa de campo em momento pós pandemia.

Referencias

- Brasil. (2019). Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020. 244 p.: il.
- Decreto nº 9.721 de 11 de junho de 2012.* Aprova o Plano de Gestão de Resíduos Sólidos do Município de Natal e dá outras providências. DOM. Ano XII - nº. 2291.
- Ferreira, M. R. (1997). Produção e conhecimento sobre degradação ambiental: uma incursão na psicologia ambiental. Tese (Doutorado em Psicologia Social). Pontifícia Universidade Católica, São Paulo.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Recuperado de <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/panorama>>
- Jacobi, P. (2003). Educação ambiental, Cidadania e Sustentabilidade. Cadernos de Pesquisa, n.118, p. 189-205.
- Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.* Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União.
- Lei nº. 6.880, de 27 de março de 2019.* Estabelece a Política Municipal de Saneamento Básico do Município de Natal, e dá outras providências. DOU nº. 4035. p.1.
- Leite, P. R. (2017). Logística Reversa. 3. ed. São Paulo: Saraiva.
- Oliveira, N.A.S. (2006). A percepção dos Resíduos Sólidos (lixo) de origem domiciliar no Bairro Cajuru, Curitiba-PR: um olhar reflexivo a partir da educação ambiental. 160f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- Nações Unidas Brasil. (2015). Nações Unidas no Brasil. Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Recuperado de <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>
- Prefeitura Municipal de Natal. (2012). Prefeitura Municipal de Natal. Elaboração da Proposta de Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Natal/RN – PMGIRS Natal – R3 – Proposta. Natal/RN.
- Prefeitura Municipal de Natal. (2015). Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Natal/RN. Produto 02 - Diagnóstico da Situação do Saneamento. Natal, RN.
- Prefeitura Municipal de Natal (2015a). Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Natal/RN. Produto 04 - Concepção de programas, projetos e ações necessárias para atingir os objetivos e metas do PMSB, e definição de ações para emergência e contingência. Natal, RN.
- Prefeitura Municipal de Natal (2021). Anuário Natal 2021 / Organizado por Danielle Salviano Santos Numberger Nunes - Natal, RN: SEMURB. 228 p. : il ; 29,7x21 cm.



Medidas de gestión de residuos sólidos urbanos para la pandemia por COVID-19 en diferentes países.

Carlos Alberola, Mar¹; Gallardo Izquierdo Antonio¹; Colomer Mendoza, Francisco José¹

¹ GRUPO INGRES, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Av. Vicent Sos Baynat s/n 12071, España, mcarlos@uji.es.

Resumen

Como consecuencia de la pandemia por Covid-19, la cantidad de residuos sólidos urbanos ha aumentado recientemente debido al uso generalizado de mascarillas como herramienta individual para frenar la transmisión de la enfermedad, así como al aumento de productos de un solo uso derivados de la aplicación de diferentes medidas de higiene entre la población.

Cada país ha enfocado la situación de una manera diferente dependiendo del avance de la pandemia en su territorio, de las necesidades del momento, así como de las características de los sistemas de gestión de residuos previamente instaurados. La correcta gestión de los residuos es, por tanto, más esencial si cabe actualmente, para garantizar un entorno limpio, libre de residuos que pueden contaminar los recursos naturales y ser en sí mismos transmisores de la enfermedad. Tanto los gobiernos de los diferentes países como algunas organizaciones internacionales han lanzado diferentes directrices para que una correcta gestión de los residuos, en este período tan complicado, sea posible con el objetivo de garantizar un alto nivel de protección de la salud humana y del medio ambiente.

En este trabajo se pretende realizar un análisis comparativo en el que se muestre y compare las principales medidas adoptadas en cuanto a gestión de residuos sólidos urbanos en varios países con características y sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos diferentes.

Palabras clave: Covid-19, gestión, residuos sólidos, directrices.

Abstract

The amount of municipal solid waste has increased recently due to the new consumption derived from the Covid-19 pandemic such as the use of masks to stop the transmission and the use of non-reusable products to strengthen the hygiene measures among the population.

Each country has managed the situation in a different way depending on the spread of the pandemic in its territory, its needs in the moment and the characteristics of its waste management system previously established. Therefore, the correct management of the waste is nowadays more essential to ensure a clean environment, free of waste that can contaminate the natural resources and consequently, contribute to spread the pandemic. The governments and some international organizations have launched several guidelines to make possible a correct waste management in this complicated period to ensure a high human health and environment protection level.

This work shows a comparison of the main measures adopted in terms of municipal waste management in several countries with different characteristics and municipal waste management systems.

Keywords: Covid-19, management, solid waste, guidelines.

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos 20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

1. Introducción

Con la llegada de la pandemia por COVID-19, y para tratar de frenarla, muchos hábitos de comportamiento social se han visto afectados. Las empresas, servicios y población en general se han tenido que adaptar a la conocida como nueva normalidad y no exentos de esta adaptación ha estado la organización de los servicios de recogida de residuos sólidos urbanos (RSU), considerada por la Unión Europea como una actividad esencial. La gestión de residuos sólidos, tanto durante la época de confinamiento como en los meses posteriores, ha sido fundamental para evitar una propagación de la misma.

Al inicio de la pandemia, numerosos países adaptaron sus sistemas de gestión de residuos a las exigencias del momento. Con este propósito, se lanzaron directrices sobre recogida y tratamiento de residuos urbanos para seguir ofreciendo el servicio, tratar de mantener las ciudades lo más limpias posible pero también para asegurar la higiene y salud de los trabajadores implicados en estas tareas. Y es que, hay que tener en cuenta, que un tratamiento inadecuado de los RSU puede poner en riesgo la transmisión de la enfermedad ya que el residuo emite contaminantes nocivos y peligrosos en la sociedad (Kumar et al., 2021). Algunos autores como Torkashvand et al. (2020) evaluaron la aplicación de las medidas presentadas durante la era de la pandemia COVID-19 en la correcta gestión de los RSU. Estos autores obtuvieron datos a partir de las entrevistas y del trabajo de campo que realizaron y posteriormente los compararon con las directrices presentadas por organizaciones internacionales. Según Hantoko et al. (2021) durante esta época, aumentó el uso de equipos de protección personal como mascarillas y guantes y la distribución de residuos infecciosos procedentes de hospitales, centros de salud y casas con personas confinadas. También ha aumentado el uso de plásticos de un solo uso, como medida de seguridad. Esta nueva situación mundial, ha propiciado que organismos internacionales dedicados a la protección de la salud de las personas y los propios gobiernos de los países refuercen las medidas de seguridad en el ámbito de la gestión de residuos urbanos y médicos. Este trabajo muestra una pequeña recopilación de algunas de estas medidas.

2. Metodología

Como consecuencia de la pandemia por COVID-19 diferentes organizaciones internacionales han lanzado directrices a seguir tanto por el personal sanitario como por la población en general para intentar frenar el avance de la misma. En Europa, en general, a partir de marzo de 2020 se llevaron a cabo diferentes medidas de confinamiento de la población que se fueron levantando entre abril y junio del mismo año. Dentro de la Unión Europea, cada país tomó una serie de medidas teniendo en cuenta las circunstancias del momento. En algunos países se llevó a cabo un confinamiento total de la población, así como el cese de aquellas actividades consideradas como no esenciales. En otros, en cambio, simplemente se limitó la libre circulación de los ciudadanos teniendo en cuenta medidas de distanciamiento social y de prohibición de actos públicos. Además, dentro de cada país, cada región adoptó una serie de medidas más o menos restrictivas, dependiendo de su situación epidemiológica pero siempre siguiendo las directrices generales lanzadas.

En lo que se refiere a la recogida y tratamiento de RSU, al considerarse como una actividad esencial, se tuvieron que tomar una serie de medidas que garantizaran el servicio al tiempo que se garantizara tanto la salud de la población en general como la de los trabajadores encargados de la recogida y tratamiento de los residuos, ya que, en dichos residuos podrían estar infectados del virus.

Por ello, aunque cada país llevó a cabo unas estrategias (Tabla 2), los objetivos comunes (Figura 1) eran los mismos, por una parte, garantizar la seguridad de los trabajadores encargados de la recogida y

tratamiento de los residuos, y por otra parte, establecer prioridades de recogida entre las diferentes fracciones y proponer medidas especiales en aquellos hogares con algún enfermo COVID.

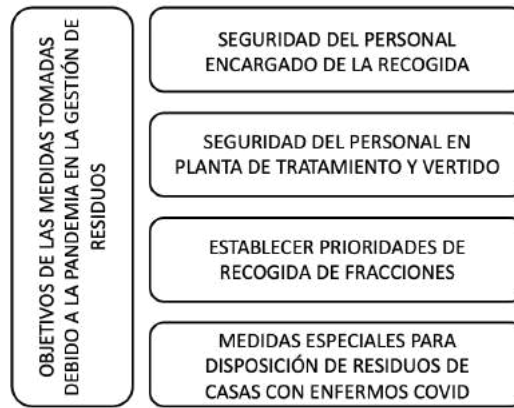


Figura 1. Objetivos de las medidas tomadas en gestión de residuos debido a la pandemia

Las directrices lanzadas por organismos internacionales como la Administración de Salud y Seguridad ocupacional de EE.UU (OSHA por sus siglas en inglés), la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea o el Sistema Nacional de Protección Ambiental italiano (SNPA por sus siglas en inglés) tienen en cuenta, en lo que a la gestión de residuos se refiere, por una parte los residuos procedentes del sistema sanitario y por otro parte, los residuos generados en los hogares. En este último caso, también se diferencia entre viviendas con enfermos COVID y viviendas sin enfermos COVID (Tabla 1).

Tabla 1. Directrices lanzadas por diferentes agencias internacionales (Ganguly y Chakraborty, 2021)

| Entidad | Directrices |
|--|--|
| OSHA (Administración de Salud y Seguridad Ocupacional), EE.UU. | <p>Los trabajadores sanitarios deben depositar los residuos contaminados (llevando equipos de protección individual) como otros residuos no infecciosos.</p> <p>Los residuos biomédicos de salas COVID se deben gestionar como otros residuos porque COVID-19 no es una infección de categoría A. En cualquier caso, hay que hacer uso de controles administrativos, tener en cuenta aspectos de seguridad laboral, uso de EPIS como guantes resistentes a corte o pinchazos, protección ocular y facial como prevención para los trabajadores expuestos al tratamiento de residuos.</p> |
| Organización Mundial de la Salud (OMS) | <p>Considera la segregación de residuos biomédicos peligrosos en la fuente (hospitales) de manera adecuada en contenedores de colores. Los residuos infecciosos generados durante el tratamiento de pacientes se pueden depositar en el mismo lugar donde está siendo tratado el paciente a través de un tratamiento a elevada temperatura, autoclaves o incineración.</p> <p>Los residuos generados en áreas de espera de centros de salud son no peligrosos y se depositarán en bolsas negras que se sellarán posteriormente. Si no se dispone de instalaciones de eliminación, se puede realizar una incineración controlada.</p> |

| | |
|---|--|
| Unión Europea | Se recomienda usar una bolsa de residuos individualmente por paciente que contenga material infectado como pañuelos de papel, mascarillas, guantes, etc. Estas bolsas se deben cerrar adecuadamente. Las bolsas se deben recoger y guardar en una bolsa de residuos general para que el residuo quede confinado en dos bolsas. Con estas medidas, no habría que realizar una recogida especial. |
| SNPA (Sistema Nacional de Protección Ambiental), Italia | <p>La agencia italiana hace distinción entre dos categorías de corrientes de residuos municipales generados en las viviendas.</p> <p>T1: Residuo procedente de viviendas con algún enfermo COVID aislado o con personas en cuarentena obligatoria. Este tipo de residuo se clasifica como médico y se debe gestionar cumpliendo con la legislación pertinente. Lo gestionan pocas empresas que lo recogen en bolsas estándar seguidas de un proceso de esterilización. El residuo se deposita en doble capa de bolsas y no requiere una recogida separada</p> <p>T2: Residuos procedente de viviendas sin personas con COVID-19 ni personas en cuarentena obligatoria. Se recoge cumpliendo con el sistema de recogida separada que haya en el lugar. Los pañuelos, mascarillas, guantes de un solo uso se deben incluir en la corriente de residuo sellado en dos bolsas. Los trabajadores involucrados en la recogida deben llevar equipos de protección individual. Las personas mayores no deben manejar con el residuo tipo T1, pero tomando las precauciones necesarias podrían tratar con residuo de tipo T2.</p> |

A partir de estas directrices generales, cada país adoptó una serie de medidas que Bel y Marengo (2021) recogieron en su estudio. La Tabla 2 muestra un resumen de las medidas comunes adoptadas por diferentes países europeos referentes a nuevas instrucciones para los equipos de recogida, la disposición de los residuos de hogares infectados por COVID, frecuencia de recogida y la posibilidad de alterar las rutas de recogida para realizar una recogida específica de los residuos procedentes de hogares con algún miembro infectado.

Tabla 2. Resumen de acciones llevadas a cabo en diferentes países

| País | Nuevas instrucciones para los equipos recogida | Disposición diferente de los residuos de hogares con infectados COVID | Reducción de la frecuencia de recogida | Diferentes rutas de recogida para residuos de casas COVID |
|-----------|--|---|--|---|
| Austria | X | X | | |
| Bélgica | | X | X | |
| Croacia | X | | | |
| República | X | X | | |

| | | | | |
|-------------|---|---|---|---|
| Checa | | | | |
| Estonia | | X | | X |
| Finlandia | | X | | X |
| Francia | X | X | | |
| Alemania | | X | | |
| Irlanda | | X | | |
| Italia | X | X | | |
| Noruega | | | | |
| Portugal | X | X | x | |
| Eslovaquia | | X | | |
| España | X | X | | |
| Suecia | | X | | |
| Suiza | X | X | | |
| Reino Unido | X | | | |

La medida que han adoptado la mayor parte de los países es la de disponer los residuos de viviendas con algún miembro enfermo de COVI-19 de forma diferente a las de hogares sin personas infectadas. Aunque muchos de estos países no consideraron el residuo generado en hogares como un residuo peligroso, sí que introdujeron medidas de precaución. En países como España, Bélgica, República Checa, Irlanda etc., se recomendó a los hogares con personas enfermas usar doble bolsa para depositar residuos como equipos de protección individual (mascarillas, guantes, etc.) y residuos procedentes de la higiene personal. En el municipio de Almería (España) se instalaron contenedores cerca de centros de salud y residencias de personas mayores dedicados específicamente a depositar este tipo de residuos. Además, el contenedor estaba perfectamente identificado para no generar confusión. En esta población en concreto, el residuo se debía embolsar en 3 capas de bolsas, siendo la externa de color rojo, para que tanto el personal de recogida como el personal de las plantas de tratamiento lo pudieran identificar mejor.

En algunos países, como Bélgica, se solicitó que el residuo de hogares con positivos permaneciera cierto tiempo (7 días en el caso belga) antes de dejarlo en su ubicación habitual de recogida.

Por otro lado, en la mayoría de países se han llevado a cabo campañas de formación para el personal que trabaja en el ámbito de la recogida y tratamiento de RSU. Algunas de las acciones llevadas a cabo para proteger a este grupo de personas fue el hacerles entrega de gel hidroalcohólico para la limpieza de manos y cabinas del camión, guantes, mascarillas FFP2 y gafas de protección. En los servicios de recogida, por ejemplo en Austria, se limitó el contacto entre miembros del personal de recogida y limpieza de calles. En Croacia, se intensificó la desinfección y lavado de los contenedores.

Finalmente, en lo que a frecuencia de recogida se refiere, algunos países como Portugal redujeron la frecuencia de recogida del residuo orgánico municipal mientras que mantuvieron la frecuencia de recogida del resto de fracciones. En otros casos, se redujo la frecuencia de recogida de la fracción

orgánica procedente de la recogida puerta a puerta. En los Países Bajos, la recogida se inició más temprano como medida preventiva para asegurar la salud de los trabajadores.

En cuanto al tratamiento, en España se limitaron las operaciones manuales en el pretratamiento y se dejaron reposar los residuos 72 horas antes de proceder a su posterior tratamiento. Además, tanto en España como en Portugal o Italia se dio prioridad a la incineración de los residuos procedentes de hogares con enfermos COVID y los procedentes de centros sanitarios.

4. Conclusiones

La pandemia por COVID-19 ha supuesto un reto en la mejora de los servicios básicos como es el caso de la recogida y tratamiento de los RSU. Esta actividad, considerada como actividad esencial, no cesó ni en la época de confinamiento total de la población. Para ello, se tuvieron que tomar medidas para garantizar la seguridad y salud de los trabajadores que se encargan de la recogida y tratamiento de los residuos, al tiempo que se aseguraba la limpieza de pueblos y ciudades y la salubridad de la sociedad en general. Algunas organizaciones internacionales lanzaron directrices en este sentido, que posteriormente cada país e incluso cada región dentro de un mismo país fue adaptando a sus sistemas de gestión. Las medidas adoptadas van desde las recomendaciones de disposición en los hogares con enfermos COVID, hasta recomendaciones para los equipos de recogida y tratamiento de los residuos sólidos municipales. Este trabajo, recoge algunas de las medidas más comunes tomadas en algunos países europeos.

5. Referencias

Kumar Das, A., Islamb, Md. N, Billah, Md. M., Sarkerd, A. 2021. COVID-19 pandemic and healthcare solid waste management strategy – A mini-review. *Science of The Total Environment*. 778, 146220.

Bel J.B., Marengo P. 2021. The impact of COVID-19 pandemic on municipal waste management systems. Results and analysis of a survey carried out by ACR between July and October 2020. *Association of Cities and Regions for Sustainable Resource Management ACR+*.

Hantoko, D., Li, X., Pariatamby, A., Yoshikawa, K., Horttanainen, M., Yan, M. 2021. Challenges and practices on waste management and disposal during COVID-19 pandemic. *Journal of Environmental Management*. 286, 15 112140.

Torkashvand, J., Jafari, A. J., Godini, K., Kazemi, Z., Kazemi, Z., Farzadkia, M. 2021. Municipal solid waste management during COVID-19 pandemic: a comparison between the current activities and guidelines. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 19, 173–179.

Ganguly, R.K., Chakraborty S.K. 2021. Integrated approach in municipal solid waste management in COVID-19 pandemic: Perspectives of a developing country like India in a global scenario. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 3, 100087.

O descarte adequado dos Resíduos Eletroeletrônicos em tempo de pandemia: adaptações para sensibilização de estudantes

Ferreira, Mariana Marques¹. Junior, Weliton Pereira Lima². Netto, Ademar Virgolino da Silva³. Rocha, Elisangela Maria Rodrigues⁴.

¹ Aluna de graduação em Engenharia Elétrica pela Universidade Federal da Paraíba, Campus I - Lot. Cidade Universitária, 58051-900, Paraíba - Brasil, marianam.ferreira@cear.ufpb.br

² Aluno de graduação em Engenharia de Energias Renováveis pela Universidade Federal da Paraíba, Campus I - Lot. Cidade Universitária, 58051-900, Paraíba - Brasil, weliton@cear.ufpb.br

³ Professor do Departamento de Engenharia Elétrica na Universidade Federal da Paraíba do Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Campus I - Lot. Cidade Universitária, 58051-900, Paraíba - Brasil, ademar@cear.ufpb.br

⁴ Professora do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Centro de Tecnologia, Campus I - Lot. Cidade Universitária, 58051-900, Paraíba - Brasil, emrr@academico.ufpb.br

Resumo

A geração de Resíduos Eletroeletrônicos (REEs) têm crescido a cada ano e se tornou uma das principais problemáticas ambientais atuais. O *Global E-waste Monitor 2020* apontou um recorde de 53,6 milhões de toneladas de REEs gerados em 2019, sendo que o Brasil é indicado como país que mais gerou na América Latina. Diante deste fato, surge a necessidade de projetos de sensibilização acerca do descarte correto dos REEs. Visto isso, o presente trabalho busca apresentar e analisar as estratégias desenvolvidas pelo projeto de extensão TREE (Tratamento de Resíduos Eletroeletrônicos) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) para promover a sensibilização ambiental em período de pandemia nas escolas do município de João Pessoa - Paraíba, Brasil. Nesta jornada, surgiram desafios para aprender qual a melhor forma de alcançar e manter a comunicação com o público alvo e ainda, produzir material audiovisual de qualidade, necessitando uma análise das ferramentas digitais como *Canvas*[®], *Animiz*[®], entre outras. Com isso foi possível desenvolver inúmeras atividades como a produção de materiais didáticos a fim de auxiliar os professores em suas aulas e ainda a promoção de *lives* acerca da problemática dos REEs. Para medir o impacto destas atividades, foi aplicado um questionário digital em que os resultados indicaram que as ações desenvolvidas contribuíram positivamente no cotidiano dos seguidores das mídias sociais do TREE quanto a sua percepção da importância do uso e descarte correto dos REEs.

Palavras chaves: Resíduos Eletroeletrônicos, Sensibilização Ambiental, Descarte adequado, Ferramentas digitais, Mídias Sociais.

Abstract

The generation of Electronic Waste (REEs) has grown every year and has become one of the main current environmental problems. The *Global E-waste Monitor 2020* showed a record 53.6 million tons of REEs generated in 2019, with Brazil being indicated as the country that generated the most in Latin America. Given this fact, there is a need for awareness projects about the correct disposal of REEs. In view of this, this paper seeks to present and analyze the strategies developed by the TREE extension project

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

(Treatment of Electronic Waste) of the Federal University of Paraíba (UFPB) to promote environmental awareness during a pandemic period in schools in the city of João Pessoa - Paraíba, Brazil. In this journey, challenges arose to learn how to best achieve and maintain communication with the target audience and also produce quality audiovisual material, requiring an analysis of digital tools such as Canvas®, Animiz®, among others. With this it was possible to develop numerous activities such as the production of teaching materials in order to help teachers in their classes and even the promotion of lives on the issue of REEs. To measure the impact of these activities, a digital questionnaire was applied in which the results indicated that the actions developed contributed positively to the daily lives of TREE's social media followers regarding their perception of the importance of the correct use and disposal of REEs.

Keywords: Electrical and Electronic Waste, Environmental Awareness, Proper Disposal, Digital Tools, Social Media.

1. Introdução

O crescimento na produção de resíduos sólidos nos aglomerados urbanos instala um grave problema socioambiental, resultado dos padrões atuais de produção e consumo, provocando impactos ambientais e de saúde pública que precisam ser enfrentados. Ainda assim, reduzir os impactos decorrentes da produção dos resíduos sólidos tornou-se meta planetária para que se possa atingir um “modelo de desenvolvimento socialmente benéfico, ambientalmente sustentável e economicamente sustentado”. (JACOBI & BESEN, 2006).

Entre os resíduos sólidos gerados, um tipo específico merece um foco especial pela sua característica de periculosidade ao meio ambiente, que são os Resíduos Eletroeletrônicos (REEs). Já que de acordo com o que o relatório da *United Nations University* (UNU) e *United Nations Institute for Training and Research* (UNITAR), *The Global E-waste Monitor*, revelou que no ano de 2019 o mundo gerou, aproximadamente, 53,6 milhões de toneladas de REEs e o Brasil sendo responsável pela geração de 2,1 milhões de toneladas deste resíduo e assim, ocupa o quinto lugar no *ranking* mundial de produção, e primeiro lugar na América Latina.

Tendo em vista esses dados alarmantes acerca da geração de REEs, surge a necessidade de projetos de sensibilização acerca do descarte correto dos REEs. Com isto, a *internet* é posta como uma ferramenta imprescindível, pois é um canal de comunicação direto e eficiente com o potencial de interligar os mais diferentes públicos. Sendo assim, funciona como importante ferramenta de atuação para conscientizar a respeito de assuntos diversos, principalmente através das mídias sociais, já que de acordo com a CISCO (2011), as mídias sociais são bastante utilizadas entre os jovens como forma de entretenimento, de se relacionar e ainda, como meio de informação.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo apresentar as atividades de sensibilização, conscientização e mitigação dos impactos causados pelos descartes precipitado dos resíduos eletroeletrônicos, desenvolvida em tempo de isolamento social pelo projeto de extensão TREE (Tratamento de Resíduos Eletroeletrônicos) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Tratando dos desafios enfrentados para promover essa sensibilização durante a pandemia e os caminhos encontrados para contorná-los.

2. Metodologia

No ano de 2020, em decorrência da disseminação da COVID-19, considerada como pandemia pela Organização Mundial da Saúde (OMS), medidas restritivas de distanciamento social foram propostas, o

que acarretou no fechamento de escolas, e no impedimento de eventos e ações que promovesse aglomerações. Alterando toda a dinâmica do mundo físico, e migrando parte das atividades para o ambiente virtual, com aulas remotas, eventos digitais dentre outros, surge o que convencionou se chamar de “novo normal”.

Trazendo consigo, o desafio de promover a educação ambiental no ambiente virtual que requer o domínio de habilidades que, muitas vezes, não são exigidas na modalidade convencional. O conteúdo disponibilizado na *internet*, principalmente nas mídias sociais, disputa espaço com uma infinidade de outras informações, sendo essa uma características de um mundo interconectado. Pois, esse meio de comunicação possibilita, que qualquer pessoa ou grupo, compartilhe informações com o público conectado em qualquer lugar do mundo, a qualquer momento.

Dando origem a uma série de questionamentos, para descobrir um método eficaz de criar e produzir material audiovisual de qualidade e assim, promover a conscientização nas plataformas digitais. A fim de contornar esses desafios, o projeto TREE buscou efetivar sua participação nas mídias sociais: *Facebook*®, *Instagram*® e *YouTube*®. Para isso, desenvolveu-se algumas estratégias como o desenvolvimento de uma identidade visual com base na temática do projeto a fim de criar uma familiaridade dos internautas com o conteúdo disponibilizado.

Outra estratégia utilizada foi a adoção de um processo de criação (Figura 1) de material audiovisual que parte, primeiramente, da concepção da ideia e da pesquisa que é posta em discussão nas reuniões semanais. Após essa etapa, a ideia é concretizada com a elaboração de um roteiro que será avaliado por todos os membros da equipe e, por fim, tem-se a etapa de desenvolvimento seguida pela divulgação para o público geral e, ainda, o *feedback* sobre determinado conteúdo.



Figura 1. Processo de Criação de Material Audiovisual

Na etapa de desenvolvimento, um desafio encontrado foi desenvolver habilidades com as Tecnologias de Informação e Comunicação (TICs). E assim, fez-se necessário um estudo e análise das ferramentas a fim de desenvolver habilidades para criação de material audiovisual, e isso se tornou possível através: da plataforma *Canvas*®, de bancos de imagens gratuitos como o *Freepik*®, *Pngtree*®, *Pexels*® e *Pixabay*®, e *softwares* como *Shotcut*®, *Animiz*®, *Moovly*®, *Filmora*®. A Tabela 1 contém uma breve descrição das ferramentas mais utilizadas na produção de conteúdo digital.

Tabela 1. Comparação entre as TICs

| TICs | Descrição | Versões |
|------------------|---|---|
| <i>Canvas</i> ® | É uma plataforma de <i>design</i> gráfico que permite aos usuários criar conteúdos visuais. | Apresentam versão gratuita e <i>premium</i> . |
| <i>Animiz</i> ® | Um software utilizado para criar apresentações de vídeo animados. | Apresentam versão gratuita e <i>premium</i> . |
| <i>Shotcut</i> ® | É um editor de vídeo <i>open-source</i> multiplataforma. | <i>Software</i> totalmente gratuito. |

| | | |
|-----------------------------|---|---|
| <i>Pixabay</i> [®] | É um <i>site</i> para o compartilhamento, em domínio público, de imagens vetoriais, e cenas de vídeo de alta qualidade. | Apresentam versão gratuita. |
| <i>Filmora</i> [®] | É um editor de vídeo com versão para computador e aplicativo para celular. | Apresentam versão gratuita e <i>premium</i> . |

Esse conjunto de estratégias possibilitou, por conseguinte, que a atuação do TREE no *Instagram*[®] e *Facebook*[®] fosse, em média, três vezes por semana, contando com séries de publicações relacionadas à problemática dos resíduos sólidos, em particular dos REEs.

2.1 Sensibilização e conscientização ambiental através das mídias sociais

Os conteúdos disponibilizados no *Instagram*[®] e *Facebook*[®] foram em grande parte materiais digitais informativos, contendo conceitos sobre os resíduos sólidos em geral, e especificamente sobre os REEs. E esse conteúdo foi apresentado por meio de séries temáticas como, por exemplo: os metais pesados presentes nos REEs que oferecem riscos à saúde; alternativas para transformar resíduos em obras de arte, itens de decoração, peças de bijuteria e outros; os componentes eletrônicos presentes nos REEs; as alternativas ao plástico presente nos REEs; e outras séries e posts que tiveram como objetivo familiarizar sobre os REEs e sensibilizar sobre a problemática.

Entre outras atividades desenvolvidas nas mídias sociais do TREE está a promoção de *lives* por meio de bate-papo com especialistas em temas que estão relacionados com a problemática dos REEs e os resíduos sólidos em geral. Participaram desses encontros virtuais, professores universitários, advogados e engenheiros, tratando de temas voltados à legislação brasileira sobre os REEs, os desafios enfrentados por empresas que reciclam esse resíduo, dentre outros assuntos.

Já para a plataforma do *YouTube*[®] foram produzidos diversos vídeos que tratam de maneira didática os temas gerais relacionados aos REEs entre eles está um vídeo intitulado “Oficina: Gerando Energia a partir do Resíduo” em que apresenta o passo a passo para a produção de um mini aerogerador eólico a partir de REEs. Este vídeo tem como objetivo apresentar possibilidades de reutilização dos resíduos eletroeletrônicos bem como estimular o desenvolvimento do mini aerogerador, junto também aos conceitos de física e mecânica envolvidos no processo de geração. Sendo assim uma alternativa experimental de baixo custo que poderia ser utilizada por professores do ensino médio.

2.2. Sensibilização e conscientização ambiental nos ambientes de ensino remoto

Nesse período de isolamento social, com as atividades acadêmicas presenciais suspensas, dificultou o debate em sala de aula a respeito dos problemas ambientais e ainda surgiu a necessidade de oferecer suporte aos professores em suas aulas remotas. Diante disso, o projeto TREE iniciou a produção de materiais didáticos com o propósito de auxiliar os professores de ensino médio ou de ensino fundamental II em suas aulas na modalidade a distância.

Estes materiais são constituídos por um vídeo, disponível através da plataforma do *YouTube*[®], e um questionário produzido através da ferramenta do *Google Forms*. Um exemplo de material didático foi a adaptação da palestra que era ministrada para alunos do ensino médio que se tornou um vídeo publicado no *YouTube*[®], junto a um questionário sobre os aspectos e conceitos tratados no próprio vídeo. Outros vídeos disponíveis no canal do *YouTube*[®] do TREE tratam de temas didáticos e podem ser utilizados em ambientes de ensino virtual.

3. Resultados

(1)

A problemática dos REEs, devido ao seu grau de periculosidade, é uma dos principais problemas ambientais da atualidade. Diante dessa realidade, o projeto de extensão TREE busca sensibilizar em relação ao descarte correto dos resíduos eletroeletrônicos com ações educativas através das mídias sociais, onde foi observado um número ascendente nas métricas neste meio de comunicação. Observando, no dia 26/06/2021, o parâmetro de seguidores nas contas do projeto, tem-se no *Instagram*[®] um total de 558 seguidores e no *Facebook*[®], 310 seguidores e no *YouTube*[®] conta com 209 inscritos.

No *Instagram*[®], foi produzido um total de 150 publicações desde o início da pandemia, apresentando um alcance de 1.852 contas, em média, e um total de 4.391 impressões em um período de 30 dias. Já as métricas disponibilizadas pelo *Facebook*[®] indicam um alcance de 1.867 contas em intervalos de sete dias. Enquanto no *YouTube*[®], inaugurado em junho de 2020, conta com um total de 24 vídeos publicados e mais de 7.600 visualizações.

A fim de quantificar o impacto das atividades desenvolvidas pelo projeto, foi elaborado um questionário e divulgado nas mídias sociais para que os seguidores avaliassem o efeito das ações promovidas pelo TREE no seu dia a dia. E assim, foram obtidas 40 respostas sendo que dessas, 29 foram de estudantes, 6 de professores e 5 de pessoas com outras ocupações. Quando questionados sobre a influência das ações do TREE em relação à forma de enxergar os resíduos eletroeletrônicos, 95% respondeu que o TREE influenciou a perceber a importância dos REEs, como apresenta a Figura 2.

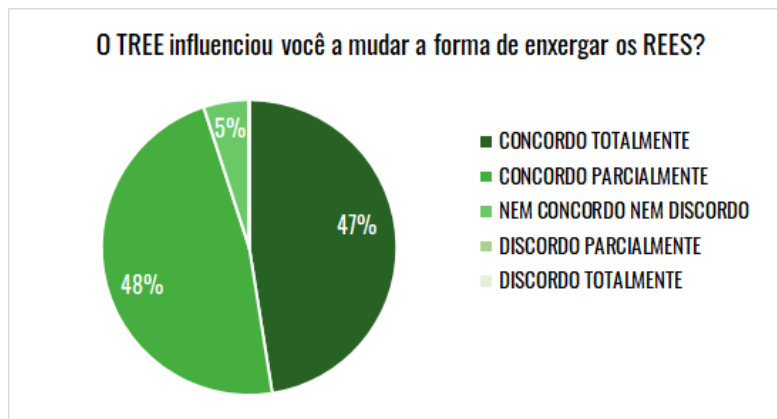


Figura 2. Percentual das respostas obtida na pergunta: O TREE influenciou você a mudar a forma de enxergar os REES?

Já quando questionados se o TREE influenciou a mudar algum hábito durante a pandemia, 65% afirmaram que sim (Figura 3), significando um bom resultado de impacto do projeto e das ações do TREE nas mídias sociais, apresentando êxito ao conscientizar e estimular hábitos ambientalmente sustentáveis em relação aos resíduos eletroeletrônicos.

4. Conclusão

Pode-se concluir que as atividades desenvolvidas pelo projeto de extensão TREE apresentaram uma notável relevância acerca da gestão dos resíduos eletroeletrônicos e os riscos ocasionados pelo manejo e descarte inadequado. E acredita-se que com estas ações desenvolvidas, alcançou-se o debate dos problemas ambientais nos ambientes de ensino virtuais e também nas mídias sociais, logo impactando

positivamente uma realidade e conseqüentemente, contribuindo para o desenvolvimento de uma sociedade sustentável e consciente.

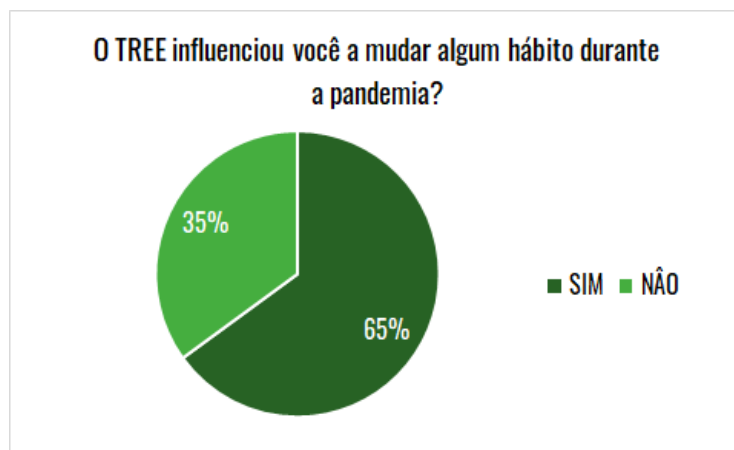


Figura 3. Percentual das respostas obtida na resposta: O TREE influenciou você a mudar algum hábito durante a pandemia?

Ademais, é válido ressaltar que os membros do projeto - bolsistas, voluntários, coordenadores e colaboradores - sentem uma evolução na formação acadêmica e pessoal, pois com o projeto foi possível adquirir conhecimentos voltado para a conservação do meio ambiente e ainda desenvolvem habilidades como, lidar com o público, experiências com as TICs e o espírito de trabalho em equipe mesmo em período de isolamento social.

5. Referências

Animiz®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <http://animiz.com/>

CISCO. (2011). Cisco Connected World Technology Report. https://www.cisco.com/c/dam/en/us/solutions/enterprise/connected-world-technology-report/2011_cisco_connected_worldtrechnology_report_chapter_2_report.pdf

Filmora®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://filmora.wondershare.net/pt-br/>

Freepik®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://br.freepik.com/>

JACOBI, P. R., & BESEN, G. R. (2006). Gestão de Resíduos Sólidos na Região Metropolitana de São Paulo: avanços e desafios. São Paulo em Perspectiva, 20, 90-104.

Moovly®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://www.moovly.com/>

Pexels®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://www.pexels.com/pt-br/>

Pixabay®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://pixabay.com/pt/>

Pngtree®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://pt.pngtree.com/>

Shotcut®. (n.d.). Retrieved May 29, 2021, from <https://shotcut.org/>

United Nations University (UNU), & United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). (2020). The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential. http://ewastemonitor.info/wp-content/uploads/2020/12/GEM_2020_def_dec_2020-1.pdf



Revalorización de residuos de cartón y papel para la producción de biopolímeros dentro del paradigma de economía circular con aplicación en el campo del hábitat

Fernández, Natalia¹; Gaggino, Rosana²; Kreiker, Jerónimo³; Positieri, Maria Josefina⁴

¹Centro Experimental de la Vivienda Económica, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina, Igualdad 3585, Argentina, nfernandez@ceve.org.ar

² Centro Experimental de la Vivienda Económica, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina, Igualdad 3585, Argentina, rgaggino@ceve.org.ar

³ Centro Experimental de la Vivienda Económica, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina, Igualdad 3585, Argentina, jkreiker@ceve.org.ar

⁴ Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional, Maestro Marcelo López esq, Cruz Roja, Argentina, mpositieri@gmail.com

Resumen

Existen dos grandes generadores de residuos lignocelulósicos en Argentina. Por un lado, los provenientes de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), entre los que se encuentran los de origen orgánico y los de cartón y papel que representan un 49% y un 14% de la composición total de residuos. Por otro lado, los desechos agroindustriales que reúnen 107 millones de toneladas anuales. Generalmente, estos residuos son quemados o terminan en rellenos sanitarios sin considerar que podrían ser revalorizados en diferentes procesos productivos. En esta investigación se propone la fabricación de biopolímeros mediante un tratamiento con hongos pluricelulares siguiendo los postulados de la Economía Circular (EC), superadores de la economía lineal predominante. Los métodos de producción que se utilizan pueden contribuir a reducir el consumo de materias primas vírgenes y aumentar la reutilización de recursos. Para generar alternativas en el campo del hábitat, se reciclan residuos celulósicos disponibles en el medio local con micelio de hongos para obtener un material orgánico bio-transformado que puede aplicarse en placas para aislación térmica y cerramientos. En este trabajo se evalúa el desempeño de residuos de cartón y papel y de poda urbana como sustrato para el crecimiento del material. De esta manera el procedimiento para la fabricación del biopolímero en estudio entra en el paradigma de EC. En definitiva, se recicla un residuo para usar como sustrato el cual es el alimento de un hongo filamentoso, que una vez finalizado el proceso de digestión se deshidrata, dando como resultado un material apto para la construcción.

Abstract

There are two main generators of lignocellulosic waste in Argentina. On the one hand, those coming from Urban Solid Waste (USW), among which are those of organic origin and those of cardboard and paper with 49% and 14% of the total waste composition. On the other hand, agro-industrial waste accounts for 107 million tons per year. Generally, these wastes are burned or end up in landfills without considering that they could be revalued in different productive processes. This research proposes the manufacture of biopolymers through a treatment with multicellular fungi following the postulates of the Circular Economy (CE), overcoming the predominant linear economy. The production methods used can contribute to reduce the consumption of virgin raw materials and increase the reuse of resources. To generate alternatives in the field of habitat, cellulosic waste available in the local environment is recycled with fungal mycelium to obtain a bio-transformed organic material that can be applied for thermal insulation and enclosures panels. This work evaluated the performance of cardboard, paper and urban pruning

waste as substrate for the growth of the material. In this way, the procedure for the manufacture of the biopolymer under study falls within the CE paradigm. In short, a waste is recycled for use as a substrate which is the food for a filamentous fungus, which once the digestion process is completed is dehydrated, resulting in a material suitable for construction.

Palabras clave/keywords:

*Residuos de cartón y papel, Biopolímeros, Economía Circular, Hábitat, Micelio
Cardboard and paper waste, Biopolymers, Circular Economy, Habitat, Mycelium*

1. Introducción

El Banco Mundial advierte que la generación de residuos urbanos se ubica, a nivel global, en 1,3 billones de toneladas anuales, proyectándose un crecimiento para el año 2025 a 2,2 billones. Esto representa un aumento significativo en las tasas de generación globales que se elevarían de 1,2 kg/cápita/día a 1,42 kg/cápita/día. América Latina y el Caribe registran una generación de residuos sólidos urbanos (RSU) de 160 millones de toneladas, con valores que oscilan entre 0,1 y 14 kg/cápita/día, con una cifra promedio de 1,1 kg/cápita/día. Para el año 2025 se proyecta un aumento de la población de 399 a 466 millones de habitantes en la región, con el consiguiente aumento de RSU que ascendería a 728.392 t/día, elevando el promedio de generación a 1,6 kg/cápita/día. (Hoornweg et al., 2012)

Los residuos sólidos urbanos comprenden la totalidad de desechos generados de manera domiciliaria. Entre ellos, un gran volumen se caracteriza por contener lignocelulosa en su composición. En suma, los restos orgánicos junto con los de papel y cartón, en promedio representan el 63% de la composición total de residuos en Argentina, en el que los recicladores informales cumplen un rol fundamental en el proceso de separación. Las actividades agrícolas también producen residuos lignocelulósicos, que reúnen, según la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 107 millones de toneladas anuales. (Gallino et al., 2015)

La naturaleza es cíclica. Los residuos de un proceso son insumos de otro. Son procesos metabólicos que implican tiempo, pero que pueden ser acelerados por la acción humana. Realizar el circuito de retorno de los materiales es el oficio de quienes reciclan los residuos sólidos. La actividad de recuperar residuos de los desechos surge en nuestro país a fines del siglo XIX, como una práctica de cirujeo, llevada a cabo por personas y familias que vivían alrededor de los primeros vaciaderos municipales. Con el correr de los años la actividad de recuperación informal se fue modificando, acompañada de cambios en la gestión de residuos sólidos urbanos, configurando lo que algunos autores consideran un nuevo sujeto social: el cartonero o recuperador urbano. (Schettini, 2017)

Cuando se habla de productos de papel y cartón, hay que diferenciar la producción de celulosa de la producción de papel. La celulosa es la fibra que se utiliza como materia prima para hacer papel y puede ser de origen forestal o vegetal. En Argentina se consumen anualmente 2.500.000 toneladas de productos de papel (promedio del año 2015). La producción argentina de papel no alcanza para cubrir el consumo. Por lo tanto, todos los años se importan aproximadamente 819.000 toneladas y se exportan 165.000 toneladas de otros papeles (Asociación de fabricantes de celulosa y papel, 2016). Según la Federación Argentina de Cartoneros, Carreros y Recicladores - UTEP, en Argentina alrededor de 200.000 recicladores recuperan 10.000 Tn de residuos diariamente. (Lazarte, 2017)

Por otro lado, los hongos forman una red de células filamentosas denominadas hifas que en conjunto se denominan micelio, el cual se desarrolla sobre los sustratos de los que se alimenta y degrada. En este sentido, la capacidad del micelio de los hongos para descomponer materiales lignocelulósicos lo hace

utilizable para la fabricación de materiales de embalaje, como material de aislamiento térmico o para productos biotextiles. (Butu et al., 2020), y pueden constituir una alternativa superadora de los plásticos utilizados en la construcción. En este proceso los flujos de residuos orgánicos, se valorizan, mientras que el material biodegradable se crea al final de su ciclo de vida; un proceso que encaja con el espíritu de la economía circular. La Economía Ecológica (EE) pone la atención en el crecimiento del ingreso de materiales y en el consumo de energía, a la vez que se interesa por la salida de residuos (Martínez Alier, 2008) y surge como crítica al modelo económico clásico y neoclásico. Bajo los postulados teóricos de esta disciplina se han desarrollado estudios que tienen por finalidad “medir” en términos biofísicos la apropiación que la humanidad realiza de la materia y la energía. (Gareis et al., 2016)

Sustentado en los principios de la EE surge el concepto de Economía Circular (EC), en el que la economía es visualizada desde la circularidad, con el objetivo de reducir el consumo de materias primas vírgenes y aumentar la reutilización de recursos. Al respecto, “Una economía circular es un sistema industrial restaurado o regenerativo por intención y por diseño”. El concepto de economía circular se apoya en los fundamentos de la escuela ecologista, y propone un cambio hacia el paradigma “reducir, reutilizar y reciclar” por una transformación más profunda y duradera, que permita disminuir el impacto causado por las actividades humanas sobre el medio ambiente. Este modelo otorga al residuo un papel dominante y se sustenta en la reutilización inteligente del desperdicio, sea este de naturaleza orgánica o de origen tecnológico, en un modelo cíclico que imita a la naturaleza y se conecta con ella. Bajo este enfoque, el residuo pierde su condición de tal y se convierte en la materia prima “alimentaria” de los ciclos naturales o se transforma para formar parte de nuevos productos tecnológicos, con un mínimo gasto energético (Lett, 2014).

Comprender que, de la cepa de hongo utilizada dependerá el desempeño del micelio al degradar los sustratos mediante enzimas selectivas, permitiría identificar qué residuo local es adecuado al medio en el cual se realiza el proceso de bio-fabricación. Es así como a partir de la analogía del rol de los hongos en los ecosistemas como grandes recicladores de la naturaleza, se propone un material sustituto de los aislantes plásticos constructivos desde la mirada de la EC.

2. Metodología

2.1 Materiales y métodos

Se realizó una investigación exploratoria para el cultivo de muestras del material orgánico para paneles y aislantes. Para la obtención del material compuesto, se inocularon en recipientes cilíndricos de plástico acrílico de 5 cm de largo por 6 cm de diámetro 12 muestras para las 4 formulaciones M0, M1, M2 y M3 (ver Tabla 1) por triplicado. Se colocó papel de aluminio en la superficie con agujeros y cinta microporosa para facilitar el intercambio gaseoso. Se utilizó el hongo filamentoso *Ganoderma Lucidum* (ver Figura 1), utilizando la cepa canadiense E47 descrita por (Curtis) P. Karst., ya que su capacidad lignocelulolítica hace que sea posible cultivarlo en desechos de la industria maderera tales como el aserrín y los chips. (Kuhar et al., 2011)

Se utilizó como sustratos chips de poda incorporando en diferentes proporciones cartón triturado hasta lograr un tamaño de 0-10 mm para verificar la factibilidad de este residuo como fuente de carbono del hongo y la biotransformación más eficiente para las diferentes mezclas. Para el patrón se utilizaron restos de poda de maderas mixtas provenientes de arbolado urbano de un tamaño de partícula entre 0-5 mm. Ambos sustratos se sometieron a tratamiento térmico en autoclave a 126°C durante 15 minutos. Se dejó incubar las 12 probetas por un período de 15 días a 24°C y con humedad del 80% mostrando el aspecto que se presenta en las Figuras 2 y 3. Se evaluó el desempeño de las diferentes mezclas según el tiempo

que el micelio tardó en colonizar por completo los recipientes y aparecieron las contaminaciones. Finalmente se realizó un primer prototipo del material con dimensiones de 0,30 x 0,30 x 0,05 m con la formulación que obtuvo el mejor desempeño utilizando un molde de madera, aluminio y vidrio (ver Figura 4).

2.2. Figuras y tablas

Tabla 1. Formulación de las muestras en porcentaje

| Denominación | Restos de poda (%) | Papel y cartón (%) | Inóculo E47 (%) |
|--------------|--------------------|--------------------|-----------------|
| M0 | 90% | 0% | 10% |
| M1 | 60% | 30% | 10% |
| M2 | 30% | 60% | 10% |
| M3 | 0% | 90% | |



Figura 1. Foto del fruto del hongo filamentososo *Ganoderma Lucidum*



Figura 2. Muestras luego de ser inoculadas



Figura 3. Muestra de micelio obtenida a partir de residuos de cartón y papel (M3)



Figura 4. Prototipo de panel de micelio deshidratado.

3. Resultados y discusión

Las formulaciones que obtuvieron mejor desempeño fueron las M2 y M3 logrando un tiempo de colonización o biotransformación completa en 15 días sin aparición de contaminaciones. Las demás muestras alcanzaron un avance del micelio incompleto sobre los sustratos posteriormente a los 15 días propuestos para este ensayo. Las muestras M0, demostraron un crecimiento rápido del micelio los primeros 5 días de incubación, pero luego desarrollaron contaminaciones en un 66% de los casos (2 de 3). Esto sugiere que los chips necesitan utilizarse en un tiempo breve luego de la poda urbana, o efectuar un tratamiento térmico más prolongado para la reducción de la carga microbiana, ya que al permanecer los chips acopiados durante algún tiempo comienzan un proceso de compostaje que favorece otras formas de vida que compiten con el micelio del hongo seleccionado. Las muestras M1 presentaron un crecimiento más lento en comparación con el resto de formulaciones, pero lograron buenos resultados a los 21 días.

Se obtuvo un primer prototipo con M3 de panel aislante con las siguientes dimensiones: 0,30 x 0,30 x 0,05 m para realizar ensayos de propiedades físicas de conductividad térmica a partir del residuo cartón y papel. Este panel se bio-fabricó con una cantidad mucho mayor de sustrato para el molde confeccionado (3 kg en total la suma de los componentes), lo cual extendió el tiempo de colonización a 30 días aplicando las mismas condiciones ambientales en la incubadora. Se observó que la utilización de vidrio para los moldes colabora generando condensación en la superficie interna y con ello el mantenimiento de la humedad propia del sustrato, lo cual resulta favorable para evitar que el crecimiento del micelio se presente de manera menos homogénea.

Si bien las muestras evidencian diferencias en el tiempo de avance completo del micelio (entre 15 y 21 días), con el tratamiento adecuado todos los sustratos pueden ser digeridos por la cepa E47 de *Ganoderma Lúcidum*. Por ende, las formulaciones propuestas en este trabajo son válidas para la producción de biomateriales con medios alternativos a los residuos agrícolas utilizados en estudios anteriores en donde se utilizaron cáscara de arroz y semilla de trigo (Arifin et al., 2013) o residuos de fibras de lino, cáñamo, viruta de pino y paja. (Elsacker et al., 2019)

4. Conclusiones

Los residuos de cartón y papel, tanto los que no pueden ser reciclados para la venta desde municipios u organizaciones por no encontrarse en buen estado, como así también los que ya tienen una valorización para reciclaje, pueden resultar una materia prima adecuada para el crecimiento del micelio. También se concluye que con estos materiales bio-basados se pueden fabricar placas que de forma preliminar se

puede decir que son resistentes, livianas y de buena aislación térmica. Como siguiente paso, se deben realizar los ensayos en laboratorios normalizados para determinar estas propiedades técnicas. Con estos datos se hará una comparación con otros elementos constructivos tradicionales que cumplen una función similar.

Desde la mirada de la EC, si bien se cumplen los postulados de reciclar residuos para conformar materias primas, como así también desarrollar materiales que se incorporen a la tierra mediante un corto proceso de compostaje, se necesita controlar los parámetros de higiene, temperatura y humedad para el desarrollo fúngico. Esto conlleva un alto consumo de energía eléctrica para lograr un escalamiento en la producción, lo cual es un aspecto negativo que debe ser analizado mediante un Análisis de Ciclo de Vida y eventualmente mejorado. Una línea de investigación puede ser la aplicación de energías renovables para el tratamiento previo de materias primas como así también al mantenimiento de los parámetros anteriormente mencionados para el desarrollo fúngico.

5. Referencias

- Arifin, Y. H. & Yusuf, Y. (2013). Mycelium Fibers as New Resource For Environmental Sustainability. *Procedia Engineering*, 53, 504–508. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2013.02.065>
- Asociación de Fabricantes de Celulosa y Papel.(2016). Sobre la fabricación del papel. Obtenido desde: <http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2017/03/brochure-afcp-sobre-la-fabricacion3b3n-de-papel-1.pdf>
- Butu, A., Rodino, S., Miu, B. & Butu, M. (2020). Mycelium-based Materials for the Ecodesign of Bioeconomy. *Digest Journal of Nanomaterials and Biostructures Vol. 15, No. 4, p. 1129-1140.*
- Elsacker, E., Vandeloos, S., Brancart, J., Peeters, E. & De Laet, L. (2019). Mechanical, physical and chemical characterisation of mycelium-based composites with different types of lignocellulosic substrates. *PLoS ONE 14(7): e0213954.* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213954>
- Gallino, A., Castro, A.B., Bernaus, M. & Gaioli, F. (2015). Estudio de Potencial de Mitigación. Biomasa y Biocombustibles de 2° y 3° generación Volumen 1 – Energía. *Informe de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina.* Obtenido desde: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/4.-biocombustible-y-biomasa.pdf>
- Gareis, M. C., González Insúa, M. & Ferraro, R. F. (2016). Incidencia de los recuperadores en las subhuellas de RSU y papel y cartón. El caso de Mar del Plata, Argentina. *Revista de Geografía Nº 19 p. 63-77.* ISSN 1853-4392
- Hoornweg D. & Bhada-Tata, P. (2012). What a waste. A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Development Series – Knowledge Papers. World Bank document No. 15.* Obtenido desde: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>
- Kuhar, F. et al. (2011). Madera de Pino y Álamo como Sustrato para la Producción de Ganoderma Lucidum. *Revista Huayllu-Bios. Nº 5. 67–68.*
- Lazarte, J. (2017) “Nuestra central: La CTEP” Modelo sindical argentino y la emergencia de nuevas organizaciones de trabajadores informales a partir del estudio de la Federación Argentina de Cartoneros, Carreros y Recicladores. *Tesis Lic. En Sociología, Universidad de La Plata, Argentina.* Obtenido desde: <http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/library?a=d&c=tesis&d=Jte1398>
- Lett, L. A. (2014). Las amenazas globales, el reciclaje de residuos y el concepto de economía circular. *Revista Argentina de Microbiología 46, 1–2.* [https://doi.org/10.1016/S0325-7541\(14\)70039-2](https://doi.org/10.1016/S0325-7541(14)70039-2)
- Martínez Alier, J. (1992). De la economía ecológica al ecologismo popular. *Barcelona, España. ICARIA Editorial S.A.* ISBN 9788571140653
- Schettini, P. (2017). Cartoneros y recuperadores urbanos de residuos como trabajadores informales organizados. Algunas reflexiones a partir de un estudio en la Ciudad de La Plata. *0–21.* Obtenido desde: <http://seminariosms.fahce.unlp.edu.ar/>



VALORIZACIÓN DE POLIPROPILENO OBTENIDO DE UN CENTRO DE ACOPIO DE RESIDUOS SÓLIDOS

Cupul Manzano, Carlos Vidal; **Cruz Estrada**, Ricardo Herbé

Grupo de Reciclado, Unidad de Materiales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Calle 43 No. 130 x 32 y 34, Colonia Chuburná de Hidalgo, C.P. 97205, Mérida, Yucatán, México, rhcruze@cicy.mx

Resumen

Los residuos sólidos son una fuente importante de materiales. Algunas veces se pueden reutilizar y en otras ocasiones se pueden reciclar. En este trabajo se reporta el aprovechamiento de objetos desechados, fabricados con polipropileno (rPP), mediante su reciclaje por métodos térmicos de procesamiento, para emplearlos en la elaboración de un material con aplicación potencial como material estructural. Se emplearon rPP obtenidos del centro de acopio del Parque Científico Tecnológico de Yucatán (PCTY). Los objetos de PP fueron lavados y molidos, y se les incorporó residuos de la poda de árboles (rPA) de diferentes especies, plantados en el PCTY, para obtener un material compuesto con estabilidad dimensional y rigidez. Los rPA también fueron molidos. Los rPP y rPA, se mezclaron en seco junto con aditivos especiales, y se procesaron por extrusión para la formación de cordones del material compuesto. Los cordones se trozaron en secciones más cortas (peletizado) y se emplearon para la elaboración de laminados (mediante moldeo por compresión), de los cuales se obtuvieron muestras para evaluar el desempeño mecánico del material en tracción. Los resultados, en general, muestran que el desempeño mecánico de los materiales con mayor proporción de rPA fue más homogéneo y su módulo elástico y resistencia a la tracción fueron mayores. Por otro lado, se observó que estos materiales presentaban niveles de deformación similares a los de los materiales con menor proporción de rPA. En conclusión, se logró darle valor agregado a los rPP al transformarlos en materiales compuestos con aplicación potencial estructural.

Abstract

Solid waste is an important source of materials. Sometimes they can be reused and other times they can be recycled. This work reports on the use of discarded objects, manufactured with polypropylene (rPP), through their recycling by thermal processing methods, to use them in the elaboration of a material with potential application as a structural material. rPP obtained from the storage facility of the Yucatan Science and Technology Park (PCTY) were used. The PP objects were washed and ground, and tree pruning residues (rPA) of different species, planted in the PCTY, were incorporated to obtain a composite material with dimensional stability and rigidity. The rPA were also ground. The rPP and rPA were dry mixed together with special additives and processed by extrusion to form cord-like of the composite material. The extrudates were cut into shorter sections (pelletized) and used to produce laminates (by compression molding), from which samples were obtained to evaluate the mechanical performance of the material in tension. The results, in general, show that the mechanical performance of the materials with a higher proportion of rPA was more homogeneous and their elastic modulus and tensile strength were higher. On the other hand, it was observed that these materials presented levels of deformation like those of the materials with a lower proportion of rPA. In conclusion, it was possible to add value to rPPs by transforming them into composite materials with potential structural application.

Palabras clave: Valorización, polipropileno, residuos sólidos, residuos plásticos, centro de acopio.

1. Introducción

Aún en pleno siglo XXI mucha gente no ha sabido reconocer el gran valor que poseen los residuos sólidos al acopiarlos, clasificarlos y proporcionarles un tratamiento adecuado. En particular, la mezcla de residuos plásticos con residuos lignocelulósicos genera un material con características similares a la madera (madera plástica), que excede en algunas propiedades a la madera natural. Con el objetivo de presentar una alternativa para aprovechar los residuos plásticos y los residuos de la poda de algunos árboles endémicos de la zona como materia prima novedosa, generados en el Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, se realiza este proyecto para contribuir a la disminución de desechos en beneficio del medio ambiente, y para la creación de un material estructural con uso potencial en la fabricación de muebles y elementos constructivos.

2. Metodología

La recolección y clasificación de materia prima en la zona de acopio, se llevó a cabo durante 6 semanas. Se efectuó un estudio estadístico sobre los residuos sanitarios, orgánicos, inorgánicos, papel y cartón y plásticos. Posteriormente, se clasificaron los tipos de plásticos encontrados en los residuos y se separaron los materiales constituidos de polipropileno. Se realizó el lavado de los plásticos para eliminar residuos orgánicos y suciedad y después se dejaron secar al sol durante 2 días aproximadamente.

Los artículos de Polipropileno recuperados (rPP) se procesaron en un molino Pagani 1520 con una criba de 4 mm de diámetro nominal de poro. La molienda final se realizó en un pulverizador Brabender con una criba de 1 mm de diámetro nominal de poro.

Se colectaron residuos triturados de la poda de árboles (rPA) cercanos a las instalaciones del Centro de Innovación Tecnológica (CIT) del Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. (CICY), ubicado en el Parque Científico y Tecnológico de Yucatán (PCTY). Los residuos pertenecían a diferentes especies de árboles propios de la región Sureste de México, y se les dejó secar al sol durante 3 días. Ya secos, los rPA se molieron en un molino Pagani 2030 con una criba de 1 mm de diámetro nominal de poro.

Para la elaboración de las mezclas, además de las materias primas, se empleó el agente de acoplamiento (AA) Polybond 3009. Éste fue molido en el pulverizador Brabender ya descrito, con una criba de 1 mm de diámetro nominal de poro, y la cantidad adicionada a la mezcla estuvo en función del contenido de rPA. También se utilizó la ayuda de proceso (AP) Struktol TPW 104 en forma de polvo, y fue adicionado también basándose en la cantidad de rPA.

La Tabla 1 presenta los componentes y las proporciones de cada uno, empleados en la elaboración de las mezclas.

Tabla 1. Proporciones de los componentes de las mezclas elaboradas.

| | % rPP | % rPA | % AA (con respecto a rPA) | % AP (con respecto a rPA) |
|----------|-------|-------|---------------------------|---------------------------|
| Mezcla 1 | 60 | 40 | 5 | 3 |
| Mezcla 2 | 50 | 50 | 5 | 3 |

Las mezclas se realizaron en una mezcladora de cintas Intertécnica ML-5, siguiendo una secuencia de alimentación de los componentes y con tiempos preestablecidos de proceso, para lograr una mayor y

mejor dispersión y distribución de los mismos. Luego, las mezclas elaboradas se pusieron a secar en una estufa Felisa FE-291AD, a 80 °C durante 24 horas.

Posteriormente, las mezclas fueron procesadas térmicamente en un extrusor doble-husillo paralelo corrotatorio entrelazado modular, CW Brabender TSE 20/40, con el propósito de formar cordones con un cabezal de 5 mm de diámetro. La línea de extrusión se completó con un transportador de laminados Brabender con salida de aire comprimido y un peletizador monofilamento Brabender BT20. La velocidad de extrusión fue de 5 rpm, para evitar que se sobrepasase el par de torsión permitido en el equipo. El perfil de temperaturas para las zonas del extrusor fue de 155, 165, 175, 185, y 175 °C. La temperatura del cabezal fue de 165 °C.

Los cordones obtenidos fueron peletizados para facilitar su manejo y se emplearon en la elaboración de laminados. Para ello se empleó un molde macho-hembra con un marco de 25 cm x 35 cm de cavidad interna y una prensa hidráulica manual de fabricación local. El procedimiento general para la elaboración de los laminados fue el siguiente: Se rociaron las piezas del molde con desmoldante de silicón. Una vez seco, se agregaron los pellets del material compuesto y se introdujeron en la prensa previamente programada a 170 °C. Al llegar a la temperatura especificada, se aplicó la presión apropiada en dos etapas, durante el tiempo acordado, y posteriormente se inició el enfriamiento, conservando la presión hasta el final de éste. El enfriamiento se realizó con agua o a temperatura ambiente. Finalmente, se desmoldó el laminado obtenido.

Las probetas para los ensayos mecánicos de tracción se obtuvieron de los laminados, con base en la norma ASTM D-638 (2003). Éstas fueron cortadas con la ayuda de un molde tipo IV en una troqueladora Ceast. Se obtuvo el promedio del espesor y el ancho de cada probeta y se llevaron a acondicionar durante 40 h, a condiciones normales de temperatura y humedad, de acuerdo con la norma ASTM D-618 (2000).

Las pruebas mecánicas de tracción se llevaron a cabo en una máquina de pruebas universales Shimadzu AGS-X. La velocidad de cabezal empleada fue de 0,5 mm/min.

3. Resultados

Mediante los ensayos se evaluó el módulo elástico, la resistencia a la tensión (tensión máxima) y la deformación máxima, en probetas obtenidas de laminados con 2 diferentes proporciones de componentes y con métodos distintos de enfriamiento en el moldeo a compresión: con agua corriente y a la temperatura ambiental.

En general, las probetas de los materiales compuestos elaborados tuvieron un comportamiento frágil, pues su deformación máxima estuvo cerca del 1%. La Figura 1 presenta el módulo elástico, la resistencia a la tensión y la deformación máxima de las probetas, provenientes del laminado de la mezcla 1, enfriado a temperatura ambiente. En la Figura 1 se observa claramente el orden de magnitud de cada uno de los parámetros mecánicos medidos. La tendencia de los valores del módulo elástico y la deformación máxima se aproximan a una línea recta, por lo que se puede establecer que son propiedades bastante homogéneas. La resistencia a la tensión es el único parámetro no homogéneo. Los valores de módulo elástico obtenido son mayores que el reportado por Mirbagheri et al. (2007) que fue de 847 MPa, para un PP virgen con una densidad de 0,9 g/cm³ y un índice de fluidez de 8 g/10 min. Esto se debe a la rigidez que le proporciona el 40% en peso de rPA al material compuesto elaborado. Sin embargo, los valores obtenidos son menores comparados con la elevación en el módulo que proporcionan otros rellenos como la harina de madera y la fibra de Kenaf estudiado por Mirbagheri et al. y la fibra de madera y cáñamo reportados por Klyosov (2007).

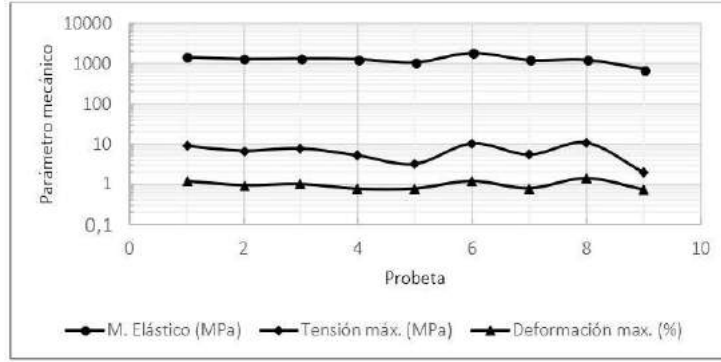


Figura 1. Propiedades mecánicas de tracción de las probetas del laminado de la mezcla 1, enfriado al ambiente.

Por otro lado, los valores de resistencia a la tensión obtenidos sí son mucho menores que el calculado por Mirbagheri et al., que fue de alrededor de 26 MPa, el mismo que reportó Klyosov para un PP virgen, prácticamente triplicando el valor que se obtuvo en este estudio. No se debe soslayar, sin embargo, que el PP empleado en este proyecto es recuperado. Es probable que el agente de acoplamiento empleado sea insuficiente, no se haya distribuido adecuadamente o no esté trabajando eficientemente. Se requieren mayor cantidad de pruebas y estudios para poder dilucidar cuál fue la causa.

La Figura 2 muestra los valores de las propiedades mecánicas evaluadas, de las probetas del laminado de la mezcla 1, enfriado con agua corriente. Es decir, la velocidad de enfriamiento fue mayor que la del anterior laminado.

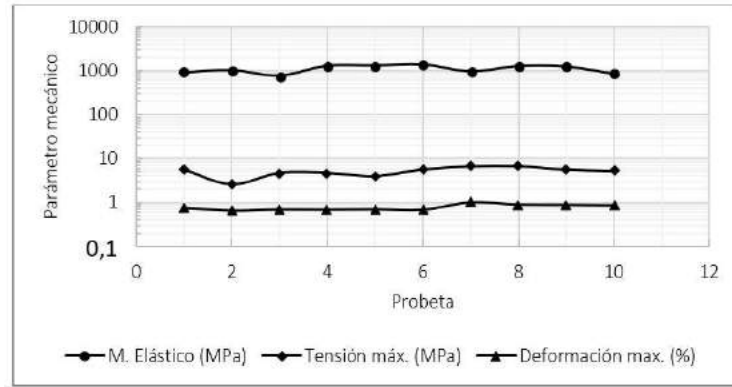


Figura 2. Propiedades mecánicas de tracción de las probetas del laminado de la mezcla 1, enfriado con agua.

Se observa en la Figura 2, que no hubo cambios muy drásticos en los valores de los parámetros mecánicos, con excepción del valor de la resistencia a la tensión de la probeta 2. Es decir, las propiedades son bastante homogéneas. Sin embargo, sí se nota que los valores de todas las propiedades estudiadas son ligeramente menores que los correspondientes de las probetas del laminado de la mezcla 1, enfriada al ambiente. Es probable que una ligera menor cristalización de la matriz de PP, durante el enfriamiento con agua, haya contribuido a este fenómeno.

En la Figura 3 se presentan los valores de las propiedades mecánicas de las probetas de la mezcla 2, obtenidas del laminado enfriado a temperatura ambiente.

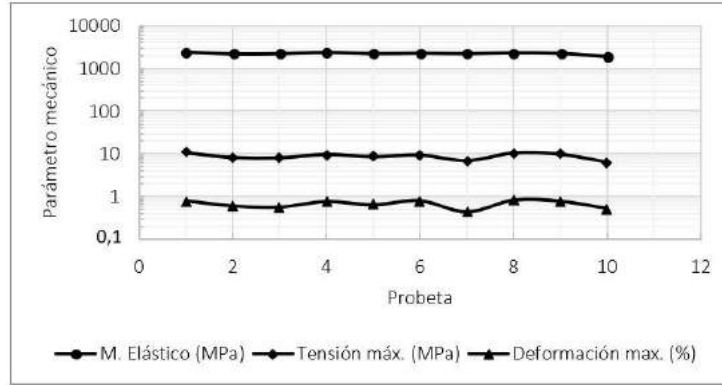


Figura 3. Propiedades mecánicas de tracción de las probetas del laminado de la mezcla 2, enfriado al ambiente.

En la Figura 3 se observa que las propiedades mecánicas estudiadas continúan siendo bastante homogéneas, con excepción de los valores de la probeta 7, que se salen un poco del rango de las demás. Se alcanza a observar que los valores del módulo elástico y la resistencia a la tensión son apreciablemente más elevados que los correspondientes de las probetas obtenidas del laminado de la mezcla 1. Esto se debe, probablemente, a la mayor cantidad de rPA que contiene la mezcla 2, reforzando en mayor medida estos parámetros. Por otro lado, el porcentaje de deformación máxima disminuye ligeramente con respecto a los valores de las probetas del laminado de la mezcla 1, quizá debido a la menor cantidad de PP flexible en la mezcla 2.

La Figura 4 muestra los valores de los parámetros mecánicos, obtenidos al evaluar las probetas del laminado de la mezcla 2, enfriado con agua corriente.

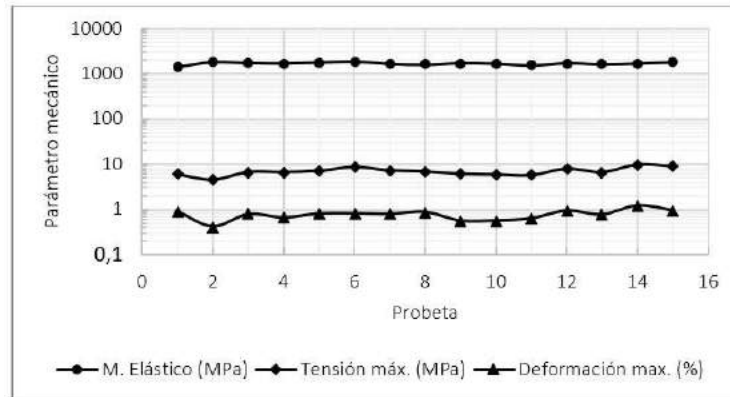


Figura 4. Propiedades mecánicas de tracción de las probetas del laminado de la mezcla 2, enfriado con agua.

Se observa, en la Figura 4, que los valores del módulo elástico son bastante homogéneos, no ocurriendo lo mismo con los valores de las otras dos propiedades estudiadas. También se observa que los valores del módulo elástico y la resistencia a la tensión son menores que los de las probetas del laminado de la mezcla 2, enfriado al ambiente; probablemente debido a la formación de mayor cantidad de cristales durante el enfriamiento al ambiente del laminado, confiriéndole mayor resistencia y rigidez.

En la Tabla 2 se pueden apreciar los diferentes valores de las propiedades mecánicas obtenidas, comparadas con las encontradas en la literatura, con igual matriz y rellenos similares. Se observa que los valores del módulo encontrados en la literatura duplican, y en ocasiones triplican, los obtenidos experimentalmente. La resistencia a la tensión obtenida experimentalmente es apenas una cuarta a una

sexta parte de los valores reportados por otros autores, con tipos de relleno y proporciones similares en sus materiales.

Tabla 2. Comparación de los parámetros mecánicos obtenidos, con los valores de la literatura.

| Parámetro mecánico | Mezcla 1 | Mezcla 2 | Mirbagheri | | Klyosov | |
|------------------------------|----------|----------|--------------------|----------------------|--------------------------|----------------------|
| | 40% rPA | 50% rPA | 40% Fibra de Kenaf | 40% Harina de madera | 40% Fibra dura de madera | 40% Harina de madera |
| Módulo (MPa) | 1112,46 | 1690,13 | 3229 | 2671 | 4198,91 | 3867,96 |
| Resistencia a tracción (MPa) | 5,1131 | 6,86 | 45 | 41 | 28,27 | 25,37 |

4. Conclusiones

Residuos de la poda de árboles se mezclaron con PP reciclado para la obtención de materiales compuestos con potencial estructural. La evaluación de las propiedades mecánicas a tracción de las probetas de las mezclas estudiadas, arrojó las siguientes conclusiones: Todas las probetas tuvieron un comportamiento frágil, pues su deformación máxima estuvo cerca del 1%. Los rPA sí le proporcionan cierta rigidez a la matriz del PP, pero los valores del módulo de los materiales compuestos elaborados son bastante bajos comparados con los que proporcionan otros tipos de relleno como la harina de madera, la fibra de Kenaf y las fibras de madera dura. Los valores del módulo encontrados en la literatura duplican, y en ocasiones triplican, los obtenidos experimentalmente. La resistencia a la tensión obtenida experimentalmente es apenas una cuarta a una sexta parte de los valores reportados por otros autores, con tipos de relleno y proporciones similares en sus materiales. El aumento en la proporción del relleno de la mezcla y una velocidad de enfriamiento más lenta del laminado, impactan positivamente en la elevación de los valores del módulo elástico y la resistencia a la tensión de los materiales obtenidos. Finalmente, se logró dar valor agregado a los desechos utilizados, al mezclarlos para formular un material compuesto con potencial de ser usado como material de construcción. Es recomendable realizar un estudio estadístico de los valores de las propiedades reportadas, así como otros estudios que corroboren los resultados aquí obtenidos, además de realizar experimentación adicional para encontrar las condiciones óptimas de procesamiento y composición de los materiales, con el objetivo de obtener un producto final con propiedades mejoradas.

Agradecimientos

Este trabajo es producto del proyecto iniciativa UMT-2016-0009, "Análisis de la degradación biótica y abiótica de materiales compuestos con residuos lignocelulósicos y termoplásticos de recicló".

Referencias

- Klyosov, A. A. (2007) *Plastic-wood Composite*. Hoboken, New Jersey, USA. John Wiley and Sons, Inc.
- Mirbagheri, J., Tajvidi, M., Hermanson, J. C. y Ghasemi, I. (2007). Tensile Properties of Wood Flour/Kenaf Fiber Polypropylene Hybrid Composites. *Journal of Applied Polymer Science*, 105, 3054-3059.
- ASTM International (2000). *Designation D 618-00 Standard Practice for Conditioning Plastics for Testing*. United States.
- ASTM International (2003). *Designation D 638-03 Standard Test Method for Tensile properties of Plastics*. United States.



CONCIENTIZACIÓN EN JÓVENES SOBRE LA UTILIDAD DE RESIDUOS SÓLIDOS DURANTE LA PANDEMIA POR COVID-19

Cupul Manzano, Carlos Vidal; **Cruz Estrada**, Ricardo Herbé

Grupo de Reciclado, Unidad de Materiales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Calle 43 No. 130 x 32 y 34,
Colonia Chuburná de Hidalgo, C.P. 97205, Mérida, Yucatán, México, rhcruze@cicy.mx

Resumen

El aprovechamiento de residuos sólidos se puede lograr en múltiples situaciones coyunturales, como la que ocurre actualmente durante la pandemia por Covid-19. La situación a nivel mundial se torna catastrófica, y solamente educando a las personas para que tomen las medidas de protección adecuadas se puede tener la esperanza de disminuir de manera importante los contagios y los fallecimientos. Conscientes de ello, y sabiendo que no debe haber concentraciones de personas, el Grupo de Reciclado de la Unidad de Materiales del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), diseñó y elaboró un proyecto sobre residuos sólidos y Covid-19, para ser llevado a cabo en los hogares de estudiantes de nivel secundaria (12 años en promedio). El proyecto pretendía explorar la posibilidad de que los estudiantes aprendieran, se divirtieran y lo realizaran con el apoyo de asesorías semanales a distancia. El proyecto se desarrolló en el marco del evento anual de divulgación que el CICY organiza denominado “Talento CICY”, que se llevó a cabo de manera remota. Al concluir, se logró que estudiantes de escuelas de Mérida, Yucatán, comprendieran la importancia del aprovechamiento de los residuos sólidos y los emplearan en la elaboración de un artefacto para la protección contra el virus. El resultado principal fue la elaboración de un video y un reporte en los que se expuso el trabajo realizado. Se concluye que es factible educar y concientizar a los jóvenes sobre diversos temas ecológicos a pesar de la pandemia por Covid-19.

Abstract

The use of solid waste can be achieved in multiple conjunctural situations, such as the one that currently occurs during the Covid-19 pandemic. The world situation is turning catastrophic, and only by educating people to take adequate protection measures we can hope to significantly reduce infections and deaths. Aware of this and knowing that there should be no concentrations of people, the Recycling Group of the Materials Unit of the Yucatan Scientific Research Center (CICY), designed and developed a project on solid waste and Covid-19, to be carried out in the homes of middle school students (12 years on average). The project aimed to explore the possibility for students to learn, have fun and do it with the support of weekly remote consultancies. The project was developed within the framework of the annual event that CICY organizes called “CICY Talent”, which was carried out remotely. At the end, it was possible for students from schools in Mérida, Yucatán, to understand the importance of using solid waste and to use it in the development of an artifact for protection against the virus. The main result was the elaboration of a video and a report in which the work carried out was exposed. It is concluded that it is feasible to educate and raise awareness among young people about various ecological issues despite the Covid-19 pandemic.

Palabras clave: Residuos sólidos, residuos plásticos, concientización, educación, Covid-19.

1. Introducción

La unidad de Materiales del Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. (CICY), participa tradicionalmente en varios eventos de difusión y divulgación para educar que organizan tanto la institución como los gobiernos, a nivel estatal y federal. Los eventos en los que la unidad participa con sus investigadores, técnicos, estudiantes y personal administrativo, son “CICY casa abierta”, “Talento CICY”, “Semana Nacional de Ciencia y Tecnología”, “Feria de Ciencia y Tecnología”, “Día internacional del reciclaje”, etc. Algunas evidencias fueron publicadas por Cupul-Manzano et al (2017 y 2019). Debido a la pandemia que llegó a la ciudad de Mérida, Yucatán, México en el mes de marzo de 2020, se suspendieron todas las actividades presenciales en instituciones de diversos giros. Por este motivo, para seguir realizando las actividades acostumbradas de educación a través de la divulgación, se realizó una de ellas a distancia, para saber si era factible que las personas a la cuales iba dirigida lograban comprender y realizar la actividad, y aprender de la misma, aún cuando no hubiera personal presente físicamente para dirigirlos.

2. Metodología

Para estar en condiciones de poder crear una actividad educativa a través de la divulgación a distancia, se asistió a un curso de capacitación sobre como enseñar temas mediante diversas plataformas y en las redes sociales (Facebook, Twiter, etc.). Fue coordinado por el departamento de Divulgación, de la dirección de Planeación y Gestión del CICY. El curso fue impartido mediante la plataforma “Zoom”.

El siguiente paso fue elegir el tema sobre el cual se pretendía enseñar y luego diseñar y elaborar el formato y las actividades necesarias para cumplir con el objetivo acordado. El objetivo general pretendía concientizar a los jóvenes de nivel secundaria (12 años en promedio) sobre la importancia del conocimiento de los tipos de residuos sólidos existentes, su adecuada clasificación y separación, y una correcta disposición final. Además, como un objetivo particular, aprenderían a clasificar los residuos plásticos y a aprovecharlos en la elaboración de un escudo facial, como protección contra un posible contagio del virus Sars-Cov-2 (Covid-19).

Con esto en mente, se elaboró un cronograma de actividades diarias para una duración del proyecto de 2 semanas. Cada día considerado se presentaba un tema relacionado con el objetivo, una pregunta detonadora, para que los estudiantes sintieran la curiosidad de responderla, y una actividad que pudieran llevar a cabo en su casa o alrededores. La idea era que sin apenas darse cuenta, los estudiantes fueran gradualmente logrando el objetivo, al cumplir con las actividades marcadas.

A manera de ejemplo, en la Tabla 1 se ilustran los temas, preguntas detonadoras y las actividades de los últimos tres días del evento.

Tabla 1. Cronograma de los últimos tres días del evento.

| Día | Tema | Pregunta | Actividad |
|-----|--|-----------------------------------|---|
| 8 | Clasificación de plásticos. Existen diferentes tipos, los principales, con sus acrónimos, son: 1PET, 2HDPE, 3LDPE, 4PVC, 5PP, 6PS, 7OTHER. | ¿Todos los plásticos son iguales? | De los plásticos que elegiste para reciclar, identifica su código numérico (si tienen) y anota en la bitácora el material plástico del que están fabricados. Escribir en <i>Mi Diario Científico</i> mis reflexiones de hoy. (¿Aprendí algo nuevo? ¿Cómo cambiaré mi actitud?) |

| | | | |
|----|---|--|--|
| 9 | <p>Protección contra el coronavirus.</p> <p>Se han implementado numerosas medidas en diferentes países, algunas han funcionado mejor que otras, en diferentes lugares.</p> | <p>¿Qué medidas han implementado en tu casa?</p> | <p>Enumera y escribe en tu bitácora que medidas han implementado en tu casa para evitar el contagio y cuáles les faltarían y serían importantes, al salir de ella. Explica cómo crees que funcionan esas medidas.</p> <p>Escribir en <i>Mi Diario Científico</i> mis reflexiones de hoy. (¿Aprendí algo nuevo? ¿Cómo cambiaré mi actitud?)</p> |
| 10 | <p>Elaboración de un producto para protección contra el coronavirus.</p> <p>La mayoría de los materiales desechados pueden ser útiles, para elaborar diferentes objetos que nos pueden servir para ahorrar materiales nuevos y evitar generar tanta basura.</p> | <p>¿Puedo reutilizar algún material para protegerme del coronavirus?</p> | <p>Intenta elaborar un protector contra el coronavirus. Sugerencia: careta protectora. Consigue una gorra, aguja capotera, hilo de costura o estambre, tijeras, botellón de plástico de un galón o 4 litros, liso de preferencia. Instrucciones: corta la parte plana del botellón en forma rectangular, que será la protección plástica. Cóselo a la parte de atrás de la gorra. Escribe todo el procedimiento en la bitácora.</p> <p>Escribir en <i>Mi Diario Científico</i> mis reflexiones de hoy. (¿Aprendí algo nuevo? ¿Cómo cambiaré mi actitud?)</p> |

Como se pretendía que los jóvenes no incurrieran en gastos para participar y llevar a cabo las actividades, se les proporcionó los materiales básicos necesarios para el proyecto, los cuales se empaquetaron para ser entregados en un kit a los jóvenes participantes. Los materiales que incluyó el kit fueron los siguientes: Playera, bitácora, pluma, cubrebocas, gorra, tijeras, aguja capotera e hilo de estambre.

Para lograr que los jóvenes realizaran solos el proyecto a distancia, con únicamente un par de asesorías semanales, se diseñó y elaboró un pequeño manual del proyecto para los participantes. Éste constó de una presentación, una descripción del contenido del kit, la explicación de cómo usar la bitácora, el cronograma de actividades, la explicación breve de cada tema abordado, y la despedida.

La bitácora es una herramienta de trabajo en la que se deseaba que los jóvenes realizaran el registro diario de sus avances, descubrimientos o aprendizajes, es decir, debían escribir y registrar todo lo relacionado con su proyecto. La sugerencia fue que desarrollaran la actividad del día y, al final, anotaran sus reflexiones, aprendizajes, dudas, nuevas preguntas, inquietudes, ideas, etc., para que llevaran un excelente registro de su proyecto. Al final del proyecto los jóvenes debían lograr la creación de un artefacto para la protección facial, similar al que se puede observar en la Figura 1, además de un reporte del trabajo realizado por cada día de participación y un video donde explicarían todo lo realizado y aprendido, además de mostrar el producto final.



Figura 1. Ejemplo del protector facial que elaborarían los jóvenes participantes

La siguiente etapa fue tomar participación en el evento “Talento CICY 2020. Estancia de otoño” organizado y coordinado por el departamento de Divulgación. A ellos les correspondió llevar toda la logística, la difusión del evento, el reclutamiento de los jóvenes participantes, la asignación de los mismos a los proyectos participantes, la creación de las sesiones de asesoría mediante la plataforma Blue Jeans, la entrega de los kits de materiales, y la organización de la inauguración y la clausura del evento en la redes sociales de la Institución.

3. Resultados.

La inauguración del evento “Talento CICY 2020. Estancia de otoño”, se llevó a cabo en noviembre 2020 por Facebook Live a través de la página de Facebook del CICY para transmitir en directo el evento a todos los jóvenes participantes, sus familiares, conocidos y público en general. También se presentaron los proyectos y los asesores de los jóvenes. En la Figura 2 se observa una imagen de la presentación en vivo de uno de los asesores de los proyectos participantes.

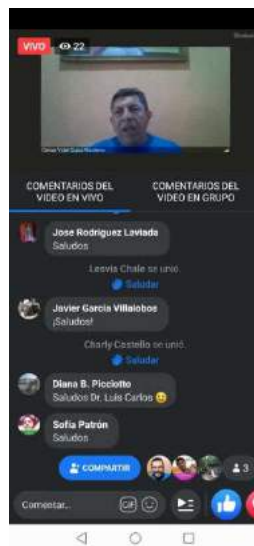


Figura 2. Presentación de uno de los asesores durante la inauguración del evento.

Las sesiones de asesorías se realizaron mediante la plataforma BlueJeans. En la Figura 3 se observa la interacción de los asesores del proyecto Residuos contra Covid-19 una de las jóvenes participantes.



Figura 3. Interacción de una de las jóvenes participantes con sus asesores.

Durante las asesorías se instruyó sobre las actividades a realizar y como llevarlas a cabo, y se aclararon dudas e inquietudes de los jóvenes participantes. Se les motivó a participar con entusiasmo en su proyecto y se les animó a investigar más sobre los temas propuestos. La Figura 4 ejemplifica la interacción de los asesores del proyecto con uno de los participantes para discutir y aclarar dudas sobre el manual de instrucciones para el desarrollo del proyecto previamente proporcionado por correo electrónico al participante.

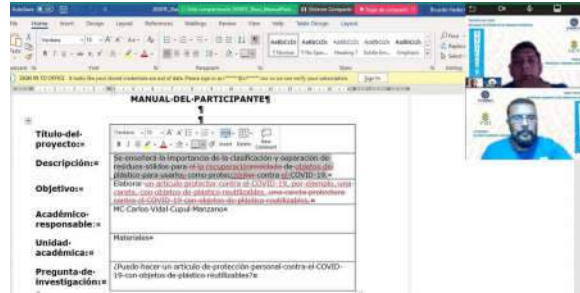


Figura 4. Interacción de los asesores con el participante para discutir el manual de instrucciones.

En esta actividad también se logró involucrar a los padres de familia, que apoyaron a sus hijos en el cumplimiento de las actividades diarias. En la Figura 5 se observa la participación de la madre de uno de los jóvenes participantes que interactúa con los asesores del proyecto de su hija.

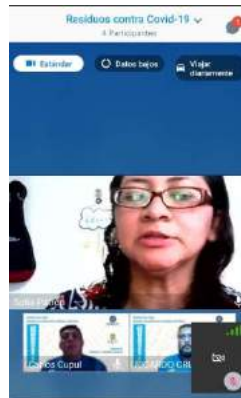


Figura 5. Interacción de la madre de uno de los jóvenes participantes con los asesores del proyecto.

Finalmente, los participantes cumplieron con el objetivo, aprendiendo sobre los temas propuestos y elaborando el artefacto que se tenía previsto en el proyecto. En la Figura 6 se observa a la joven participante mostrando el protector facial que elaboró durante el desarrollo del proyecto.

Para la conclusión del evento, se preparó un video en la que los jóvenes participantes expusieron sus impresiones y los principales aprendizajes logrados durante el desarrollo de su proyecto. El video se presentó durante el evento de clausura transmitido por Facebook Live a través de la página de Facebook del CICY. En la Figura 7 se observa a una joven participante, supervisada por sus asesores, ensayando la presentación del video de su proyecto ("Residuos contra Covid-19").



Figura 6. Joven participante mostrando el protector facial elaborado durante el desarrollo del proyecto “Residuos contra Covid-19”.

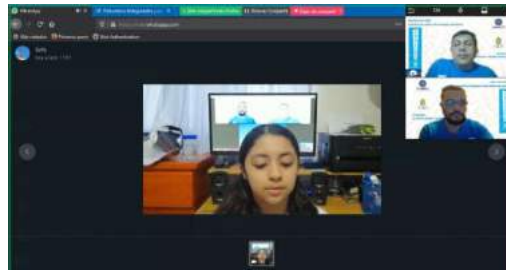


Figura 7. Ensayo de la presentación del video del proyecto “Residuos contra Covid-19”.

4. Conclusiones

Fue factible la concientización, mediante actividades educativas a distancia, de jóvenes estudiantes de nivel secundaria (12 a 14 años) durante la pandemia por Covid-19, sobre la utilidad que pueden tener los residuos sólidos, y en particular los plásticos, en la elaboración de artefactos para la protección facial contra los virus como el Sars-Cov-2. Se logró que los jóvenes, sin el apoyo presencial de los tutores, se mantuvieran ocupados para no sentir angustia o estrés, se divirtieran y aprendieran sobre diversos temas relacionados con los residuos sólidos y el Covid-19.

Agradecimientos

Este trabajo es producto del proyecto iniciativa UMT-2016-0012, “Ciencia, arte y conservación ambiental: desarrollo de estrategias creativas para fomentar el reciclado de materiales mediante la comunicación pública de la ciencia”.

Referencias

- Cupul-Manzano, C. V., Cruz-Estrada, R. H. y Herrera-Martínez, G. (25-28 de abril de 2017). *Manejo de residuos sólidos: Sensibilización y educación en estudiantes de Yucatán, México*. 7° Congreso Interamericano de Residuos Sólidos, Cuenca, Ecuador.
- Cupul-Manzano, C. V., Cruz-Estrada, R. H. y Herrera-Martínez, G. (enero, 2019). Sensibilización a escolares sobre el Manejo de Residuos Sólidos. *Investigación y Desarrollo*. Obtenido desde <https://invdes.com.mx/los-investigadores/sensibilizacion-a-escolares-sobre-el-manejo-de-residuos-solidos/>

PEGADA DE CARBONO ASSOCIADA AO GERENCIAMENTO DO RESÍDUO ORGÂNICO NO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA/BRASIL

Costa, Samara Gonçalves Fernandes da ¹, Lins, Raíssa Barreto ¹, Macieira, Milca Laís da Luz ², Nóbrega, Claudia Coutinho ¹, Carvalho, Monica ², Abrahao, Raphael ²

¹Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil,
claudiacnobrega@gmail.com

²Departamento de Engenharia de Energia Renovável, Universidade Federal da Paraíba, Brasil

Resumo

A principal fração dos resíduos sólidos no Brasil é composta de matéria orgânica, que corresponde a mais de 50%. Em seu processo natural de decomposição são liberados para a atmosfera gases como o dióxido de carbono (CO₂) e o metano (CH₄) que são considerados gases do efeito estufa (GEE) e contribuem para a intensificação do fenômeno de aquecimento global. A Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (Lei nº 12.305/2010) determina que sejam encaminhados ao aterro sanitário apenas o rejeito de forma a reduzir emissões de GEE, gastos financeiros e prolongar a vida útil do aterro sanitário. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar a pegada de carbono do gerenciamento dos resíduos orgânicos (GRO) do município de João Pessoa/PB - Brasil, durante o período de 2019 a 2034. Para isso foram comparados dois cenários, sendo o Cenário 1 (C1) o atual, com disposição em aterro sanitário, e o Cenário 2 (C2) proposto considerando a introdução de tratamento por compostagem como estabelecido no Plano Municipal de Resíduos Sólidos do município. A ferramenta utilizada foi a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), através do software SimaPro 9.1.0.11. O método de avaliação de impacto ambiental foi o IPCC 2013 GWP 100a. Como resultado foi determinado que o GRO apresentou uma diferença de 20% nas emissões entre o C1 e o C2 demonstrando que a introdução do tratamento combinado de compostagem com aterro sanitário foi mais positivo. A quantificação da Pegada de Carbono se mostrou uma importante ferramenta por auxiliar no planejamento de medidas mais efetivas no gerenciamento de resíduos sólidos para que consiga reduzir essas emissões e combater as mudanças climáticas.

Palavras-chave: impacto ambiental, resíduos sólidos, mudanças climáticas, análise de ciclo de vida.

Abstract

The main fraction of solid waste in Brazil is composed of organic matter, which corresponds to more than 50%. In its natural decomposition process, gases such as carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) are released into the atmosphere, which are considered greenhouse gases (GHG) and contribute to the intensification of the phenomenon of global warming. The National Solid Waste Policy - PNRS (Law No. 12,305/2010) determines that only the waste is sent to the landfill in order to reduce GHG emissions, financial expenses and extend the life of the landfill. Given the above, the objective of this study was to quantify the carbon footprint of organic waste management (GRO) in the municipality of João Pessoa/PB - Brazil, during the period 2019 to 2034. For this, two scenarios were compared, namely the Scenario 1 (C1), the current one, with disposal in a landfill, and Scenario 2 (C2) proposed considering the introduction of treatment by composting as established in the Municipal Solid Waste Plan. The tool used was the Life Cycle Assessment (LCA), through the SimaPro 9.1.0.11 software. The environmental impact assessment method was IPCC 2013 GWP 100a. As a result, it was determined that GRO had a 20% difference in emissions between C1 and C2 demonstrating that the introduction of combined composting treatment

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

with landfill was more positive. The quantification of the Carbon Footprint proved to be an important tool for helping to plan more effective measures in solid waste management so that it can reduce these emissions and fight climate change.

Keywords: environmental impact, solid waste, climate change, life cycle analysis.

1. Introdução

No mundo, a fração orgânica representa até 46% do Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e até 64% em países de baixa renda (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017). De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Brasil, a parcela orgânica (restos de alimentos, resíduos de poda e outros materiais putrescíveis) representa, em média, mais de 50% do RSU (BRASIL, 2019).

Embora haja grande potencial de valorização, utilizando práticas de compostagem e análises energéticas, no Brasil a fração orgânica acaba sendo misturada a outros tipos de resíduos e descartada em lixões e aterros sanitários presentes no país.

Apesar de ainda existirem, os lixões já foram proibidos por lei e o uso de aterros sanitários tem sido desestimulado em países desenvolvidos, pois podem gerar diversos impactos socioambientais, riscos à saúde e segurança da população além de perda de recursos naturais como, por exemplo: a produção de chorume, a emissão de poluentes, bem como a necessidade de um local adequado e de vida útil limitada.

No aterro sanitário, o resíduo biodegradável se decompõe e libera gases como dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) na atmosfera (BORBA et al., 2018). Esses gases são considerados de efeito estufa (GEE) e contribuem para a intensificação do fenômeno do aquecimento global, que tem sido uma preocupação mundial nos últimos anos. Kaza et al. (2018) mencionaram que em 2016, as emissões de GEE do setor de gestão de resíduos totalizaram 1,6 bilhão de toneladas de $\text{CO}_2\text{-eq}$, representando 5% das emissões globais. Mesmo após o fechamento, as emissões de GEE continuam a ser emitidas do aterro sanitário ao longo de centenas de anos (LU, QU E HANANDEH, 2020).

Para gerir o setor foi promulgada a Lei nº 12.305/2010 que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010). Essa Lei estabelece a obrigatoriedade de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos com uma ordem de prioridade no gerenciamento para que siga a disposição final, em aterro sanitário, unicamente o rejeito. Assim, deve-se buscar sempre que possível uma destinação adequada como: a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético (BRASIL, 2010).

Nesse contexto, é crescente a preocupação com a temática e a busca por estratégias e ferramentas que auxiliem na compreensão e no controle e/ou redução dos impactos negativos gerados no gerenciamento inadequado de RSU (CHACARTEGUI et al., 2015). Esses impactos ambientais potenciais podem ser quantificados por meio do desenvolvimento de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que quantifica os potenciais impactos ambientais relacionados a um produto ou processo, ao longo do seu ciclo de vida (COELHO e LANGE, 2018).

Diante do exposto, o objetivo do estudo aqui apresentado é aplicar a metodologia ACV para quantificar a pegada de carbono associada ao gerenciamento dos resíduos orgânicos (RO), de origem domiciliar, durante o período 2019-2034, no município de João Pessoa, e comparar o gerenciamento atual com o cenário proposto no plano municipal de resíduos sólidos local.

2. Metodologia

A área de estudo é o município de João Pessoa que está localizado no estado da Paraíba, nordeste do Brasil (Figura 1). Abrange uma superfície de 211 km² e sua população estimada para o ano de 2020 foi de, aproximadamente 817.511 habitantes (IBGE, 2020).

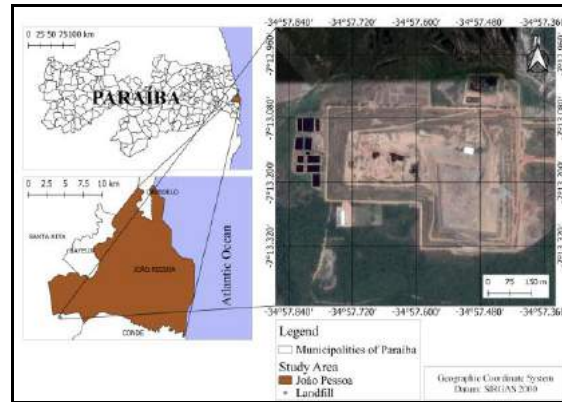


Figura 1. Área de estudo.

A Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (EMLUR) é a responsável pela limpeza urbana do município sendo a coleta regular, foco do estudo, atribuída a empresas terceirizadas. O RO doméstico representa 35% dos RSU gerados no município e é recolhido de forma mista com o auxílio de caminhões compactadores de 16 toneladas (JOÃO PESSOA, 2014).

Os resíduos coletados são encaminhados diretamente para o Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (ASMJP), distante 25 km do centro do município. O sistema do estudo é composto de dois cenários (Figura 2). O cenário 1 (C1) é o atual realizado no município. Para o Cenário 2 (C2) é proposto a inclusão de uma unidade de compostagem para tratamento dos RO de acordo com o Plano Municipal de Resíduos Sólidos (PMRS).

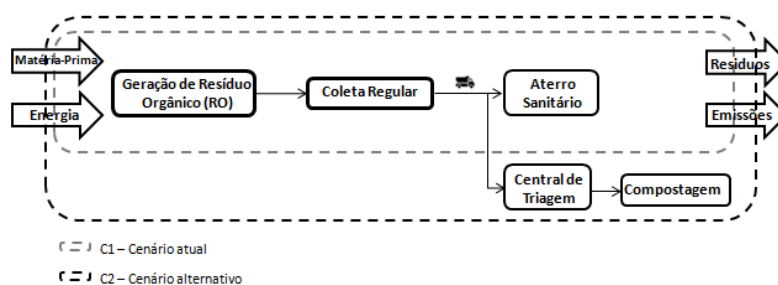


Figura 2. Fronteiras do sistema.

Os dados de geração dos RO foram projetados com base no PMRS (JOÃO PESSOA, 2014), para o período de 2019 a 2034, considerando uma geração per capita 0,94 kg.hab⁻¹.dia⁻¹.

Para quantificar as emissões de CO_{2-eq.} do gerenciamento dos RO foi utilizada a metodologia de ACV, normatizada pela International Organization for Standardization. O software utilizado foi o SimaPro 9.1.0.11, com base de dados o Ecoinvent 3.6 que contém os processos de energia e materiais necessários para a realização da análise e contabilização dos impactos. O método de avaliação do impacto ambiental utilizado foi o Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC 2013 GWP 100a, referente a categoria de mudanças climáticas.

A unidade funcional, que relaciona as entradas e saídas de matéria e energia, é a quantidade de RO, de origem domiciliar, gerados por ano no município durante o período de 2019 a 2034.

Para a elaboração do inventário, foi levado em conta o tipo e a distância do transporte dos RO até o ASMJP, sendo utilizado o transporte rodoviário considerado um caminhão de 7,5-16 toneladas (Ecoinvent, 2019), Transporte, carga, caminhão 7,5-16 toneladas métricas, EURO3. Os processos utilizados da base de dados correspondiam ao Rest-of-the-World (RoW) que é aplicável para todos os países e define o valor médio das atividades, ajustando-se à realidade brasileira. Também foram contabilizados os consumos de energia (kWh.t^{-1}) e água (kg.t^{-1}) associados as instalações (Tabela 1).

Tabela 1. Consumos nas instalações.

| Instalação | Recursos | Consumo |
|--------------------|--------------------------------------|---------|
| Central de Triagem | Água (kg.t^{-1}) | 1.073 |
| | Eletricidade (kWh.t^{-1}) | 45,878 |
| Aterro Sanitário | Água (kg.t^{-1}) | - |
| | Eletricidade (kWh.t^{-1}) | 0,041 |

Fonte: Nóbrega et al (2019)

A interpretação dos resultados foi realizada por meio da quantificação da pegada de carbono ($\text{kg CO}_2\text{-eq}$) ao longo do período estudado.

3. Resultados

A geração de RO apresentou um crescimento anual de 1,92%. Estima-se que o aterro sanitário receberá cerca de 1.911.360,50 toneladas de RO ao longo de todo o período estudado.

O PMGRS de João Pessoa propõe o estabelecimento de metas progressivas para aproveitamento da fração orgânica de 50% até o ano de 2034, com proposta de tratamento por compostagem, desviando o caminho dessa tipologia que seria aterrada e diminuindo as emissões de GEE, bem como preservando a vida útil do aterro sanitário. Entretanto, as ações ainda não foram efetivadas mesmo passados alguns anos da publicação do documento.

Na Tabela 2 são mostradas as quantidades de geração de RO gerados por ano, bem como o fluxo de massa para cada unidade de destinação, de acordo com as metas de porcentagens estabelecidas no PMGRS para cada cenário.

Tabela 2. Fluxo de massa nas unidades e metas estabelecidas no Plano Municipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos do município de João Pessoa.

| Ano | C1 | C2 | | | |
|------|------------|------|-----|----------------------|-----------------|
| | RO (t) | Meta | (%) | Aterro Sanitário (t) | Compostagem (t) |
| 2019 | 103,145.71 | - | - | 103,145.71 | - |
| 2020 | 105,130.95 | | | 105,130.95 | - |
| 2021 | 107,154.40 | | | 107,154.40 | - |
| 2022 | 109,216.80 | | | 109,216.80 | - |

| | | | | | |
|------|------------|---|----|-----------|-----------|
| 2023 | 111,318.89 | 1 | 20 | 89,055.11 | 22,263.78 |
| 2024 | 113,461.44 | | | 90,769.16 | 22,692.29 |
| 2025 | 115,645.23 | | | 92,516.19 | 23,129.05 |
| 2026 | 117,871.05 | | | 94,296.84 | 23,574.21 |
| 2027 | 120,139.71 | 2 | 30 | 84,097.80 | 36,041.91 |
| 2028 | 122,452.04 | | | 85,716.43 | 36,735.61 |
| 2029 | 124,808.87 | | | 87,366.21 | 37,442.66 |
| 2030 | 127,211.06 | | | 89,047.74 | 38,163.32 |
| 2031 | 129,659.49 | 3 | 40 | 77,795.69 | 51,863.80 |
| 2032 | 132,155.04 | | | 79,293.03 | 52,862.02 |
| 2033 | 134,698.63 | | | 80,819.18 | 53,879.45 |
| 2034 | 137,291.17 | 4 | 50 | 68,645.58 | 68,645.58 |

Fonte: adaptado de João Pessoa (2014).

Os resultados indicaram que o sistema de gerenciamento de RO atual (C1) e o proposto (C2) emitirão para atmosfera, $1,19E+09$ e $9,55E+08$ kg de CO_{2eq} , respectivamente, ao longo do período estudado (Figura 3), representando uma redução de 20% nas emissões do C1 para o C2.

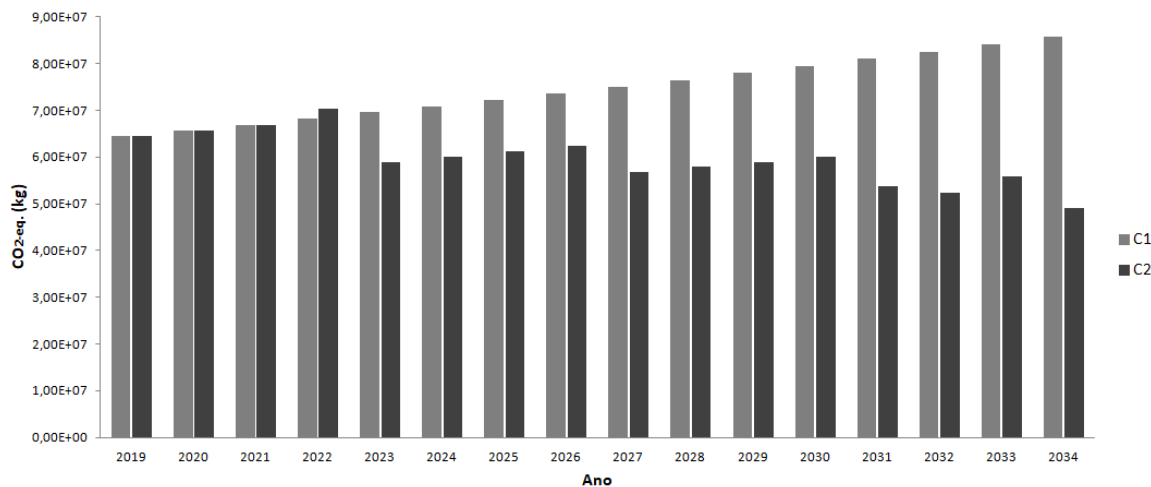


Figura 3. Emissões de kg de CO_{2eq} no período de 2019 a 2034.

4. Discussões

Na Figura 3 é possível observar um aumento anual na produção de emissões de kg de CO_{2eq} . Esse crescimento acompanha a elevação da quantidade de geração anual de RO que são destinados ao ASMJP. Esse dado é preocupante e, mostra a necessidade de medidas para reduzir a geração de resíduos na origem. Quanto maior o volume de resíduos sólidos que chegam ao aterro sanitário, mais rápido essa unidade alcançará seu final de vida útil. Sendo necessários esforços para planejamento e recursos financeiros para viabilizar uma nova unidade de disposição final.

Um gerenciamento de resíduos, adequado e sustentável, deve levar em conta que diferentes tipologias de resíduos requerem um tipo de tratamento ou destino específico. No caso dos RO do município de João

Pessoa, o C2 com o uso combinado de aterro sanitário com a compostagem apresentou-se positivo em relação ao C1, quando analisada sob o enfoque da categoria de mudanças climáticas já que contribuiu para uma redução significativa na emissão de kg de CO₂-eq.

Deve-se aqui ressaltar que a compostagem, também contribui para as emissões de GEE durante o processo. Entretanto, Liu et al. (2019) consideram a compostagem como uma das alternativas mais limpas para gestão dos resíduos orgânicos, pois, contribui para um potencial de aquecimento global relativamente menor do que outros métodos. Além disso, o composto gerado no processo pode ser utilizado em substituição ao uso de produtos químicos sendo mais benéfico ao meio ambiente e a saúde humana.

5. Conclusões

O uso da ferramenta ACV possibilitou avaliar o impacto ambiental advindo da pegada de carbono do gerenciamento dos RO do município de João Pessoa a partir da quantificação das emissões de kg de CO₂-eq. em dois cenários distintos, sendo um o atual e o outro proposto de acordo com o PMGRS local.

É possível observar um aumento da geração de resíduos e nas emissões de kg de CO₂-eq. Esse dado demonstra que é crescente a geração de RO no município e que quanto maior a quantidade de resíduos a ser aterrado maior é a liberação de GEE para a atmosfera, contribuindo negativamente na potencialização do aquecimento global.

A introdução da compostagem em combinação com aterro sanitário no gerenciamento dos RO mostrou-se benéfica, quando analisada na categoria de mudanças climáticas. Entretanto, são necessários maiores estudos que comprovem a viabilidade desse tipo de tratamento, seu custo/benefício em relação a outros tipos de tratamentos, e a eficiência do composto resultante.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro (nº 88882.440985 / 2019-01) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Bolsas de Produtividade em Pesquisa nº 307394 / 2018-2 e 306783 / 2018-5).

6. Referencias

Brasil. (2010). Lei nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial Da União, 1–21. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

Brasil (2019). Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>.

Borba, P.F.S., Martins, E.M., Correa, S.M., Ritter, E. (2018). Green house gas emissions from a landfill in Rio de Janeiro. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. 23, 101-111.

Chacartegui, R., Carvalho, M., Abrahao, R., Becerra, J. (2015). Analysis of a CHP plant in a municipal solid waste landfill in the South of Spain. Applied Thermal Engineering. 91, 706-717.

Coelho, M.G., Lange, L.C., (2018). Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. Resour. Conserv. Recycl. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>

Ellen Macarthur Foundation (2017). Urban biocycles. Disponível em: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/Urban-Biocycles_Ellen-MacArthur-Foundation.pdf.

Ecoinvent database (2019). Disponível em: <http://www.ecoinvent.ch>

IBGE, 2020. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/joaopessoa/panorama> (accessed 05 Nov 2020).

João Pessoa (2014). Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa: Volume I e II. Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>>. (accessed 11 June 2020).

Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Woerden, F.V. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050- Urban Development Series. World Bank Group.

Liu, T., Awasthi, S.K., Duan, Y., Pandey, A., Zhang, Z., Awasthi, M.K., (2019). Current status of global warming potential reduction by cleaner composting. *Energy & Environ.* 0, 1–27. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0958305X19882417>.

LU, H.R., QU, X., HANANDEH, A.E., (2020). Towards a better environment - the municipal organic waste management in Brisbane: Environmental life cycle and cost perspective. *J. of Cleaner Prod.* 258, 120756. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120756>

Nóbrega, C. C. et al (2019). Avaliação do ciclo de vida da coleta seletiva de papel e papelão no núcleo do Bessa, município de João Pessoa (PB), Brasil. *Eng Sanit Ambient*, v.24, n.5, 87.



LA COMPOSTAJE DE RESÍDUOS VERDES EN UNA INSTITUCIÓN DE ENSINO EN NORDESTE DE BRAZIL

Almeida Filho, Tarcísio Luiz Matos¹; Sarmento, Flávia Maria Alencar²; Mendes, Khalil Grisi Velôso³; Quaresma, Igor do Nascimento⁴; Nóbrega, Claudia Coutinho⁵; Soares, Leonardo Vieira⁶

¹ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, tarcisio.lui@academico.ufpb.br

² Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, flavia.alencar@academico.ufpb.br

³ Alumno del curso de Ingeniería Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, khalilgrisi98@gmail.com

⁴ Estudiante de doctorado en el posgrado en Ingeniería Civil y Ambiental (PPGECAM), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, igor_nq@hotmail.com

⁵ Profesor del Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, claudiacnobrega@gmail.com

⁶ Profesor del Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, leonardo.soares@academico.ufpb.br

Resumen

La Compostaje es el proceso natural de transformación de materia orgánica en húmus a partir de su decomposición en ambiente aeróbico o anaeróbico. La Universidade Federal da Paraíba/UFPB, ubicada en João Pessoa – Paraíba/Brasil, cuenta con 12 unidades de compostaje distribuidos por todo el Campus I de la UFPB, totalizando un volumen aproximado de 1662 m³, donde se composte el residuo verde, de barrido de caminos, edificaciones y residuos de poda. Esta investigación tuvo como objetivo reciclar los micro y macronutrientes presentes en el material destinado al compostaje, a partir de la transformación de residuos verdes en compost orgánico. El Sistema de Compostaje trajo beneficios ambientales a la sociedad, ya que dejó de embolsar y enviar basura al vertedero municipal, aumentando su vida útil. Además, la población y las instituciones públicas y privadas, así como la propia UFPB, ahora tienen acceso gratuito a fertilizantes orgánicos de calidad. Se realizaron 58 donaciones correspondientes a un volumen estimado de 135 m³ de abono orgánico. Con esta práctica, la UFPB obtuvo beneficios económicos, ya que ahorró al no enviar residuos orgánicos al relleno sanitario, así como en la compra de fertilizante para sus jardines, ya que empezó a producirse internamente, además de ahorrar bolsas plásticas y recolección. El proyecto también utiliza la red social Instagram (@compostagem_ufpb) para difundir material de educación ambiental digital sobre el tema del compostaje. El material tuvo una buena acogida por parte del público, alcanzando una tasa de engagement del 10%, índice calculado por el número medio de interacciones por publicación dividido por el número de seguidores del perfil, que, según SEBRAE (2019), se considera un satisfactorio valor por encima del 6%.

Abstract

Composting is the natural process of transforming organic matter into humus from its decomposition in an aerobic or anaerobic environment. The Federal University of Paraíba/UFPB, located in João Pessoa – Paraíba/Brazil, has 12 composters distributed across Campus I, totaling an approximate volume of 1662 m³. This research had as its objective to recycle the micro and macronutrients present in the material destined for composting, starting from the transformation of green waste into organic compost. The Composting System brought environmental benefits to society, as it stopped bagging and sending waste to the municipal landfill, increasing its useful life. In addition, the population and public and private institutions, as well as the UFPB itself, now have free access to quality organic fertilizers. 58 donations were made corresponding to an estimated volume of 135 m³ of organic fertilizer. With this practice, UFPB obtained economic benefits, as it saved by not sending organic waste to the sanitary landfill, as well as in the purchase of fertilizer for its gardens, as it began to be produced internally, in addition to saving plastic bags and collection. The project also uses the Instagram social network (@compostagem_ufpb) to disseminate digital environmental education material on the topic of composting. The material had a good reception from the public, reaching an engagement rate of 10%, an index calculated by the average number of interactions per publication divided by the number of followers of the profile, which, according to SEBRAE (2019), is considered a satisfactory value above 6%.

Memorias del IX Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos: hacia un mundo sin residuos
20–24 de septiembre de 2021, Panamá.

1662m³, where burlap (green waste) obtained from sweeping ways, built-up areas, and residues from pruning are composted. This research aimed to recycle micro and macronutrients present in the material destined for composters, from the transformation of green waste into organic compost. The Composting System brought environmental benefits to society, as it stopped bagging and sending burlap to the landfill, increasing its useful life. In addition, the population and public and private institutions, such as UFPB itself, now have free access to a quality organic fertilizer. There were 58 donations, corresponding to a volume of 135 m³ of organic compost. With this practice, UFPB obtained economic benefits, as it saved by not sending organic waste to the landfill anymore, as well as in the purchase of fertilizer for its gardens, as this started to be produced internally, in addition to saving plastic bags and collection. The project also uses the Instagram social network (@compostagem_ufpb) to disseminate digital environmental education material on the subject of composting. The material was well received by the public, reaching a 10% engagement rate, an index calculated by the average number of interactions per publication divided by the number of followers of the profile, which, according to SEBRAE (2019), a value above 6% is considered satisfactory.

Palabras clave/Keywords: Resíduos Verdes/Green Waste, Gestão de Resíduos/Waste Management, Educação Ambiental/Environmental Education.

1. Introducción

En 2018, Brasil generó aproximadamente 80 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU), con una generación promedio de 379 kg / habitante / año. Del total generado, 92%, fueran recogidos y 59,5% de los residuos recogidos se dispone en vertederos, mientras que el 40,5% se envía a botaderos (ABRELPE, 2019).

Los RSU depositados en vertederos están compuestos por un 51,4% de residuos orgánicos (IPEA, 2012). Sin embargo, de acuerdo con la Política Nacional Brasileña de Residuos Sólidos - PNRS (Ley N ° 12.305 / 2010), solo los residuos deben eliminarse en un relleno sanitario, mientras que los residuos sólidos, como los orgánicos, deben eliminarse de manera ambientalmente adecuada, como reutilización, reciclaje, compostaje, valorización y aprovechamiento energético de residuos sólidos (BRASIL, 2010). Por lo tanto, de acuerdo con este escenario, no es posible afirmar que la disposición de los residuos orgánicos generados en Brasil sea ambientalmente adecuada.

Según el PNRS, el compostaje es una de las formas de disposición ambientalmente adecuada de residuos orgánicos. Esta gestión sostenible, además de cumplir con la ley, proporciona un aumento en la vida útil de los rellenos sanitarios, ya que más de la mitad de los residuos destinados a estas ubicaciones son orgánicos. Sin embargo, solo el 1,6% de los residuos orgánicos generados en Brasil se envía a plantas de compostaje (IPEA, 2012).

El compostaje es un método biológico sostenible utilizado por la humanidad para tratar los residuos desde la antigüedad (KIEHL, 1985; PIRES, 2011; COSTA et al., 2015; FRANCISCO, 2015), es un proceso natural de descomposición realizado por microorganismos (IBGE, 2007; CHALUPPE, 2013; CARVALHO, 2015). Su principal producto es un compuesto orgánico rico en macronutrientes, como nitrógeno, fósforo y potasio, y micronutrientes (RUPANI et al., 2018). Este compost se puede aplicar en la producción agrícola, como huertos comunitarios y urbanos, así como en huertos y plantas que necesitan fertilizantes, reduciendo el uso de insumos químicos sintéticos.

En este contexto, la Universidade Federal de Paraíba (UFPB), ubicada en la ciudad de João Pessoa-PB, tiene 14 fragmentos de Mata Atlántica, y por eso hay una gran producción de residuos orgánicos de origen vegetal, la hojarasca (CGA, 2020). Además, los fragmentos de Mata Atlántica aumentan la necesidad de una eliminación ambientalmente adecuada de los desechos orgánicos generados dentro de la UFPB. Así, esa investigación tuvo como objetivo reciclar los micro y macronutrientes presentes en

el material destinado a los compostadores, a partir de la transformación de residuos verdes en compost orgánico.

2. Metodología

Los fragmentos de bosque dentro del campus I de la UFPB (Figura 1) son los responsables de depositar una gran cantidad de hojas, ramas, frutos y flores (arpillera) en los caminos y áreas edificadas de la institución. Este material es barrido y transportado diariamente por agentes de limpieza a unidad de compostaje más cercano, donde se realiza una separación manual entre los residuos verdes y reciclables y luego la deposición de la basura, que pasará por el proceso de compostaje anaeróbico y, al cabo de 14 meses, se habrá transformado en abono orgánico. Las unidades de compostaje son grandes áreas rodeadas de láminas de aluminio o paneles de yeso, en contacto con el suelo (Figura 2). Actualmente, existen 12 unidades distribuidas por el campus, con capacidades que van desde los 48 m³ hasta los 318 m³.



Figura 1. Universidade Federal da Paraíba – UFPB



Figura 2. Unidad de Compostaje 05 - Centro de Tecnologia, UFPB

Para gestionar el Sistema de Compostaje UFPB, la institución cuenta con el proyecto de ampliación "Desarrollo Sostenible a través del Compostaje en la UFPB y en las Comunidades", que se encarga del seguimiento periódico de los compostadores, donaciones de compost orgánico y producción de material educativo digital ambiental relacionado con el proyecto. Para medir la capacidad de producción de compost orgánico del sistema, se realizó una comparación entre el volumen llenado de compostadores entre noviembre de 2018 y septiembre de 2020, obtenido al multiplicar el volumen porcentual llenado en cada fecha por el volumen total de cada compostador. Una vez encontrados estos valores, se realizó la estimación de la capacidad de producción anual a partir de la Ecuación 1, donde: P = Producción anual (m³); V2 = Suma de los volúmenes llenados de cada compostador en septiembre de

2020 (m³); V₁ = Suma de los volúmenes llenados de cada compostador en noviembre de 2018 (m³); D = Suma de los volúmenes donados durante este período (m³).

$$P = (V_2 - V_1 + D) \cdot \frac{12}{22} \quad (1)$$

Se realizan donaciones de abono orgánico a Particulares (P.F.) y Entidades Legales (P.J.) que pretendan utilizarlo para fertilización, producción de sustrato o recuperación de áreas degradadas. Para obtener el recinto es necesario completar un formulario en el que se indique el nombre completo (PF), la razón social (PJ), la dirección residencial (PF), el área de operación (PJ), las actividades que realiza la institución (PJ), la cantidad de compost deseada, el propósito de adquirir el abono orgánico, además de enviar fotos del lugar donde se aplicará el material. Luego de la aprobación del equipo, se fijará el día, la hora y la unidad de compostaje en el que se retirará el compost, acompañado de un miembro del equipo o agente de limpieza de la UFPB. Después de retirar el fertilizante, se solicita el envío de fotos de la aplicación, para que el contenido sea documentado y difundido por el proyecto, en Instagram (@compostagem_ufpb).

Debido a las dificultades impuestas por la pandemia COVID-19 en 2020, el proyecto de compostaje tuvo que adaptarse a su naturaleza remota, por lo que la producción de material digital para la educación ambiental se convirtió en una de las principales actividades. El material se produce en forma de carteles, folletos y videos utilizando la plataforma Canva, abordando temas relacionados con el compostaje y el sistema en funcionamiento en la UFPB. La divulgación se realizó semanalmente a través del perfil del proyecto en la red social Instagram: “@compostagem_ufpb”. Para evaluar el grado de implicación pública se utilizó la tasa de engagement, índice calculado por el número medio de interacciones (me gusta y comentarios) por publicación dividido por el número de seguidores del perfil (SEBRAE, 2019).

3. Resultados y Discusión

El Sistema de Compostaje resultó en beneficios ambientales, sociales y económicos para la UFPB y la sociedad de la ciudad de João Pessoa. El principal tema ambiental abordado fue el tratamiento adecuado de los residuos orgánicos y el aumento de la vida útil de Vertedero Metropolitano de João Pessoa (ASMJP). Para la universidad, dejó de embolsar y enviar la basura al vertedero, reduciendo los costos de este proceso y supliendo la necesidad de fertilizante para los jardines del Campus I. Para la sociedad, la población y las instituciones ahora tienen acceso gratuito a fertilizantes de calidad.

Debido a la pandemia de COVID-19, solo fue posible realizar un único seguimiento de las unidades de compostaje, el cual se llevó a cabo el 27 de noviembre de 2020. Esto atestiguó la necesidad de limpieza en 4 unidades, debido a la presencia de materiales inapropiados (residuos inorgánicos), que no pudieron realizarse debido a la reducción de personal en el momento de la pandemia. En las otras unidades, la tasa de material inorgánico presente en el compost estuvo dentro de los estándares. En cuanto a la estructura de los recintos, algunos se encontraban sin rótulos o con paredes dañadas. Se constató que una de las unidades (08) había sido desmantelada para su posterior reubicación, lo que no ocurrió.

Mediante la ecuación 1 se obtuvo la estimación de la capacidad de producción anual de compost orgánico en la institución. Los valores de V₂, V₁ y D fueron 1356,45 m³, 846,6 m³ y 314 m³, respectivamente. El resultado de la estimación fue de aproximadamente 440 m³/año.

Se realizaron 58 donaciones de compost entre los meses de julio y diciembre de 2020, totalizando aproximadamente 135 m³ de fertilizante donado. De estos, 05 donaciones fueron a instituciones públicas, entre los que se encuentran el Departamento de Educación y Cultura de João Pessoa, Centro Pessoaense de Educação LTDA, Ayuntamiento de João Pessoa, Hospital Metropolitano Dom José Maria Pires y el Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología de Paraíba (IFPB) - Campus Cabedelo. El fertilizante donado se distribuyó en 21 barrios de la ciudad de João Pessoa, además de las ciudades de Cabedelo, Conde y Santa Rita.

Para ayudar a los solicitantes con respecto a la cantidad necesaria de fertilizante para un área determinada, se desarrolló un programa para el sistema operativo Windows llamado "Fertilizer Calculator", que calcula el volumen necesario de fertilizante, en litros, para cubrir una superficie con una capa de 5 cm de altura, a partir del tamaño informado del área donde se aplicará el compost. Para ayudar a los solicitantes que no pueden dimensionar el área, el programa ayuda a encontrar este valor a partir de formas geométricas conocidas (círculo, rectángulo, triángulo y diamante) y las dimensiones reales informadas.

Contemplando temas como "Lixiviados", "Tipos de compostaje", "¿Qué es el compostaje?", "Compostaje doméstico", entre otros, se produjeron 29 publicaciones en formato de imágenes y 1 video de carácter educativo, publicados en la red social Instagram @compostagem_ufpb. El material fue bien recibido por el público, alcanzando una tasa de participación del 10%.

El abono orgánico producido en la universidad también se utilizó para recuperar áreas verdes degradadas en el Campus I. Dado que todos los centros tenían áreas de suelo erosionado, la acción consistió en mantener la hojarasca, aplicar una capa de fertilizante y, posteriormente, plantar césped, para que el suelo de estas áreas se recuperara y enriqueciera nutricionalmente. En algunos lugares, como el Complejo Deportivo de la Universidad, las hojas ya cubren todo el suelo en las áreas en las que se trabaja. A esto se suma la aplicación de abono y posterior siembra de césped en el Centro de Ciencias Humanas, Letras y Artes (CCHLA) del Campus I de la UFPB.

Se elaboró el "Manual de Compostaje", un documento que contiene información educativa sobre qué es el compostaje, su importancia, el ciclo de la materia orgánica, los factores que influyen en el proceso de compostaje (temperatura, aireación, humedad y relación C/N) y cómo llevarlo a cabo el compostaje doméstico, indicando los materiales que se pueden o no utilizar y cómo suministrar el compostador. Además, el documento explica cómo se realiza el compostaje en la UFPB y las atribuciones del proyecto, además de presentar un mapa de distribución de donaciones (Figura 3), mostrando a qué barrios de João Pessoa ya se ha donado el fertilizante.

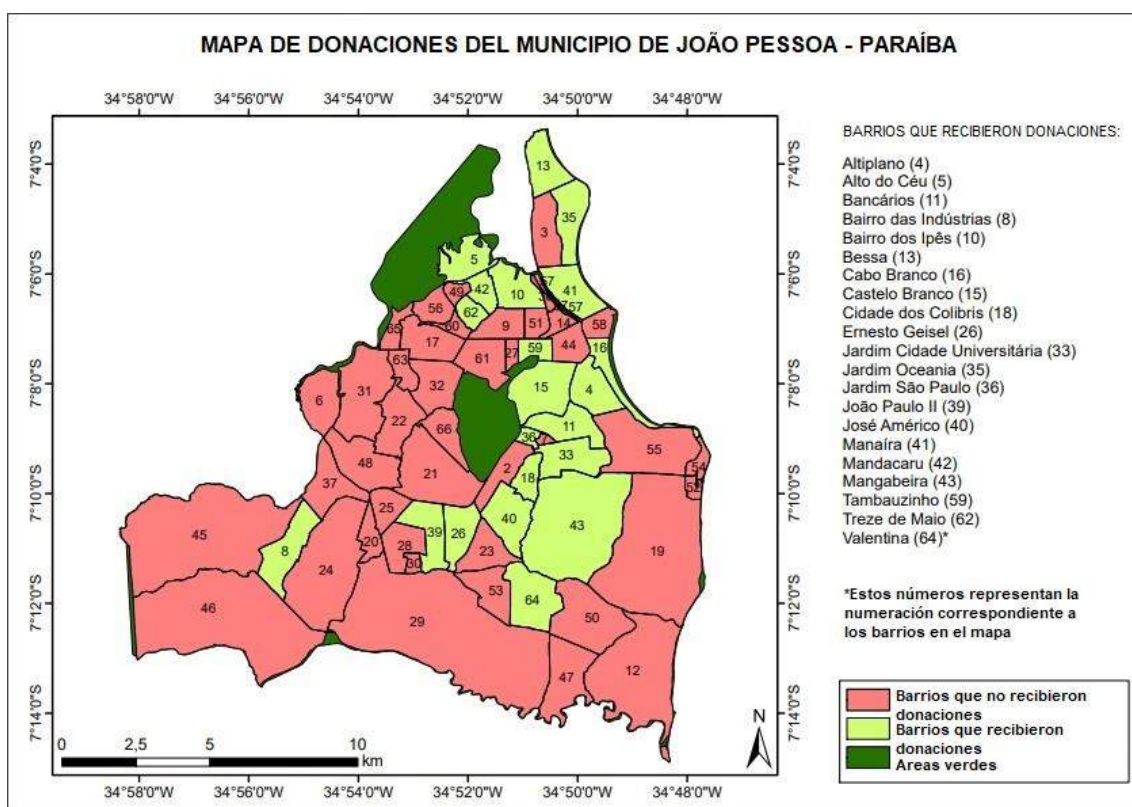


Figura 3. Plan de donaciones por Barrios en la Ciudad de João Pessoa/Paraíba - Brasil

4. Conclusiones

El Sistema de Compostaje UFPB cumple con lo propuesto en la Política Nacional de Residuos Sólidos - PNRS (Ley Federal N. 12305/2010) destinando toda la basura orgânica producida en la institución a compostaje. El abono orgánico producido es utilizado por particulares y empresas de la ciudad de João Pessoa, así como para la fertilización y recuperación de áreas degradadas del Campus I de la UFPB. Además, el proyecto de extensión asociado al Sistema de Compostaje produjo y difundió contenidos de educación ambiental y organizó la logística de donaciones de fertilizantes, divulgada en el perfil de la red social Instagram (@compostagem_ufpb).

5. Referencias

ABRELPE — Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2019). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo: ABRELPE. Obtenido desde <https://abrelpe.org.br/panorama/>

Brasil, Presidência da República. Casa Civil. (2010a). Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010a. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Obtenido desde http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

CGA – COMISSÃO DE GESTÃO AMBIENTAL. (2020). Compostagem. Obtenido desde <https://www.ufpb.br/cga/contents/menu/programas/compostagem>.

Costa, A. R. S.; Ximenes, T. C. F.; Ximenes A. F.; Beltrame, L. C. (2015). O processo da compostagem e seu potencial na reciclagem de residuos orgânicos. Revista GEAMA, v.1, n.2.

Francisco, P. (2015). Compostagem Biotecnológica Acelerada para a Produção da Ração ou Adubo a Partir de Resíduo de Lixo Verde. 99 f. Dissertação – Universidade Federal da Bahia. Instituto de Ciências da Saúde. Bahia.

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012). Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos: Relatório de Pesquisa. Brasília, DF: Governo Federal, 2012. Obtenido desde http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf

Kiehl, E. J. (1985). Fertilizantes Orgânicos. Piracicaba. Editora Cere.

Pires, A. B. (2011). Análise de Viabilidade Econômica de um Sistema de Compostagem Acelerada para Resíduos Sólidos Urbanos. 65 f. Trabalho de Conclusão de Graduação – Faculdade de Engenharia e Arquitetura – Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo.

Rupani, P. F.; Embrandiri, A.; Ibrahim, M. H.; gholea, V.; Lees, C.T.; Abraspour, M (2018). Effects of different vermicompost extracts of palm oil mill effluente and palm-pressed fiber mixture on seed germination of mung bean and its relative toxicity. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, p. 35805–35810, 2018. Obtenido desde <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1875-8>

SEBRAE/BA, Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas Bahia (2019). Como usar o Instagram para empresas. Obtenido desde <https://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/UFs/PE/Anexos/como-usar-Instagram-para-empresas.pdf>