

ECONOMÍA CIRCULAR COMO ESTRATEGIA DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS



ECONOMÍA CIRCULAR COMO ESTRATEGIA DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS

Economía Circular como Estrategia de Valorización de Residuos

Dra. Lorena De Medina Salas, Dra. María del Consuelo Mañón Salas
(Compiladoras)

Coordinación Editorial y Cuidado de la Edición:

Dra. María del Consuelo Mañón Salas
Dra. Lorena De Medina Salas
Dra. María del Consuelo Hernández Berriel

Diseño de Portada:

Dra. María del Consuelo Mañón Salas

D.R. © 2026, María del Consuelo Mañón Salas

MASC720109HA8

Molcajete 44, Hacienda de las Fuentes,
San Andrés Ocotlan, 52227, Calimaya, Estado de México
consuelomanon@gmail.com
editor@eners.com.mx
www.eners.com.mx

D.R. © 2026, de las características de la presente edición:

María del Consuelo Mañón Salas
Libro electrónico / Formato: PDF
481 páginas, 13.8 MB

Primera Edición digital octubre 2026

ISBN: [978-607-XXXX-XX-X]

Hecho en México

ECONOMÍA CIRCULAR COMO ESTRATEGIA DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS

Se prohíbe la reproducción total o parcial de la presente obra, así como su comunicación pública, divulgación o transmisión mediante cualquier sistema o método electrónico o mecánico (incluyendo el fotocopiado, la grabación o cualquier sistema de recuperación y almacenamiento de información), sin la autorización previa y por escrito de los autores, salvo para uso académico citando debidamente la fuente.

El contenido técnico, las opiniones expresadas y el rigor metodológico de cada capítulo son responsabilidad exclusiva de sus respectivos autores y no reflejan necesariamente la postura del editor.

Esta obra fue dictaminada mediante el sistema de pares ciegos externos.

PRIMERA EDICIÓN 2026

PREFACIO

La transición global hacia modelos de desarrollo sostenible ha dejado de ser una opción teórica para convertirse en una urgencia de carácter técnico, económico y ambiental. En este contexto, el paradigma de la Economía Circular surge como la alternativa científica más robusta frente al obsoleto modelo lineal de "extraer, producir, usar y desechar". Al centrar sus esfuerzos en el rediseño de procesos, el cierre de ciclos de materiales y la optimización termodinámica, la economía circular propone una reconfiguración sistémica donde los residuos dejan de ser un pasivo ambiental y se transforman en elementos de valorización energética y material.

La presente obra, titulada ***Economía Circular como Estrategia de Valorización de Residuos***, surge como una respuesta colectiva y de vanguardia ante estos desafíos. Este volumen consolida cincuenta y nueve artículos de investigaciones originales, estructurados rigurosamente bajo el método científico (IMRyD), que aportan datos cuantitativos, metodologías experimentales y análisis de viabilidad técnica aplicados a diversos entornos de México.

Para facilitar una lectura lógica, sistémica y progresiva del estado del arte en la materia, los 59 trabajos de investigación se articularon en ocho ejes temáticos, estructurados en cuatro macrosecciones críticas:

Sección I: Marco Normativo y diagnóstico de residuos. Agrupa investigaciones acerca de Políticas públicas, tendencias y normatividad ambiental (eje 1) además de Estudios de caracterización de residuos (eje 8). Aquí se sientan las bases de la obra mediante el análisis de las políticas públicas, las tendencias de la normatividad ambiental y los estudios detallados de caracterización que determinan qué se produce, cuánto se produce y bajo qué reglas opera la sociedad.

Sección II: Logística y Evaluación del Ciclo de Vida. Integra trabajos sobre la Recolección de residuos, Análisis de ciclo de vida y el manejo de los residuos (eje 6 y 7), enfocándose en la eficiencia operativa de los flujos de recolección de residuos y en la rigurosidad científica del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para cuantificar los impactos ambientales reales desde la cuna hasta la tumba de los productos.

Sección III: Innovación Tecnológica y Confinamiento Seguro. Reúne temas sobre Tecnologías para el manejo y la valorización de residuos así como su Disposición final (eje 2 y 5), constituye uno de los pilares del núcleo técnico de la obra. En este apartado se presentan desarrollos sobre procesos biológicos, mecánicos y térmicos para la valorización de materiales, así como las mejores prácticas para la disposición final y la mitigación de impactos en rellenos sanitarios.

Sección IV: Gobernanza, Educación y Aplicación Social. Vincula trabajos acerca de Educación ambiental y participación ciudadana, Estudios de caso y experiencias comunitarias (eje 3 y 4), reconociendo que la tecnología es insuficiente sin el factor humano. Se examinan estrategias de educación ambiental, la participación de la ciudadanía y diversos estudios de caso donde las experiencias comunitarias demuestran la viabilidad real de la economía circular en el territorio

No omitiendo mencionar que el trabajo de edición de este libro es el resultado de colaboración de miembros de Instituciones de Educación Superior, Universidades y Centros de Investigación, quienes participaron, ya sea en el proceso de evaluación y revisión, o como autores, dedicando su valioso tiempo para contribuir a este trabajo de calidad.

María del Consuelo Mañon Salas, en su carácter de entidad editora y comprometida con la divulgación de la ciencia aplicada, presenta con orgullo esta compilación. Con la certeza de que este texto se convertirá en una referencia obligada para investigadores, estudiantes de ingeniería, tomadores de decisiones y profesionales del área de residuos. Cada página aquí contenida demuestra que la valorización de los residuos no es solo una meta ambiental, sino la estrategia científica definitiva para asegurar el futuro de nuestros recursos.

México, 2026.

Comité Editorial y de Arbitraje Técnico (Revisión por pares)

- **Dra. Lorena De Medina Salas**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Alethia Vázquez Morillas**, *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*
- **Dra. Ana Belem Piña Guzmán**, *Instituto Politécnico Nacional*
- **Dra. Arely Areanely Cruz Salas**, *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*
- **Dra. Beatriz Adriana Venegas Sahagún**, *Universidad de Guadalajara*
- **Dra. Betzabé Mora Murrieta**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Brenda Acevedo Juárez**, *Universidad de Guadalajara*
- **Dr. Eduardo Castillo González**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Frixia Galán Méndez**, *Universidad Veracruzana*
- **Dr. Gerardo Bernache Pérez**, *Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS)-Unidad Regional Occidente*
- **Dra. Gloria Inés González López**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Irma Robles Gutiérrez**, *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica*
- **Dra. María del Consuelo Hernández Berriel**, *TecNM-Instituto Tecnológico de Toluca*
- **Dra. María del Consuelo Mañón Salas**, *TecNM-Instituto Tecnológico de Toluca, México*
- **Dra. María Yolanda Leonor Ordaz Guillén**, *Instituto Politécnico Nacional*
- **Dra. Maribel Velasco Pérez**, *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*
- **Dr. Mario Rafael Giraldi Díaz**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Nadia Angélica Cruz Vázquez**, *Universidad Veracruzana*
- **Dra. Rosa María Espinosa Valdemar**, *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*
- **Dra. Samantha Eugenia Cruz Sotelo**, *Universidad Autónoma de Baja California*
- **Dra. Sara Ojeda Benítez**, *Universidad Autónoma de Baja California*
- **Dra. Sylvie Jeanne Turpin Marion**, *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*

INDICE

Contenido

INTRODUCCIÓN	1
SECCIÓN I. MARCO NORMATIVO Y DIAGNÓSTICO DE RESIDUOS	2
I.1 Áreas Naturales Protegidas en el Estado de México y localización de sitios de disposición final: conflictos socioambientales y normativos	4
I.2 Conflictos socioambientales en la gestión de residuos en México: una aproximación exploratoria.....	13
I.3 De la normatividad a la acción: políticas de sostenibilidad para la gestión de pilas usadas en el Centro Universitario de la Ciénega.....	21
I.4 Las políticas de “Buenos Aires” en la gestión de residuos	30
I.5 Modelo de la Fuente Generadora de Residuos Sólidos. Aplicación a las viviendas de la Zona Metropolitana de Oaxaca.....	37
I.6 Análisis del manejo de residuos del mercado Prohogar de la Alcaldía Azcapotzalco....	46
I.7 Composición de residuos sólidos urbanos en una estación de transferencia de una alcaldía rural de la Ciudad de México.	55
I.8 Análisis de la composición de residuos sólidos urbanos en la estación de transferencia Coyoacán, Ciudad de México.....	63
I.9 Caracterización fisicoquímica de los Residuos Sólidos Urbanos en la estación de transferencia de Milpa Alta, Ciudad de México.....	70
I.10 Generación y composición de residuos en el municipio Naranjos, Amatlán, Veracruz.	78
I.11 Evaluación de la presencia de littering en espacios abiertos de la Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco.....	87
I.12 Generación, composición y valorización de los residuos en el Mercado San Gregorio Atlapulco, Xochimilco.	96
I.13 Generación y composición de residuos sólidos en tres instituciones educativas de nivel superior.	104
I.14 Composición de los residuos textiles de domicilios de la Ciudad de México.	112
I.15 Características fisicoquímicas de los residuos de fondas de comida de la alcaldía Xochimilco.	119
I.16 Caracterización de residuos sólidos urbanos en la Dirección General de Investigaciones de la Universidad Veracruzana.....	127

I.17 Caracterización fisicoquímica de residuos sólidos urbanos generados en mercados de la Ciudad de México y su potencial de valorización.	135
I.18 Evaluación de la concentración y características de microplásticos en agua de la presa Madín.	142
I.19 Caracterización de residuos higiénicos en dos ciudades: Acapulco de Juárez y Cuetzalan del Progreso.	149
I.20 Cuantificación y clasificación del desperdicio de alimentos de tres estaciones de transferencia de la Ciudad de México (CDMX).	156
I.21 Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos con potencial reciclable en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma.	164
I.22 Clasificación de microplásticos en el suelo colindante de la Presa Endhó.	171
1.23 Evaluación de residuos de frutas, verduras y pasta de soya como matriz sólida para procesos de valorización biotecnológica.	179
Conclusiones y perspectivas futuras.	187
SECCIÓN II: LOGÍSTICA Y EVALUACIÓN DEL CICLO DE VIDA.	188
II.1 Estudio de generación de residuos de café en la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco.	189
II.2 Análisis de microplásticos en playas del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca.	197
II.3 Actualización del análisis de la presencia de residuos marinos en México: tendencias derivadas de la Limpieza Costera Internacional (2019–2025).	205
II.4 Análisis de ciclo de vida de escenarios de gestión de residuos con mayor circularidad en América Latina y el Caribe.	214
Conclusiones y perspectivas futuras.	223
SECCIÓN III: INNOVACIÓN TECNOLÓGICA Y CONFINAMIENTO SEGURO.	224
III.1 Composteo de colillas de cigarro de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco.	225
III.2 Manejo integral de residuos sólidos en la construcción de una subestación eléctrica.	235
III.3 Evaluación del efecto de diferentes concentraciones de té de composta elaborado con y sin aireación, mediante bioensayos en tres especies vegetales.	242
III.4 Análisis de calidad de lombricomposta generada con residuos de cafetería de la UAM-Azcapotzalco.	251
III.5 Del extintor al suelo: valorización del polvo químico seco como aditivo para composta.	261
III. 6 Operación del centro de compostaje de la Universidad Autónoma de Baja California, Unidad Otay.	269

III.7 Biosecado de residuos de alimentos y de jardinería en pila.	276
III.8 Adsorción de azul de metileno utilizando residuos orgánicos.	285
III.9 Caracterización fisicoquímica y sensorial de harina de cáscara de plátano roatán maduro (Musa paradisiaca).....	294
III. 10 Evaluación de las condiciones para la hidrólisis térmica del pseudotallo de plátano mediante diseño experimental para su uso en digestión anaerobia.	300
III.11 Identificación y Cuantificación de Sitios de Disposición Clandestina de RCD mediante el uso de VANT y SIG: Una Solución de Bajo Costo para Municipios en economías emergentes.	306
III.12 Propuesta metodológica sobre el composteo de cadáveres de mascotas como estrategia de valorización orgánica en sistemas urbanos.....	314
III.13 Cinética de microorganismos en composta y lombricomposta.	323
III.14 Evaluación metodológica de la extracción de microplásticos en lixiviados procedentes de rellenos sanitarios.	332
III.15 Integración preliminar de criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos para la localización de un relleno sanitario regional mediante sistemas de información geográfica.	341
III.16 Clausura del tiradero a cielo abierto “Las Matas” en Veracruz, México: aciertos, retos y utopías.....	352
Conclusiones y perspectivas futuras.....	361
SECCIÓN IV: GOBERNANZA, EDUCACIÓN Y APLICACIÓN SOCIAL	362
IV.1 Formación de capacidades en gestión de residuos sólidos urbanos en México: evolución y aportes del Diplomado en Opciones Sustentables y Solidarias.....	363
IV.2 Análisis de la producción científica en México sobre microplásticos en la última década.	372
IV.3 Microplásticos de Acolchados Agrícolas: Impacto Ambiental, Edáfico, Económico y en la Salud Humana.	381
IV.4 Ciencia ciudadana y educación ambiental en la gestión de residuos: experiencia del Composta Club de la UAM Lerma.....	390
IV.5 Remoción de microplásticos con un coagulante natural en agua de tintorería.	400
IV.6 Hacia una gestión sostenible de residuos sólidos: Estrategias de educación ambiental y mecanismos de participación ciudadana para el fortalecimiento de redes colaborativas en México.....	408
IV.7 Evaluación de la composta obtenida a partir de estiércol de gallina.....	414
IV.8 Generación y composición de residuos sólidos urbanos en eventos sociales en San Francisco Acuautila.	421

IV.9 Análisis de la gestión de residuos sólidos urbanos en 3 municipios de la región Valles de Jalisco.	429
IV.10 Identificación de zonas con riesgo potencial de contaminación de agua por disposición no controlada de residuos sólidos urbanos en Atizapán, Estado de México.	438
IV.11 Efecto de la aplicación de composta y bocashi en suelos urbanos.....	445
IV.12 Análisis de fitotoxicidad de la composta de la UAM Azcapotzalco.....	454
IV.13 Centros de Transferencia de Residuos en México: evaluación de la ubicación y operatividad en Coatepec, Veracruz.	462
IV.14 Determinación de microplásticos en tres muestras de sedimentos de la Presa Madín.....	471
Conclusiones y perspectivas futuras.....	480

INTRODUCCIÓN

La generación acelerada de residuos sólidos y la presión sostenida sobre los recursos naturales constituyen dos de los desafíos socioambientales más complejos del siglo XXI. El modelo económico lineal tradicional, basado en la extracción, producción, consumo y descarte, ha demostrado su insostenibilidad al saturar las capacidades de absorción de los ecosistemas globales.

Para cumplir con la Agenda 2030 de sostenibilidad, es necesario transicionar hacia el modelo de economía circular (EC). Este enfoque reemplaza el concepto de "final de vida útil" por el uso de materiales reciclables, reutilizables y la recuperación de energía para crear nuevos productos. Con esto se reduce el uso de materias primas vírgenes y la generación de contaminantes, incluidos los residuos.

Minimizar los impactos negativos de los residuos exige mejorar su manejo integral. Para que esta gestión sea verdaderamente integral y contribuya a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), deben incorporarse tratamientos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, para identificar los tratamientos más adecuados para su gestión, se requieren herramientas de evaluación precisas. Ante este panorama, la economía circular emerge no solo como una alternativa conceptual, sino como una estrategia operativa indispensable para articular el desarrollo económico con la preservación ecológica, transformando los residuos de pasivos ambientales a vectores de valorización y nuevos recursos.

Este libro, titulado ***Economía Circular como Estrategia de Valorización de Residuos***, consolida un esfuerzo editorial e institucional sin precedentes al reunir 57 artículos de investigación científica rigurosamente arbitrados por pares. A través de estas páginas, académicos, tecnólogos y especialistas ofrecen un diagnóstico multidisciplinario y proponen soluciones tangibles orientadas a cerrar los ciclos de vida de los materiales. La riqueza de esta obra radica en su diversidad metodológica, abarcando desde análisis de políticas públicas y desarrollos tecnológicos de punta, hasta diagnósticos de campo en comunidades locales.

Se invita a la comunidad académica, estudiantes, tomadores de decisiones y profesionales del sector ambiental a explorar este compendio no como capítulos aislados, sino como un mapa interconectado de soluciones. Confiamos que la evidencia científica aquí vertida sirva de catalizador para nuevas líneas de investigación, inspire políticas públicas más robustas y fomente prácticas operativas que aceleren la transición definitiva hacia un futuro circular y sostenible.

SECCIÓN I. MARCO NORMATIVO Y DIAGNÓSTICO DE RESIDUOS

Introducción

La gestión integral y la disposición final de los residuos sólidos urbanos y peligrosos constituyen uno de los desafíos ambientales, territoriales y de salud pública más críticos para las sociedades contemporáneas. Más allá de ser un problema estrictamente técnico o de ingeniería, la acumulación y el manejo deficiente de los residuos, que van desde los residuos sólidos urbanos hasta componentes de alta toxicidad como los residuos peligrosos, funcionan como un espejo de las asimetrías del desarrollo urbano e industrial. Cuando el flujo de los residuos supera la capacidad de las instituciones, la gestión de residuos deja de ser un proceso logístico neutral y se convierte en un factor generador de profundas desigualdades socioespaciales y conflictos socioambientales.

Desde la perspectiva de la justicia ambiental, la distribución de las cargas y los beneficios asociados al metabolismo de las ciudades es inherentemente desigual. Históricamente, las zonas periurbanas, las comunidades rurales y los barrios populares o vulnerables han asumido los costos ambientales y los impactos negativos de la infraestructura de confinamiento, mientras que los beneficios del consumo se concentran en los núcleos urbanos o en los sectores de mayor ingreso. Esta distribución desigual se manifiesta de diversas formas: a gran escala, a través de la presencia crítica de Sitios de Disposición Final (SDF) en corredores metropolitanos o en zonas decretadas para la conservación ecológica, como ocurre con el desarrollo clandestino de tiraderos a cielo abierto en Áreas Naturales Protegidas (ANP) del Estado de México.

Frente a este panorama, el marco normativo juega un papel transcendental: debido a que está diseñado para prevenir la degradación, pero con frecuencia sus propias deficiencias estructurales agudizan el problema. En México, existen instrumentos legales fundamentales, como la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) y la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA). Coexisten con obstáculos como: la falta de coordinación entre los distintos niveles de gobierno, la escasez de tribunales ambientales especializados y la exclusión de la ciudadanía en la toma de decisiones. Estas debilidades institucionales perpetúan un vacío donde las normativas vigentes y las Normas Oficiales Mexicanas no logran traducirse en una protección efectiva de los ecosistemas ni de las poblaciones vulnerables.

Para romper esta inercia, se vuelve indispensable el desarrollo de diagnósticos locales y sectoriales orientados a transformar los lineamientos teóricos de las leyes en políticas de sustentabilidad concretas. Los cuales no solo deben identificar los patrones territoriales de los grandes conflictos socioambientales, sino también caracterizar los hábitos de consumo, uso y desecho a nivel comunitario e institucional. Un ejemplo de esto son los esfuerzos en el ámbito universitario para modelar la gestión interna de residuos de manejo especial, como las pilas con metales pesados, donde el desconocimiento de los centros de acopio y la insuficiente infraestructura institucional a menudo perpetúan prácticas inadecuadas de disposición a pesar de la existencia de regulaciones específicas.

La correcta gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) representa uno de los desafíos ambientales y logísticos más importantes para las urbes contemporáneas. Para diseñar políticas públicas eficaces y optimizar los sistemas de transferencia o disposición final, es fundamental contar con datos precisos sobre el origen, volumen, composición y comportamiento físico-químico de los residuos.

Los trabajos técnicos que son presentados ofrecen un panorama detallado y actual sobre la caracterización de residuos en distintas regiones de México. A través de metodologías de muestreo,

análisis de peso volumétrico y modelos de flujo, estos estudios evalúan desde el comportamiento de separación en los hogares y mercados públicos, hasta la eficiencia operativa de las estaciones de transferencia bajo esquemas de recolección diferenciada.

Bajo estas premisas, esta sección aborda, en primer lugar, el entramado de leyes, normas y políticas públicas que regulan el flujo de los recursos y los residuos en la región. En segundo lugar, presenta un diagnóstico situacional que visibiliza los conflictos derivados de la disposición final y la injusticia ambiental, sentando las bases teóricas y empíricas necesarias para robustecer la toma de decisiones hacia un modelo de economía circular y equidad territorial.

I.1 Áreas Naturales Protegidas en el Estado de México y localización de sitios de disposición final: conflictos socioambientales y normativos

Susana Monserrat Morales Frias*
María del Consuelo Mañón Salas*
María del Consuelo Hernández Berriel*
Fredy Cuellar Robles*
Nicolás Flores Álamo*

Resumen

La disposición final de residuos sólidos urbanos representa uno de los desafíos ambientales más críticos para las regiones metropolitanas. El Estado de México (EdoMex), con 16.9 millones de habitantes y 97 Áreas Naturales Protegidas (ANP) que cubren el 43.91% de su territorio, enfrenta una problemática particular: la ubicación de sitios de disposición final (SDF) en zonas decretadas para la conservación ecológica. Este trabajo tiene como objetivo analizar la relación entre las ANP y la localización de SDF en el EdoMex, mediante un análisis geoespacial y la caracterización de las controversias socioambientales derivadas de dicha coincidencia territorial. Para ello, se realizó una revisión sistemática de documentación oficial, producción académica y un análisis de correlación espacial.

Los resultados identificaron seis SDF dentro de los límites formales de ANP del EdoMex o en sus zonas de influencia, un caso crítico es el Parque Nacional Nevado de Toluca, que alberga cuatro SDF. Desde el enfoque de la justicia ambiental, esta coincidencia territorial constituye una manifestación de exclusión social y distribución desigual de las cargas ambientales, donde comunidades rurales y periurbanas soportan impactos negativos, mientras los beneficios se concentran en centros urbanos. Se concluye que la protección efectiva de las ANP frente a la disposición de residuos sigue siendo deficiente debido a obstáculos estructurales: superposición normativa, falta de coordinación gubernamental, inexistencia de tribunales ambientales especializados y exclusión ciudadana en la toma de decisiones.

Palabras Clave: *áreas naturales, sitios de disposición final, impactos ambientales, normatividad.*

*Tecnológico Nacional de México Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Col. Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149
E-mail: fcuellarr@toluca.tecmn.mx

1. Introducción

El manejo integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) constituye una de las problemáticas ambientales y de salud pública más apremiantes en los países en desarrollo [1]. A nivel internacional, diversos estudios han documentado la tendencia a localizar infraestructuras ambientalmente riesgosas, como los sitios de disposición final (SDF), en zonas de alto valor ecológico o en áreas habitadas por poblaciones marginadas, fenómeno conocido como "justicia ambiental" o "racismo ambiental" [2]. Casos emblemáticos ilustran esta dinámica como lo fue Estados Unidos, las protestas por la ubicación del relleno sanitario de Warren County en Carolina del Norte en 1980, marcaron el nacimiento del movimiento de justicia ambiental, al evidenciar cómo una comunidad predominantemente afroamericana era elegida para albergar suelo contaminado a pesar de las objeciones ciudadanas sobre la idoneidad geológica del sitio [3]. En Ghana, el relleno sanitario de Siiriyiri en la región Upper West ha generado una prolongada resistencia comunitaria debido a las externalidades ambientales negativas y los riesgos para la salud de la población local [4]. Ambos casos evidencian que el patrón de localización de infraestructuras de disposición final en zonas vulnerables no es un fenómeno aislado, sino una tendencia documentada a nivel global.

México, con una generación diaria superior a las 100,000 toneladas de RSU, enfrenta el desafío de disponer estos residuos en condiciones adecuadas y ambientalmente seguras [1]. El Estado de México (EdoMex), como la entidad federativa con mayor población del país, aproximadamente 16.9 millones de habitantes, según el INEGI [5], concentra una situación incoherente: la necesidad de infraestructura para la disposición final de residuos y, simultáneamente, la presencia de 97 Áreas Naturales Protegidas (ANP), convirtiéndolo en el estado con mayor número de ANP a nivel nacional, cubriendo aproximadamente el 43.91% de su territorio [6].

En el marco de la justicia ambiental, este fenómeno no se interpreta únicamente como una falla técnica, sino como una violación a derechos humanos fundamentales, donde las consecuencias de la contaminación recaen desproporcionadamente sobre las comunidades más vulnerables [7]. En el EdoMex, este patrón se reproduce con particular intensidad en el corredor metropolitano que conecta la Ciudad de México con el Valle de Toluca, donde las ANP como el Parque Nacional Nevado de Toluca, el Parque Nacional Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla comúnmente conocido como "La Marquesa" y diversas áreas de conservación ecológica estatal coexisten con infraestructura de disposición final de residuos [6].

La NOM-083-SEMARNAT-2003 establece las 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 [8]. En cuanto a la selección del sitio, la norma define restricciones para evitar la instalación en zonas ambientalmente sensibles, entendiendo como tales aquellas áreas que presentan vulnerabilidad en sensibilidad hidrológica, geológica y geomorfológica, referida a zonas con presencia de fallas geológicas, fracturas, cavernas, zonas de recarga de acuíferos o áreas con pendientes pronunciadas, así como sensibilidad ecológica y social, que incluye la ubicación dentro de ANP, salvo que el programa de manejo lo contemple expresamente, así como la distancia mínima de 500m respecto a zonas habitacionales en localidades mayores a 2,500 habitantes [8]. No obstante, la evidencia histórica sugiere que estos criterios no siempre se cumplen en la práctica.

Estudios realizados en el Valle de Toluca han documentado que, a pesar de contar con un marco normativo formalmente robusto, la selección de sitios de disposición final ha ignorado parcial o totalmente las restricciones establecidas, particularmente en lo que respecta a la proximidad a cuerpos de agua y a zonas de recarga de acuíferos [9]. Esta situación genera tensiones territoriales y riesgos para los ecosistemas, como se evidencia en el caso del Parque Nacional Nevado de Toluca, donde

rellenos sanitarios activos operan dentro de zonas de amortiguamiento del ANP a pesar de la prohibición explícita establecida en la normativa [6].

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo examinar la relación entre las ANP y la localización de los SDF en el EdoMex, empleando un análisis geoespacial apoyado en Sistemas de Información Geográfica (SIG) y las controversias socioambientales derivadas de dichas ubicaciones, proponiendo lineamientos para la resolución de problemáticas desde el ordenamiento ecológico territorial y el paradigma de la justicia ambiental.

2. Metodología

El presente trabajo se desarrolla bajo un enfoque de investigación mixta, de tipo cualitativa con componentes cuantitativos de análisis espacial, orientado a la identificación, caracterización y un examen crítico de las controversias socioambientales derivadas de la coincidencia territorial entre infraestructuras de disposición final de RSU y ANP en el EdoMex. El diseño metodológico se estructuró en cuatro fases secuenciales las cuales se describen a continuación:

2.1 Fase I: Revisión sistemática y análisis documental

Se realizó una revisión sistemática de dos categorías de documentos: por un lado, fuentes de carácter oficial; por el otro, producción científica sujeta a arbitraje. La consulta se orientó a los siguientes materiales:

- a) Declaratorias de ANP de competencia federal y estatal publicadas en el Diario Oficial de la Federación y en la Gaceta del Gobierno del EdoMex;
- b) Programas de manejo de las ANP identificadas como afectadas;
- c) Prontuario de ANP del EdoMex, administrado por la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF) [10];
- d) Inventario Estatal de Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos Urbanos [12];
- e) Literatura especializada nacional e internacional, priorizando estudios sobre localización de rellenos sanitarios, justicia ambiental y evaluación de impactos acumulativos.

2.2 Fase II: Análisis de la información geoespacial

Se elaboró una base de datos georreferenciada utilizando el software QGIS versión 3.16 [11], con el sistema de coordenadas de referencia WGS84 (EPSG:4326) para la visualización general y UTM zona 14N (EPSG:32614), a fin de garantizar la precisión de los análisis espaciales.

La información recopilada incluyó las siguientes capas temáticas:

- a) Capas vectoriales con los polígonos oficiales de Áreas Naturales Protegidas de competencia federal y estatal del EdoMex, obtenidas del visor cartográfico de la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF) y de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Estas capas se trabajaron a escala 1:50,000, resolución espacial considerada adecuada para el análisis regional de coincidencia territorial entre ANP e infraestructura de disposición de residuos.
- b) Capa vectorial con la localización de los sitios de disposición final, extraída del Inventario Estatal de la Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible del Estado de México [13]. La posición de cada sitio fue verificada mediante imágenes satelitales de alta resolución disponibles en Google Earth (DigitalGlobe, 2022), con una precisión geoespacial estimada de ± 5 m.

El procedimiento de análisis geoespacial para la Generación de zonas de influencia (buffer) se realizó mediante la aplicación de la herramienta Buffer (Análisis vectorial → Herramientas de geoprosesamiento → Buffer) para delimitar un área de influencia de 5 km a partir del límite exterior de cada sitio. La elección de este radio se fundamenta en la literatura especializada, que establece que los impactos por emisiones atmosféricas (partículas suspendidas, compuestos orgánicos volátiles) y la migración de lixiviados pueden extenderse hasta esta distancia en función de las condiciones hidrogeológicas y meteorológicas locales [15]. Esta distancia supera el criterio normativo de 500 m establecido en la NOM-083-SEMARNAT-2003 para la exclusión de zonas habitacionales [8], adoptando un enfoque precautorio que permite identificar afectaciones potenciales a una escala territorial más amplia. Posterior se realizó una operación de intersección entre la capa de buffers de 5 km y la capa de polígonos de ANP, lo que permitió identificar qué SDF se ubican dentro de los límites formales de alguna ANP o en su zona de influencia.

Los resultados se plasmaron en un mapa temático a escala 1:250,000, utilizando una simbología diferenciada por categoría de ANP (federal/estatal), SDF y tipo de coincidencia, dentro del polígono/en zona de amortiguamiento. La composición final de los mapas incluyó elementos de referenciación espacial, coordenadas y una leyenda que facilitara la interpretación de los hallazgos.

Limitaciones del procesamiento geográfico

El análisis geoespacial presenta las siguientes limitaciones que deben considerarse para la reproducibilidad y la interpretación de los resultados:

- a) la escala de trabajo (1:50,000 para capas base) implica que los límites de ANP y SDF pueden presentar desplazamientos de hasta 25 m respecto a la realidad en campo, lo cual es aceptable para un análisis regional pero no para estudios de detalle;
- b) la información sobre la ubicación precisa de los SDF proviene de fuentes secundarias (inventario estatal), por lo que no se realizó verificación en campo;
- c) el buffer de 5 km es un criterio de afectación potencial basado en la literatura, pero su aplicación puede sobrestimar o subestimar impactos reales dependiendo de las condiciones específicas de cada sitio (tipo de residuos, manejo de lixiviados, condiciones meteorológicas).

Estas limitaciones no invalidan los hallazgos, pero deben ser consideradas al interpretar los resultados y al extrapolarlos a otros contextos.

2.3 Fase III: Análisis normativo y de justicia ambiental

Se realizó un análisis de la normatividad aplicable a ANP como: la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 [8], el Código para la Biodiversidad del EdoMex, así como disposiciones aplicables de la CEPANAF.

Se identificaron y clasificaron las violaciones a derechos humanos derivadas de la ubicación de rellenos en ANP del EdoMex, utilizando la matriz analítica de la Recomendación 018/2020 de la Comisión Estatal de Derechos Humanos de Jalisco [11] adaptada al contexto mexiquense, a partir del marco de justicia ambiental propuesto por Tello Gálvez [7].

2.4 Fase IV: Triangulación y síntesis interpretativa de la información

La información proveniente del análisis normativo fue sometida a un proceso de triangulación metodológica. Los hallazgos cartográficos se contrastaron con los registros documentales y normativos, posteriormente se interpretaron a la luz del marco teórico de justicia ambiental.

Permitiendo la identificación de patrones de localización entre los que destaca la alta concentración de SDF en el polígono y las zonas de amortiguamiento del Parque Nacional Nevado de Toluca. Además detectaron vacíos de información significativa, como la ausencia de programas de manejo publicados para la mayoría de las ANP del EdoMex [6]. Los resultados se organizaron en cuadros resumen y mapas de localización, posteriormente se compararon con hallazgos documentados en investigaciones nacionales e internacionales sobre casos análogos.

3. Resultados y discusión

3.1 Identificación y caracterización de Sitios de Disposición Final en ANP

El análisis de coincidencia territorial y la revisión documental permitieron identificar seis sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) ubicados dentro de los límites formales de ANP del EdoMex o en su zona de influencia. La Tabla 1 sintetiza las características de estos sitios, evidenciando una situación contradictoria, si se considera que el EdoMex es la entidad federativa con el mayor número de ANP a nivel nacional (97). Moreno-Barajas [6] documentan en su estudio que solo el 10% de estas áreas cuenta con Programa de Manejo publicado.

Tabla 1. Sitios de disposición final en Áreas Naturales Protegidas del EdoMex

Nombre del sitio	Municipio(s)	ANP afectada	Estatus operativo	Capacidad estimada (ton/día)
Relleno Sanitario "El Socavón"	Temascaltepec	Parque Nacional Nevado de Toluca (zona de amortiguamiento)	Clausurado (2009)	120
Relleno Sanitario "La Cieneguilla"	Xonacatlan	Área de Protección de Recursos Naturales "Cumbres del Nevado"	Activo parcial	800
Sitio de disposición "San Miguel"	Almoloya de Juárez	Parque Nacional Nevado de Toluca (dentro del polígono)	Clausurado (2015)	85
Centro Integral de Residuos Regional	Zinacantepec	Parque Nacional Nevado de Toluca (zona de amortiguamiento)	Activo	950
Sitio de disposición "El Capulín"	Ocoyoacac	Parque Nacional Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla (La Marquesa)	Clausurado (2010)	200
Relleno Sanitario "Las Ánimas"	Tlalnepantla	Área de Protección de Flora y Fauna "Sierra de Guadalupe"	Activo parcial	400

Fuente: Elaborado con base en SMA (2019), declaratorias de ANP y análisis cartográfico.

La ubicación de los seis SDF respecto a los límites de las ANP se sustenta en las siguientes fuentes documentales: el Inventario Estatal de Sitios de Disposición Final [13], que documenta la existencia y ubicación de los sitios; las declaratorias oficiales de las ANP, que establecen los municipios comprendidos en sus polígonos; y los Programas de Manejo publicados, que detallan la zonificación de las áreas de conservación [6][8]. La Tabla 1 integra información documental con los datos de cada sitio; evidencia que el sitio "San Miguel" (Almoloya de Juárez) se ubica dentro del polígono del Parque Nacional Nevado de Toluca, lo que constituye una violación a la normativa que prohíbe actividades de disposición final en el interior de las ANP [6].

Los restantes cinco sitios se localizan en zonas de amortiguamiento de las respectivas. La distribución espacial de los SDF identificados dentro de ANP del EdoMex se presenta en la Figura 1, el mapa permite visualizar la coincidencia territorial entre estos sitios registrados y los límites oficiales de las ANP estatales y federales, evidenciando que esta problemática no se concentra en una sola región, sino que se encuentra dispersa en distintos municipios de la entidad. El mapa de localización presentado así como los formato SHP generados en el proyecto QGIS para este estudio, constituyen la evidencia geoespacial que sustenta la coincidencia territorial entre los SDF y los límites de las ANP.

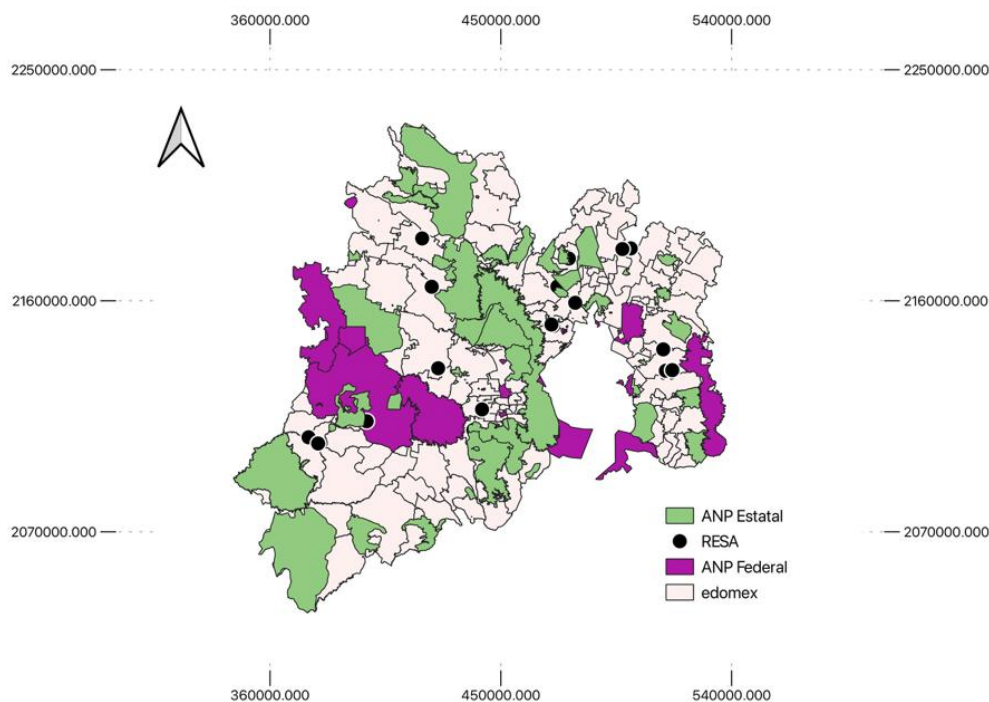


Figura 1. Ubicación de las Áreas Naturales protegidas del EDOMEX

3.2 Evaluación de la aptitud territorial en el contexto del Nevado de Toluca

Como referencia metodológica de la literatura, Delgado et al. [14] desarrollaron una metodología multicriterio que identificó tres factores restrictivos para la localización de rellenos sanitarios:

- a) proximidad a cuerpos de agua superficial (zona de exclusión de 500 m);
- b) profundidad del manto freático (requisito mínimo de 3 m entre la base del relleno y el nivel freático máximo);

c) pendiente del terreno (no apta >20%). Dicha metodología, originalmente aplicada en la Cuenca del Lago de Cuitzeo, resulta transferible al análisis de la aptitud territorial en el piedemonte del Nevado de Toluca.

A partir del análisis propio de los autores sobre las condiciones topográficas de los SDF identificados, se observa que las zonas de pie de monte donde se ubican los rellenos activos presentan pendientes entre 8% y 15%, valores técnicamente aceptables según los criterios de Delgado et al. [14]. Sin embargo, como hallazgo del presente estudio, se determina que estos sitios incumplen el criterio de distancia mínima a ANP cuando estas se consideran como zonas de exclusión absoluta, una condición que la metodología de Delgado et al., no contemplaba al no haber sido diseñada específicamente para contextos de superposición con ANP.

3.3 Impactos ambientales y violaciones al marco de justicia ambiental

El análisis integrado de la evidencia disponible permite identificar cuatro categorías de impactos y afectaciones asociadas a la ubicación de rellenos sanitarios en ANP del EdoMex, los cuales se analizan a la luz del marco de justicia ambiental propuesto por Tello Gálvez [7].

3.3.1 Contaminación de acuíferos y cuerpos de agua superficial

En los SDF se generan lixiviados con alta carga contaminante, resultado de la descomposición anaerobia de los residuos orgánicos [14]. En zonas volcánicas como la Sierra del Nevado, la alta permeabilidad de los suelos de origen ígneo facilita la infiltración de estos contaminantes hacia los acuíferos subterráneos. Un estudio de la Comisión Nacional del Agua [16], detectó en pozos cercanos al relleno "La Cieneguilla" concentraciones de nitratos, demanda química de oxígeno y coliformes fecales por encima de los límites permisibles establecidos en la normatividad mexicana para agua potable [16]. Esta situación constituye una violación al derecho humano al agua y a un ambiente sano, en los términos del artículo 4° constitucional y del artículo 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales [18].

3.3.2 Fragmentación del hábitat y afectación a especies de conservación prioritaria

Las ANP del EdoMex albergan especies endémicas y amenazadas en proceso de extinción como el zacatuche o conejo de los volcanes. La operación de los SDF con su constante flujo de vehículos de transporte de residuos, generación de ruido, emisiones odoríferas y presencia de fauna nociva altera los patrones de comportamiento y distribución de estas especies, reduciendo el área efectiva de hábitat disponible y fragmentando corredores biológicos [14].

3.3.3 Escenario de injusticia ambiental

Derivado de la triangulación entre los resultados geoespaciales y el marco teórico de la justicia ambiental, se concluye que la localización de infraestructuras de disposición final de residuos sólidos urbanos en ANP del EdoMex no responde a una casualidad territorial, sino que obedece a procesos estructurales de exclusión social y distribución asimétrica de las cargas ambientales, tal como lo plantea el paradigma de la justicia ambiental [7].

Como antecedentes documentados en la literatura que respaldan esta interpretación: Bullard [2] documentó inicialmente este patrón en el contexto estadounidense, evidenciando cómo las comunidades afroamericanas y de bajos ingresos eran desproporcionadamente afectadas por la ubicación de infraestructuras ambientalmente riesgosas. Posteriormente, casos como Warren County en Estados Unidos [3] y Siiriyiri en Ghana [4] han replicado este hallazgo en distintos contextos geográficos y culturales. El aporte del presente estudio consiste en evidenciar que el EdoMex presenta

una expresión particularmente aguda de este patrón, debido a la paradoja que representa ser la entidad con mayor número de ANP a nivel nacional y, simultáneamente, albergar SDF en sus polígonos o zonas de amortiguamiento [6].

En el caso concreto del Parque Nacional Nevado de Toluca, las comunidades aledañas, mayoritariamente rurales o periurbanas, soportan desproporcionadamente los impactos negativos derivados de la operación de los SDF como contaminación de cuerpos de agua superficial y subterránea, emisiones odoríferas y de partículas suspendidas, riesgos a la salud y desvalorización del territorio. Por el contrario, los beneficios asociados a estos sitios se concentran en localidades distintas a las que sufren las externalidades negativas. Esta asimetría constituye una violación a los principios de prevención, precaución y acceso a la justicia ambiental, tal como han sido establecidos por la Corte Interamericana de Derechos Humanos en la Opinión Consultiva OC-23/17 [18].

Tello Gálvez [7] identifica cinco obstáculos estructurales que perpetúan la injusticia ambiental en la gestión de residuos en México: superposición normativa y falta de coordinación efectiva entre los tres órdenes de gobierno; la poca existencia de autoridades especializadas en materia ambiental en México; la falta de actualización de instrumentos normativos clave como la NOM-083-SEMARNAT-2003 [8], vigente desde 2004; la insuficiencia de recursos humanos y financieros para labores de inspección y vigilancia; la sistemática exclusión de las comunidades afectadas en los procesos de toma de decisiones sobre la localización y operación de la infraestructura de disposición final.

A partir del análisis propio de los autores, se confirma que estos cinco obstáculos son plenamente aplicables al contexto del EdoMex. Como hallazgo original del presente estudio, se determina que la combinación de estos obstáculos, particularmente la ausencia de Programas de Manejo actualizados para la mayoría de las ANP y la falta de coordinación intergubernamental, explica por qué, a pesar de contar con un marco normativo ambiental formalmente robusto que incluye la LGEEPA, la LGPGIR y el Código para la Biodiversidad del Estado de México, la protección efectiva de las ANP frente a la disposición de residuos sigue siendo deficiente [6].

4. Conclusiones

A partir de los hallazgos obtenidos en el presente estudio, se concluye que la localización de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos dentro de las Áreas Naturales Protegidas del Estado de México responde, en gran medida, a fallas estructurales en la planificación territorial, así como a procesos históricos de exclusión social que han concentrado sistemáticamente las externalidades negativas de la disposición de residuos en las comunidades más vulnerables y en los ecosistemas de mayor valor ecológico. Esta situación se ve agravada por la reducida coordinación entre los tres órdenes de gobierno y por la exclusión sistemática de las comunidades afectadas en los procesos de toma de decisiones, factores que perpetúan un escenario de injusticia ambiental exhibiendo una distribución asimétrica de cargas y beneficio siendo las comunidades aledañas a estos sitios las que soportan la contaminación de agua, riesgos a la salud, desvalorización del territorio, mientras que los beneficios de la disposición final se concentran en los centros urbanos generadores de residuos.

5. Referencias

- [1]SEMARNAT. (2017). *Residuos Sólidos Urbanos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- [2]Bullard, R. D. (1990). *Dumping in Dixie: Race, class, and environmental quality*. Westview Press.
- [3]Miranda, M. L. (2024). Finding My Way to Environmental Justice Work. *Environmental Justice*, 17(6), e438-e445. DOI: 10.1089/env.2022.0029

- [4]Kansanga, M. M., Ahmed, A., & Kuusaana, E. D. (2020). Of waste facility siting and relational geographies of place. *Land Use Policy*, 96, 104674. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104674
- [5]INEGI. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- [6]Moreno-Barajas, R., Talavera-Garduño, K., Rivera-Morales, S., & Hernández-Ramírez, N. (2019). Evaluación de la situación actual de las Áreas Naturales Protegidas del Estado de México. *Universidad Autónoma del Estado de México*, 113-129.
- [7]Tello Gálvez, R. G. (2020). *Gestión y Justicia Ambiental desde la perspectiva de derechos humanos de los rellenos sanitarios en México* (Tesis de maestría). ITESO, Tlaquepaque, Jalisco.
- [8]SEMARNAT. (2004). *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.
- [9]Rodríguez Salinas, M., & Rebollar Platas, S. (2009). Evaluación de la contaminación por lixiviados en el Valle de Toluca. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(4), 211-223.
- [10]Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna [CEPANAF] *Áreas Naturales Protegidas*. Gobierno del Estado de México. de <https://cepanaf.edomex.gob.mx/>
- [11]QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System (Version 3.16)*. Open Source Geospatial Foundation.
- [12]Comisión Estatal de Derechos Humanos de Jalisco (CEDHJ). (2020). *Recomendación 018/2020*. Guadalajara, Jalisco.
- [13]Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México (SEDEMA). (2019). *Inventario Estatal de Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos Urbanos*. Gobierno del Estado de México.
- [14]Delgado, O. B., Mendoza, M., Granados, E. L., & Geneletti, D. (2008). Analysis of land suitability for the siting of inter-municipal landfills in the Cuitzeo Lake Basin, Mexico. *Waste Management*, 28(7), 1137-1146. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.04.007
- [15]Mor, S., Ravindra, K., De Visscher, A., Dahiya, R. P., & Chandra, A. (2006). Assessment of groundwater pollution from landfills in India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3), 331-346.
- [16]Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2016). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle de Toluca (1501), Estado de México*. Diario Oficial de la Federación.
- [17]Secretaría de Salud. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua.* Diario Oficial de la Federación.
- [18]Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos [Const.]. (1917). Artículo 4° [Título I, Capítulo I]. Diario Oficial de la Federación [DOF] (México)

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el otorgamiento de la beca nacional para estudios de Posgrado, y al laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental (LIIA) del TecNM / ITToluca por su apoyo para la realización de esta investigación.

I.2 Conflictos socioambientales en la gestión de residuos en México: una aproximación exploratoria

Beatriz Adriana Venegas Sahagún*

Nancy Merary Jiménez Martínez**

Resumen

La deficiente gestión de residuos en México ha ocasionado casos de injusticia ambiental que derivan en conflictos socioambientales. En este trabajo se presenta una exploración analítica de los casos de injusticia ambiental teniendo como objetivo el identificar los patrones territoriales y socioambientales que aparecen en los conflictos asociados a la gestión de residuos en México.

Se utilizó una metodología descriptiva y documental, orientada al análisis de conflictos socioambientales asociados con la gestión de residuos en México desde la perspectiva de la justicia ambiental, la fuente principal de obtención de datos fue el Atlas of Environmental Justice (EJAtlas). Los casos revelan la persistencia de territorios que asumen los costos ambientales del desarrollo urbano e industrial, estos casos se presentan en los corredores metropolitanos e industriales en zonas periurbanas como las más afectadas, siendo clasificadas como injusticias ambientales.

Palabras Clave: *Conflicto socioambiental; Injusticia ambiental; Residuos.*

*Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México, +52 (33) 3770 3300 ext. 25733

E-mail: beatriz.adriana@cucea.udg.mx

**Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad s/n, Circuito 2. CP 62210 Col. Chamilpa, Cd Universitaria de la UAEM, Cuernavaca, Morelos. njimenez@crim.unam.mx

1. Introducción

La gestión de residuos (sólidos urbanos, de manejo especial y peligrosos) en México además de ser un problema técnico-administrativo se ha convertido en una fuente creciente de conflictos socioambientales debido a los impactos y externalidades negativas causados por su deficiente o nula gestión. Los conflictos socioambientales por residuos están asociados con la localización de sitios de disposición final, contaminación, estrategias de valorización o minimización y privatización.

Estudios han analizado casos individuales [1][2], hay pocos ejercicios que identifiquen patrones comunes en los conflictos registrados en distintas regiones del país. En este contexto surge la pregunta de investigación ¿qué patrones territoriales y socioambientales aparecen en los conflictos asociados a la gestión de los residuos en México?

La hipótesis de esta investigación es que los conflictos por una deficiente gestión de residuos en México tienden a concentrarse en territorios periféricos y reflejan formas de desigualdad ambiental derivando en injusticias ambientales.

Este artículo presenta una aproximación exploratoria basada en la sistematización comparativa de los casos registrados en el Global Atlas of Environmental Justice (EJAtlas) sobre conflictos ambientales y casos de injusticia en materia de gestión de residuos.

2. Marco conceptual

La gestión integral de residuos (GIR) ha adquirido creciente relevancia como objeto de estudio dentro de los conflictos socioambientales contemporáneos [3][4]. Aunque ha sido abordada como un problema técnico relacionado con la recolección, el tratamiento y la disposición final de residuos, algunos estudios han mostrado que las decisiones sobre el manejo de los residuos involucran disputas en torno al territorio, la distribución de riesgos ambientales y la participación de las comunidades afectadas [5][6]. Desde esta visión, los residuos se interpretan como un desafío para la gestión urbana y un campo de tensiones políticas y sociales que refleja desigualdades estructurales.

El enfoque de justicia ambiental ofrece herramientas conceptuales para estudiar estas tensiones. La justicia ambiental surgió en Estados Unidos en la década de 1980 para denunciar la localización desproporcionada de instalaciones contaminantes en comunidades afroamericanas y de bajos ingresos y plantear que los beneficios y cargas ambientales no se distribuyen homogéneamente entre la población [7]. Por ello, la justicia ambiental busca comprender cómo determinados grupos sociales padecen mayores niveles de exposición a riesgos ambientales pero menores capacidades de influencia sobre las decisiones que afectan sus territorios.

En esta perspectiva, una de las contribuciones más importantes es la de David Schlosberg [8], quien propuso un marco para analizar la justicia ambiental en tres dimensiones complementarias: la justicia distributiva, la justicia procedimental y la justicia del reconocimiento. Las cuales permiten ir más allá de las explicaciones centradas en la distribución espacial de impactos y ofrecer una comprensión más amplia de los conflictos ambientales.

La dimensión distributiva se refiere a la manera en que los beneficios y cargas ambientales son repartidos entre distintos territorios y grupos sociales. En el ámbito de los residuos, esta perspectiva es útil para analizar la localización de infraestructura para el manejo y la disposición final de residuos, así como la concentración de impactos asociados a contaminación, molestias sensoriales, afectaciones a la salud e incluso violaciones a los derechos humanos. En nuestro caso, esta dimensión nos permite cuestionar quién asume los costos ambientales derivados de los patrones urbanos de consumo y generación de residuos. Diversos estudios han mostrado que las infraestructuras asociadas al manejo

de desechos suelen localizarse en espacios periféricos, rurales o socialmente vulnerables, reproduciendo formas de desigualdad ambiental [9][5].

La dimensión procedimental se enfoca en los mecanismos por medio de los cuales se toman las decisiones ambientales. Con ello se subraya que la justicia no depende únicamente de una distribución equitativa de riesgos, sino también de la participación efectiva de las comunidades en los procesos de toma de decisiones. En este sentido, los conflictos por residuos surgen cuando las comunidades perciben que los proyectos o las instalaciones les son impuestos sin información, sin consulta previa o sin mecanismos de participación pública, con lo que las movilizaciones, protestas y demandas comunitarias son expresiones de disputas por la legitimidad de los procesos de decisión [8][10].

La dimensión del reconocimiento enfatiza la necesidad de considerar a las comunidades afectadas como actores legítimos de la gobernanza ambiental. De acuerdo con [11], muchas formas de injusticia se originan en procesos que invisibilizan, subordinan o desvalorizan a determinados grupos sociales más que en la distribución desigual de recursos. En los conflictos por residuos, esta dimensión permite analizar cómo las demandas de comunidades rurales, pueblos indígenas, colonias periféricas u organizaciones vecinales pueden ser ignoradas o minimizadas por actores institucionales y económicos. Con ello se subraya que la justicia ambiental implica reconocer la legitimidad de las preocupaciones, conocimientos y formas de relación de las comunidades con el territorio.

Esta perspectiva tridimensional de la justicia ambiental se complementa con los aportes de la ecología política, corriente que analiza los conflictos ambientales como resultado de relaciones desiguales de poder en torno al acceso, uso y control de recursos y territorios [12][13]. Desde la ecología política, los residuos se ubican en procesos más amplios de producción de desigualdades socioambientales, por ejemplo, la ubicación de infraestructura para la disposición final, las decisiones sobre el tratamiento de residuos o la distribución de impactos ambientales responden a relaciones políticas e institucionales que favorecen a ciertos actores y territorios sobre otros.

En esta investigación, es útil la noción de externalización de costos ambientales, entendida como el desplazamiento territorial de los impactos negativos asociados a la actividad económica y al metabolismo urbano [12]. En el caso de los residuos, las ciudades generan crecientes volúmenes de desechos, mientras que los costos ambientales de su manejo suelen concentrarse en territorios específicos. En consecuencia, los conflictos por residuos pueden interpretarse como disputas sobre la distribución espacial de riesgos, la participación en la toma de decisiones y el reconocimiento político de las comunidades afectadas.

Desde esta perspectiva, el análisis de la distribución territorial de conflictos asociados a residuos en México permite explorar cómo la gestión de residuos es un ámbito donde convergen la desigualdad ambiental, las tensiones institucionales y las disputas territoriales. Más que eventos aislados, estos conflictos pueden entenderse como expresiones de procesos estructurales de injusticia ambiental vinculados a la organización espacial de los costos ecológicos de la urbanización contemporánea.

3. Metodología

Se desarrolló un enfoque cualitativo de carácter descriptivo y documental, orientado al análisis de conflictos socioambientales asociados con la gestión de residuos en México desde la perspectiva de la justicia ambiental. Para la identificación de los casos se utilizó como fuente principal el Global Atlas of Environmental Justice (EJAtlas), una base de datos internacional coordinada por el Instituto de Ciencia y Tecnología Ambiental de la Universidad Autónoma de Barcelona.

La selección de los casos se realizó a partir del mapa temático denominado “Waste Management in Latin America”, disponible en el portal del EJAtlas. Como criterio de inclusión se consideraron

únicamente aquellos conflictos ubicados en territorio mexicano, y relacionados de manera directa con la gestión, disposición final, tratamiento, incineración, confinamiento o valorización de residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial o residuos peligrosos.

Una vez identificados los casos, se construyó una base de datos que integró información referente a la ubicación geográfica, tipo de conflicto, actores involucrados, impactos ambientales reportados, afectaciones a la salud, mecanismos de movilización social y resultados del conflicto. Posteriormente, cada caso fue analizado a partir del marco teórico de la justicia ambiental, utilizando como categorías analíticas las dimensiones de justicia distributiva, procedimental y de reconocimiento propuestas por Schlosberg [8]. Asimismo, se identificaron los derechos humanos potencialmente vulnerados en cada conflicto, particularmente el derecho a un medio ambiente sano, el derecho a la salud, el acceso al agua, el derecho a la información y el derecho a la participación pública en asuntos ambientales.

Finalmente, se elaboró una matriz de análisis que permitió clasificar los conflictos según las dimensiones de injusticia ambiental presentes, los derechos afectados y la evidencia reportada en cada ficha del EJAtlas. Este procedimiento facilitó la identificación de patrones comunes en los conflictos relacionados con residuos en México y su vinculación con procesos de desigualdad socioambiental y formación de zonas de sacrificio.

4. Resultados y discusión

Para sistematizar los resultados, se elaboró la Tabla 1, en donde se presentan los casos en donde se han presentado los conflictos e injusticias ambientales, la tabla resume cada uno de los mismos.

Tabla 1. Definición de las variables para el modelo

Caso y ubicación	Dimensión(es) de injusticia ambiental	Derechos vulnerados	Evidencia existente
Gestión de residuos alcaldía de Yucatán	Reconocimiento, procedimental	Derecho al trabajo, participación, ambiente sano	Conflicto por formalización de recicladores; afectaciones sociales y laborales
Basurero Las Matas, Minatitlán, México	Distributiva, procedimental	Ambiente sano, salud, acceso al agua	Incumplimiento NOM-083; contaminación atmosférica, suelo y biodiversidad
Tiradero de Tetlama (Morelos)	Distributiva, procedimental	Ambiente sano, salud, participación ciudadana	Acumulación masiva de residuos, emisiones de metano y movilización social
Planta incineradora CDMX	Reconocimiento, procedimental	Trabajo digno, participación, ambiente sano	Riesgo para recicladores informales; oposición comunitaria
Tiradero Jilotzingo	Distributiva, procedimental	Salud, ambiente sano	Operación de sitio considerado altamente tóxico; movilización preventiva
Tiradero a cielo abierto Bicentenario	Distributiva	Salud, ambiente sano	Recepción masiva de residuos; contaminación atmosférica y del suelo

Políticas públicas, tendencias y normatividad ambiental

Tiradero a cielo abierto San José Huilango	Distributiva	Salud, ambiente sano, vida	Contaminación, incendios, enfermedades y fallecimientos
Tratamiento de RSU y emergencia ambiental en Atitalaquia, México	Distributiva, procedimental	Salud, ambiente sano, información	Instalación en corredor industrial; contaminación acumulativa
Planta de incineración en planta Cemex Tula	Distributiva, procedimental	Salud, ambiente sano, participación	Emisiones derivadas de coprocesamiento de residuos
Eliminación de residuos Zimapán, Hidalgo, México	Procedimental, distributiva	Participación, salud, agua limpia	Autorización de incineradora pese a oposición social
Contaminación del río San Juan, Querétaro, México	Distributiva	Agua limpia, salud, ambiente sano	Denuncias por contaminación hídrica y pérdida de biodiversidad
Contaminación en la presa de El Batán, Querétaro, México	Distributiva	Agua limpia, salud	Deterioro ecológico y proliferación de lirio acuático
Tiradero de lodos tóxicos de la empresa Quid esa, Salamanca, México	Distributiva	Salud, ambiente sano, vida	Contaminación de suelo y agua; presencia de residuos tóxicos
Contaminación en El Salto, Jalisco	Distributiva, reconocimiento, procedimental	Salud, agua limpia, ambiente sano, vida	La combinación de aguas residuales no tratadas, la violación de las regulaciones ambientales por el vertedero de Los Laureles, los vertederos ilegales y las altas concentraciones de contaminantes.
Guadalcazar, vertido de desechos peligrosos por la firma de EE. UU. Metalclad. México.	Procedimental, distributiva	Autodeterminación local, ambiente sano	Conflicto internacional por confinamiento de residuos peligrosos
Residuos industriales en Nuevo Mercurio, Zacatecas, Mexico	Distributiva	Salud, ambiente sano	Contaminación histórica por mercurio y afectación de acuíferos
Derrame de ácido sulfúrico de Grupo México en el mar de Cortés, Sonora, México	Distributiva, procedimental	Ambiente sano, salud, acceso a información	Derrame industrial con afectación marina
Metales y Derivados, Tijuana	Distributiva, reconocimiento	Salud, ambiente sano, justicia ambiental transfronteriza	Contaminación por residuos peligrosos y afectación comunitaria

A partir de la Tabla 1, se presentan los resultados en tres niveles: El primero tiene que ver con la geografía de la conflictividad y responde a la pregunta ¿dónde se ubican los conflictos? Para

acompañar a este nivel de análisis de los resultados se presenta el Mapa 1, que muestra los casos de injusticia ambiental que se han convertido en conflictos socioambientales relacionados con residuos en México.



Figura 1. Mapa de casos de injusticia ambiental relacionados con la gestión de residuos en México

Fuente: Elaboración con datos de EJAAtlas

A partir de la Tabla 1 y de la Figura 1 se hace visible la distribución espacial de los casos de conflictos por residuos en México tiene una concentración de cargas ambientales en determinadas regiones; principalmente en los corredores metropolitanos e industriales del centro del país aunque una presencia recurrente en zonas periurbanas. Esto indica que los conflictos socioambientales están vinculados a procesos de urbanización e industrialización.

Esta distribución desigual constituye una manifestación de injusticia ambiental en su dimensión distributiva, ya que ciertas comunidades soportan los riesgos sanitarios y ecológicos que benefician a las poblaciones situadas fuera de esos territorios. Desde la ecología política, esta dinámica puede entenderse como un proceso de externalización territorial de costos ambientales, donde la disposición final de residuos opera como un mecanismo que desplaza los efectos negativos del metabolismo urbano hacia espacios periféricos o con menor capacidad de influencia política.

Un segundo nivel análisis de la manifestación de conflictos socioambientales por residuos en México se asocia con los riesgos ambientales que estos provocan. Como puede observarse en la Tabla 1 muchos casos están vinculados a contaminación, lixiviados, afectaciones a cuerpos de agua, emisiones a la atmósfera y la disposición final inadecuada. Es decir, los conflictos no emergen de la localización de infraestructuras sino por los impactos negativos que dichas infraestructuras provocan en los territorios y en las condiciones de vida de las personas.

Desde la ecología política, estas afectaciones se interpretan como un proceso de producción territorial de la contaminación, en el que determinados espacios son convertidos en receptores de los impactos ecológicos de actividades urbanas e industriales más amplias. En este sentido, los conflictos

evidencian que la contaminación no es inherente al manejo de residuos, sino una expresión territorial de relaciones desiguales de poder que distribuyen de manera diferenciada los costos ambientales del “desarrollo”.

El tercer nivel de análisis de los conflictos socioambientales por residuos en México apunta que la conflictividad no surge únicamente por los impactos ambientales, sino también por la manera en que son gestionados institucionalmente. Las protestas, denuncias, bloqueos, movilizaciones vecinales y acciones colectivas sugieren que numerosas comunidades perciben una limitada capacidad de incidencia en las decisiones relacionadas con la localización y operación de infraestructuras para el manejo de residuos.

Desde la perspectiva de la justicia ambiental, estas dinámicas nos remiten a las dimensiones procedimental y de reconocimiento porque los conflictos reflejan disputas en torno a la participación efectiva de las comunidades en los procesos de toma de decisiones y evidencian demandas de reconocimiento frente a las afectaciones experimentadas localmente. Así, la movilización social es una respuesta ante la exclusión política y territorial, con la que las comunidades buscan reducir los impactos ambientales que padecen y ser reconocidas como actores legítimos de la gobernanza de los residuos.

5. Conclusiones

Este estudio exploratorio de los conflictos asociados a la gestión de residuos en México permitió identificar patrones que van más allá de casos particulares y revelan dinámicas estructurales de desigualdad socioambiental.

Los conflictos revelan la persistencia de territorios que asumen los costos ambientales del desarrollo urbano e industrial. En materia de residuos, la deficiente gestión ha impactado de manera directa la calidad de vida de la población y los ecosistemas, evidenciando en la mayoría de los casos en problemas de salud ambiental. Los casos presentados son el resultado de injusticias ambientales, las cuales son reconocidas por las localidades, sin embargo, por su ubicación geográfica se vuelven invisibles en el ámbito político.

Asimismo, los casos analizados dan cuenta que la conflictividad socioambiental se explica por los impactos ecológicos y también por disputas relacionadas con la participación y el reconocimiento de las comunidades afectadas. Las movilizaciones registradas reflejan demandas por una mayor inclusión en los procesos de toma de decisiones y por el reconocimiento de las afectaciones experimentadas localmente. En conjunto, los resultados sugieren que los conflictos por residuos son expresiones de injusticia ambiental en sus dimensiones distributiva, procedimental y de reconocimiento. Aunque el carácter exploratorio de este trabajo no permite establecer generalizaciones definitivas, sí aporta evidencia sobre la utilidad de la justicia ambiental como marco analítico para comprender las tensiones territoriales en la gestión de residuos en México y abrir nuevas líneas de investigación sobre las relaciones entre urbanización, gobernanza ambiental y desigualdad territorial.

6. Referencias

- [1] Le Clercq, J. A., & Cedillo, C. (2022). Números de la injusticia ambiental: la medición de la impunidad en México. *Íconos. Revista de Ciencias Sociales*, (73), 179-200.
- [2] Pastrana-Miranda, T., & González-Caamal, M. (2022). Injusticia ambiental y marginación: la falta de acceso al agua en la Zona Metropolitana del Valle de México. *territorios*, (46).

- [3] Hernández, W. N., & Mendieta, L. M. (2024). Los residuos sólidos en Pírgua, Colombia: Identificación del conflicto socioambiental. *Revista Logos Ciencia & Tecnología*, 16(1), 108-128.
- [4] Venegas-Sahagún, B. A., & Gran-Castro, J. A. (2023). Injusticia ambiental y violaciones de los derechos humanos en Jalisco, México. *ÍCONOS. Revista de Ciencias Sociales*, (77), 197-216.
- [5] Pellow, D. N. (2007). *Resisting Global Toxics*. MIT Press.
- [6] Gille, Z. (2007). *From the Cult of Waste to the Trash Heap of History*. Indiana University Press.
- [7] Bullard, R. D. (1990). *Dumping in Dixie: Race, Class, and Environmental Quality*. Westview Press.
- [8] Schlosberg, D. (2007). *Defining environmental justice: Theories, movements, and nature*. Oxford University Press.
- [9] Jiménez-Martínez, N. M., & Galindo-Pérez, M. C. (2024). Territories of Trash: Accumulation by Dispossession in Morelos, Mexico. *Journal of Developing Societies*, 40(3), 354-373.
- [10] Walker, G. (2012). *Environmental Justice: Concepts, Evidence and Politics*. Routledge.
- [11] Fraser, N. (2008). *Escalas de justicia*. Herder.
- [12] Martínez-Alier, J. (2002). *The Environmentalism of the Poor*. Edward Elgar.
- [13] Leff, E. (2004). *Racionalidad ambiental*. Siglo XXI.

I.3 De la normatividad a la acción: políticas de sostenibilidad para la gestión de pilas usadas en el Centro Universitario de la Ciénega

Jeovana Arcelia Venegas Sahagún*

Santiago Peña Ruiz**

Resumen

La gestión adecuada de pilas usadas es sin duda un desafío ambiental, esto, debido a la presencia de metales pesados y sustancias tóxicas que pueden contaminar el suelo, el agua y afectar la salud humana. Ante esta problemática, el Centro Universitario de la Ciénega (CUCiénega) desarrolló un diagnóstico orientado a transformar los lineamientos normativos en acciones concretas de sostenibilidad. El objetivo de esta investigación fue identificar los hábitos de uso y disposición de pilas entre la comunidad universitaria, caracterizando los tipos más utilizados y los lugares donde habitualmente son depositadas, con el propósito de fortalecer la política institucional para su gestión integral.

La investigación se realizó mediante un enfoque mixto, con alcance descriptivo y aplicado, utilizando un estudio de caso. Se efectuó una revisión documental del marco normativo vigente y se aplicó una encuesta a 364 integrantes de la comunidad universitaria CUCiénega para conocer los patrones de consumo, disposición y percepción sobre el manejo de pilas usadas. Los resultados evidenciaron los tipos de pilas más utilizadas, al igual que la persistencia de prácticas inadecuadas de disposición derivadas del desconocimiento de centros de acopio y de la insuficiente infraestructura institucional. Con base a los hallazgos, se fortaleció la política institucional final de pilas usadas, alineados con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, las Normas Oficiales Mexicanas y los lineamientos de sustentabilidad de la Universidad de Guadalajara.

Palabras Clave: *Gobernanza ambiental, gobernanza universitaria, residuos peligrosos, sustentabilidad universitaria.*

*Universidad de Guadalajara, Av. Universidad, Núm. 1115, Col. Lindavista, Ocotlán, Jalisco. México, (392)9259400 ext. 48313

E-mail: jeovana.venegas@academicos.udg.mx

** Universidad de Guadalajara

1. Introducción

El crecimiento desmedido del uso de dispositivos electrónicos en el ámbito doméstico, industrial, comercial y educativo ha incrementado significativamente la generación de residuos asociados a fuentes portátiles de energía, particularmente pilas y baterías. Estos dispositivos, indispensables para el funcionamiento de equipos de comunicación, cómputo, medición, control y de uso general, contienen diversos compuestos químicos y metales pesados que, al concluir su vida útil y ser dispuestos de manera inadecuada, representan una fuente importante de contaminación ambiental.

A nivel internacional, organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS) [1], el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) [2] y la Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI) [3] han señalado la necesidad de fortalecer los mecanismos de gestión integral de residuos peligrosos, particularmente aquellos derivados de aparatos eléctricos y electrónicos. Estas recomendaciones se alinean con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030, particularmente el ODS 11 relativo a ciudades y comunidades sostenibles, al ODS 12 enfocado a la producción y consumo responsable, y el ODS 13 relacionado con la acción por el clima. Desde esta perspectiva, la adecuada gestión de pilas usadas constituye una estrategia fundamental para reducir los impactos ambientales por el consumo tecnológico [4].

En México, la gestión de pilas usadas se encuentra respaldada por un amplio marco jurídico que reconoce la necesidad de prevenir los riesgos asociados a esos residuos. La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) establece los principios, instrumentos y competencias para la prevención de la generación de residuos y su manejo integral, distinguiendo entre residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos [5]. Por su parte, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) promueve la corresponsabilidad de los sectores gubernamentales, social y privado en la protección del medio ambiente y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales [6]. También, las Normas Oficiales Mexicanas NOM-052-SEMARNAT-2005 y NOM-161-SEMARNAT-2011 proporcionan los criterios técnicos para la identificación, clasificación y manejo de los residuos peligrosos y de manejo especial, incluyendo aquellos derivados de pilas y baterías [7][8]. En el ámbito estatal, las estrategias impulsadas por la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del estado de Jalisco complementan estas disposiciones, haciendo una armonización regulatoria asociada a la disposición inadecuada de estos residuos [9]. Las Instituciones de Educación Superior (IES) ocupan una posición estratégica dentro de este escenario debido a su doble función como generadoras de residuos y como espacios de formación de ciudadanos comprometidos con el desarrollo sostenible. En este sentido, la gobernanza universitaria se convierte en un elemento fundamental para articular los esfuerzos institucionales orientados a la sostenibilidad, la responsabilidad social y la participación de la comunidad universitaria [10]. Las universidades, al ser agentes de cambio, están en la obligación de integrar en su gobernanza una visión ética y participativa, la cual se pueda traducir en acciones concretas que reflejen los principios de los residuos sólidos urbanos (RSU) y los ODS. Bajo esta lógica, la gobernanza ambiental adquiere especial relevancia como un mecanismo que favorece la coordinación entre actores institucionales, la participación de la comunidad universitaria y la construcción de soluciones colectivas frente a los desafíos ambientales. En este sentido, la gobernanza ambiental puede entenderse como un proceso que integra a diversos actores en la formulación e implementación de estrategias orientadas a la protección del entorno, a que constituye un conjunto de procesos, mecanismos y organizaciones a través de los cuales los actores políticos y sociales influyen en las acciones y resultados medioambientales [11]. En el caso de las pilas usadas, ello supone diseñar sistemas de recolección, almacenamiento temporal, transporte, disposición final y seguimiento que involucren de manera articulada a autoridades universitarias, personal administrativo, académicos y estudiantes, promoviendo una política de sostenibilidad basada en la participación, la

corresponsabilidad y la mejora continua de la gestión ambiental universitaria. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es establecer un procedimiento institucional para el manejo, recolección, almacenamiento temporal y disposición final de las pilas usadas en el Centro Universitario de la Ciénega, en cumplimiento con la normativa ambiental aplicable y los lineamientos de sustentabilidad de la Universidad de Guadalajara.

2. Metodología

La presente investigación fue realizada bajo un enfoque mixto con alcance descriptivo y aplicado, utilizando como estrategia metodológica un estudio de caso. Al hacer uso de este enfoque metodológico y teniendo en cuenta que este es definido como un conjunto de procesos sistemáticos, empíricos y críticos de investigación que implican la recolección y análisis de datos cuantitativos y cualitativos, así como su integración y discusión conjunta para lograr un mayor entendimiento del fenómeno estudiado [12], la investigación analiza una problemática específica de un contexto institucional delimitado, se permitió obtener una comprensión más amplia y completa sobre los hábitos de uso y disposición de pilas entre la comunidad universitaria del CUCiénega. El estudio de caso permite comprender de manera profunda el fenómeno investigado, considerando sus condiciones normativas, organizacionales y ambientales [13]. La investigación se estructuró en tres fases. La primera consistió en una revisión documental y normativa de la legislación ambiental aplicable al manejo de residuos peligrosos, incluyendo la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, así como las Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con la identificación y manejo de residuos peligrosos, incluyendo en esta revisión documental y normativa aquella que rige a la Universidad de Guadalajara. La segunda fase correspondió al diagnóstico institucional mediante la aplicación de una encuesta diseñada bajo el enfoque mixto y dirigida a la comunidad CUCiénega, la cual está conformada por estudiantes, docentes, directivos, personal administrativo y operativo del Centro Universitario. El instrumento permitió recopilar información sobre los hábitos de consumo de pilas, los tipos de pilas más utilizados, las prácticas de disposición final, el conocimiento sobre centros de acopio, la existencia de puntos de recolección dentro del área de trabajo, la disposición de los participantes para colaborar en programas de acopio institucional, identificando sus propuestas de mejora y necesidades percibidas.

La tercera fase consistió en el análisis e integración de la información obtenida mediante estadística descriptiva para las variables cuantitativas y análisis de contenido para las respuestas cualitativas. Además, los hallazgos fueron contrastados con el marco normativo vigente y con los principios de gobernanza ambiental y sustentabilidad universitaria, permitiendo elaborar un manual operativo que establece procedimientos para la recolección, almacenamiento temporal, control, seguimiento y disposición final de pilas usadas dentro de la institución.

2.1 Población y muestra

La población objeto de estudio se integra por 6,853 personas pertenecientes a la comunidad del CUCiénega, entre las que se encuentran estudiantes, docentes, personal administrativo y directivo [14]. Para el cálculo de la muestra se utilizó un muestreo probabilístico aleatorio estratificado, con afijación proporcional, procedimiento que consiste en dividir la población en estratos o grupos homogéneos de acuerdo con características relevantes para el estudio [15]. Posteriormente, se seleccionó una muestra aleatoria proporcional al tamaño de cada estrato, garantizando la representatividad de todos los grupos que integran la comunidad CUCiénega. El tamaño de la muestra se realizó con un nivel de confianza del 95% y en margen de error del 5%, obteniendo como resultado una muestra de 364 participantes (Tabla 1).

Tabla 1. *Tamaño de población y muestra de la Comunidad CUCiénega*

Perfil	Universo	Muestra	Porcentaje
Administrativos	231	11	3%
Directivos	81	7	2%
Docentes	487	25	7%
Estudiantes	6,054	231	88%
Total	6,853	364	100%

Fuente: Elaborada con información de la numeraria institucional. Coordinación General de Recursos Humanos. Corte al: 30 de abril de 2026.

2.2 Técnica de investigación

Para la recolección de información se diseñó y aplicó una encuesta dirigida a la comunidad universitaria, la cual se estructuró bajo un enfoque mixto, incorporando preguntas cerradas para obtener información cuantificable sobre los hábitos de consumo y disposición de pilas, así como preguntas abiertas que permitieron conocer las percepciones, experiencias y propuestas respecto a la gestión de residuos, el cual cumple el objetivo. De igual manera, se buscó identificar la disposición de la comunidad universitaria del CUCiénega para colaborar en el fortalecimiento de estrategias de recolección y manejo adecuado de pilas usadas. La encuesta fue aplicada mediante un formulario digital, lo que permitió obtener información de manera ágil y sistemática. Los datos cuantitativos fueron analizados mediante estadística descriptiva, utilizando porcentajes para identificar tendencias de consumo y disposición de pilas. Por su parte, las respuestas abiertas fueron examinadas mediante análisis de contenido, permitiendo identificar categorías temáticas.

3. Resultados y discusión

Los resultados muestran que las pilas (baterías) más utilizadas por la Comunidad CUCiénega encuestada fue la AAA, con una frecuencia de 229 respuestas, equivalente al 62.91% del total (Figura 1). En segundo lugar, se ubicó la batería AA, con 18.68%. Las demás categorías presentaron porcentajes inferiores al 10%, destacando la combinación de baterías AAA, AA, recargables y de botón con 7.14%. El uso exclusivo de baterías de botón fue el menos frecuente, representando únicamente el 1.37% de las respuestas.

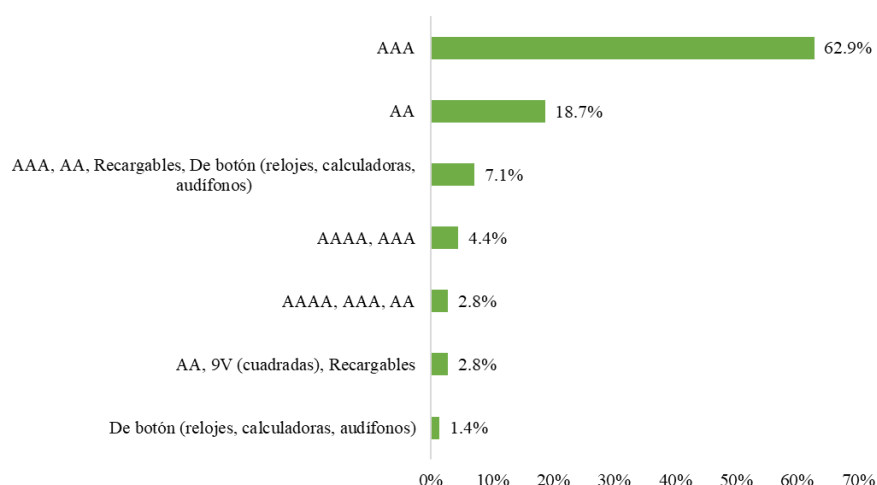


Figura. 1. Pilas de mayor uso

Los resultados obtenidos muestran que el uso de pilas es una práctica común entre los integrantes de la comunidad del CUCiénega. Ante la pregunta “En promedio, ¿cuántas pilas usas al año?” (Figura 2), el 54% de las personas encuestadas indicó utilizar menos de cinco pilas al año, mientras que el 29% reportó consumir entre cinco y diez pilas anualmente. Asimismo, el 10% señaló un consumo de entre 11 y 20 pilas, y el 3% manifestó utilizar más de 20 pilas al año. En conjunto, estos resultados evidencian que más del 96% de los participantes utiliza pilas en alguna medida, lo que confirma la presencia de un consumo constante de este tipo de productos dentro de la comunidad universitaria.

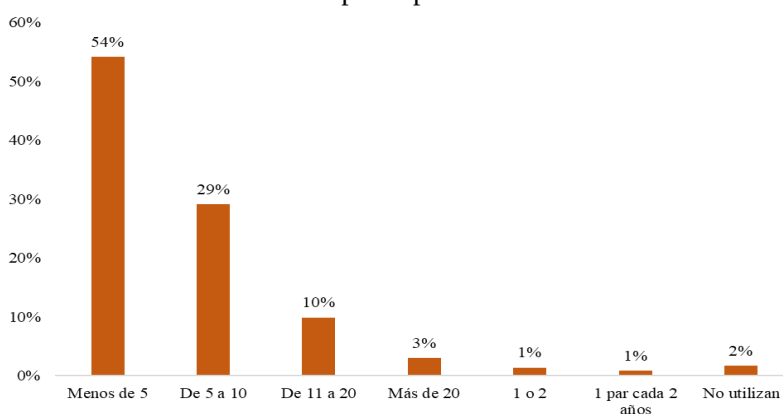


Figura. 2. Promedio de pilas usadas al año

En relación con la pregunta “Disposición de las pilas usadas” (Figura 3), los resultados muestran que la práctica más frecuente entre las personas encuestadas es el almacenamiento de pilas en oficinas mediante contenedores improvisados (34%). Asimismo, el 29% señaló que deposita las pilas en contenedores especiales, lo que refleja la existencia de una proporción importante de la comunidad CUCiénega que procura realizar una disposición ambientalmente adecuada de estos residuos, pero sin duda los resultados muestran una brecha entre la conciencia ambiental y las condiciones institucionales necesarias para facilitar conductas ambientalmente responsables. Surge, por lo tanto, la necesidad de implementar un manejo diferenciado para las pilas usadas, ya que la ausencia de infraestructura adecuada para su recolección, limita la adopción de prácticas correctas de gestión y disposición final.

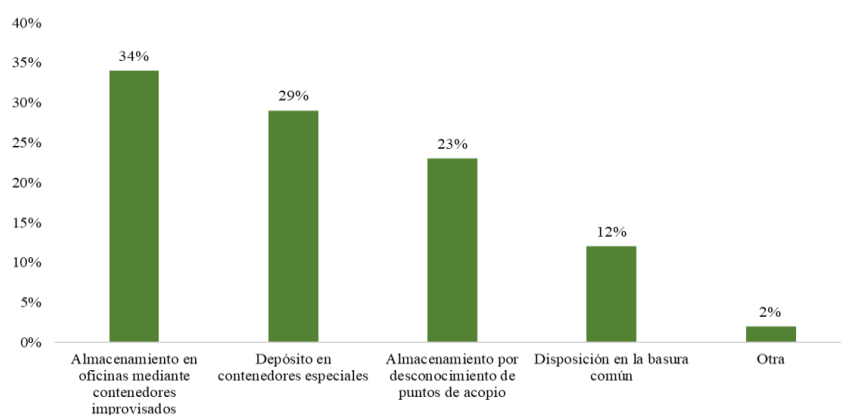


Figura. 3. Disposición de las pilas usadas

En relación al conocimiento sobre lugares donde pueden recolectarse pilas usadas (Figura 4), la mayoría de los encuestados, con el 50.8%, respondió que desconoce la ubicación de centros de acopio en su localidad o que no sabe si existen puntos de recolección en su área de trabajo. Una porción considerable (39.7%) manifestó que no existen contenedores visibles dentro de las instalaciones universitarias o que desconocen su ubicación, y tan sólo 9.5% de la población encuestada manifestó que si conocen algún punto de recolección.

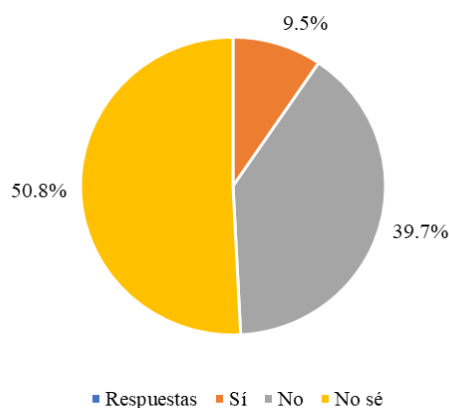


Figura. 4. Conocimiento de punto de recolección de pilas

Desde la perspectiva de la gobernanza ambiental, estos resultados evidencian una debilidad institucional relacionada con la difusión de información ambiental y la comunicación de las acciones de sostenibilidad. La literatura señala que la eficacia de los programas ambientales depende no sólo de la infraestructura disponible, sino también de la capacidad institucional para generar conocimiento, promover la participación y facilitar la apropiación social de las iniciativas ambientales. Aunque existen limitaciones que fueron identificadas, los resultados muestran una actitud favorable hacia la implementación de un programa institucional de recolección de pilas derivado de la aceptación del área destinada a la recolección de pilas (Figura 5).

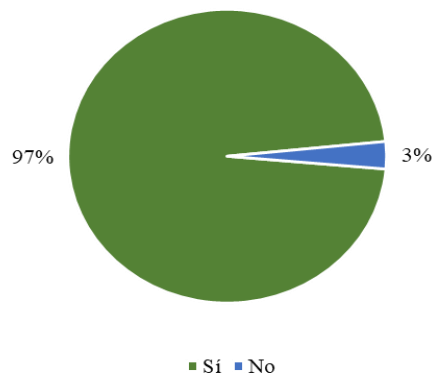


Figura. 5. Aceptación de contenedores

La gran mayoría de los participantes manifestó estar dispuestos o muy dispuestos a llevar sus pilas usadas a un centro de acopio dentro del Centro Universitario, así mismo, la mayoría expresó su interés en que se instalen contenedores permanentes en sus áreas de trabajo o estudio. Este resultado demuestra la existencia de capital social favorable para la creación de un manual y la implementación de una política institucional de sostenibilidad. En términos de gobernanza ambiental, la disposición de los actores universitarios representa una condición estratégica para el éxito de programas de gestión de residuos, debido a que facilita la corresponsabilidad entre autoridades, trabajadores y estudiantes. Las respuestas abiertas permitieron identificar patrones recurrentes en las propuestas realizadas por la comunidad universitaria. Las principales sugerencias pueden agruparse en cuatro categorías:

1. Instalación de contenedores visibles y accesibles, ubicados en puntos estratégicos de alta afluencia dentro del campus.
2. Campañas de difusión y sensibilización ambiental, mediante redes sociales, talleres y charlas.
3. Incremento de los puntos de acopio, incluyendo la posibilidad de establecer centros permanentes de recolección.
4. Promoción de una cultura ambiental responsable, orientada a informar sobre los riesgos ambientales asociados al desecho inadecuado de pilas y los beneficios de su correcta gestión.

Esto refuerza que la comunidad universitaria del CUCiénega reconoce la importancia del problema y percibe que las principales barreras para una disposición adecuada no se relacionan con la falta de voluntad de participación, sino con la insuficiencia de infraestructura, información y mecanismos institucionales de coordinación. Por lo tanto, el principal desafío para la gestión de pilas usadas en el Centro Universitario de la Ciénega no radica en la resistencia de la comunidad universitaria, sino en la necesidad de fortalecer los mecanismos institucionales para transformar la preocupación ambiental en acciones concretas. La disposición para participar en programas de acopio contrasta con el limitado conocimiento sobre sitios de recolección y con la persistencia de prácticas inadecuadas de disposición final.

Desde la perspectiva de gobernanza ambiental, los resultados confirman la importancia de realizar procesos que integren la infraestructura, la educación ambiental y la participación de la comunidad universitaria, a través de la creación de un manual de recolección de pilas usadas que permita cerrar la brecha existente entre la normativa ambiental y las prácticas cotidiana universitaria y con esto fortalecer la corresponsabilidad y el compromiso ambiental de la comunidad.

4. Conclusiones

La gestión adecuada de pilas usadas constituye un desafío ambiental que requiere la articulación de instrumentos normativos, mecanismos institucionales y la participación activa de la comunidad universitaria. Los resultados obtenidos permitieron alcanzar el objetivo del estudio al identificar los patrones de uso, almacenamiento y disposición de pilas usadas dentro del Centro Universitario de la Ciénega, así como las condiciones necesarias para fortalecer una política de sostenibilidad orientada al manejo responsable de este tipo de residuos. Aún existe una brecha entre la conciencia ambiental de los usuarios y la disponibilidad de infraestructura institucional para una gestión adecuada de residuos peligrosos, al encontrar evidencia del uso de las pilas tipo AA y AAA que son las que más se utilizan en su lugar de trabajo como también, la disposición final de las mismas. La disposición de la comunidad universitaria para participar en programas de acopio y separación de pilas usadas constituye una oportunidad estratégica para fortalecer la gobernanza ambiental dentro de la institución, las sugerencias expresadas coinciden en la necesidad de instalar contenedores en puntos estratégicos, desarrollar campañas permanentes de difusión y sensibilización, así como generar procesos de educación ambiental que promuevan una cultura de corresponsabilidad. En este sentido, el contar con un manual para el manejo, recolección y tratamiento de pilas usadas representa una herramienta de gestión que contribuye a cerrar la brecha entre la normatividad y la práctica institucional, su adecuada implementación permitirá fortalecer los procesos de sustentabilidad universitaria mediante la definición de procedimientos claros, responsabilidad específicas y mecanismos de seguimiento que favorezcan la reducción de riesgos ambientales asociados a estos residuos. Por último, este trabajo demuestra que las Instituciones de Educación Superior poseen un papel estratégico en la promoción de prácticas sostenibles y en la formación de ciudadanos ambientalmente responsables. Como líneas futuras de investigación se tiene continuar con el impacto de la implementación del programa de acopio, analizar los cambios en el comportamiento ambiental de la comunidad universitaria y ampliar el modelo de gestión a otros residuos de manejo especial y residuos peligrosos generados dentro del espacio universitario, contribuyendo así al fortalecimiento de la gobernanza ambiental y al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible.

5. Referencias

- [1] Organización Mundial de la Salud. (2024). *Chemical safety*. <https://www.who.int/health-topics/chemical-safety>
- [2] PNUMA, (2019) Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2019, 14 de marzo). *Without big changes, what will the environment look like in 2050?* <https://www.unep.org/news-and-stories/story/without-big-changes-what-environment-will-look-2050>
- [3] Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial. (2019). *Informe sobre el desarrollo industrial 2020: La industrialización en la era digital*. ONUDI. <https://www.unido.org/>
- [4] Naciones Unidas. (2015). *Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible*. <https://sdgs.un.org/es/2030agenda>
- [5] Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. (2026). *Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 19 de enero de 2026*. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión.
- [6] Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. (2026). *Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 19 de enero de 2026*. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión.

- [7] Norma Oficial Mexicana. NOM-052-SEMARNAT-2005-gob.mx
- [8] Norma Oficial Mexicana. NOM-161-SEMARNAT-2011.
- [9] Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. (2023). *Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos del Estado de Jalisco*. <https://semadet.jalisco.gob.mx/>
- [10] Rivera, R. L.T. (2025). *Gobernanza Universitaria con enfoque de responsabilidad social universitaria y objetos de desarrollo sostenible: Caso Universidad Autónoma de Nayarit*. Quipukamayoc, 33(70), 119-132.
- [11] Moreno, M., (2013). *Una lectura prospectiva de la Agenda Río+20: la emergencia de la gobernanza para el desarrollo sostenible*. Xihmai 8, 57-74.
- [12] Hernández, S. R. (2018). Metodología de la investigación: las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta. *Mcgraw-Hill*
- [13] Gundermann-Kröll, H. (2013). El método de los estudios de caso. En M. L. Tarrés, Observar, escuchar y comprender sobre la tradición cualitativa en la investigación. *México: El Colegio de México-FLACSO México*. 231-264
- [14] Universidad de Guadalajara. (abril, 2026). Numeralia institucional. *Coordinación General de Planeación y Evaluación (CGPE)*. Recuperado el 10 de junio de 2026, de <https://cgpe.udg.mx/informacion-institucional/numeralia-institucional>
- [15] Cochran, W. G. (1977). *Sampling techniques* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

I.4 Las políticas de “Buenos Aires” en la gestión de residuos

Alejandra Reyes Jaime*

Resumen

Este estudio problematiza la noción convencional de calidad del aire urbano y los residuos. A partir de una caminata olfativa realizada en noviembre y diciembre de 2025 en la ciudad de Buenos Aires, se analizan las experiencias odoríferas como expresión material de desigualdades socioespaciales. La metodología se adaptó del *Smellfie Kit* (McLean, 2020) y de Castro y Reyes (2025), y se aplicó en dos territorios contrastantes: Recoleta y Villa 31 (Barrio Padre Carlos Múgica).

Los hallazgos evidencian que la calidad del aire no es un atributo homogéneo ni neutral, sino una condición producida diferencialmente en el espacio urbano. Las diferencias observadas entre Recoleta y Villa 31 no pueden reducirse a variaciones perceptivas individuales, sino que expresan la distribución desigual de infraestructuras, políticas ambientales, flujos urbanos y cargas ambientales asociadas a la gestión de residuos y a la organización metabólica de la ciudad. En este sentido, el olor aparece como un dispositivo sensible que revela jerarquías urbanas y formas de injusticia ambiental que permanecen invisibilizadas en los sistemas tradicionales de monitoreo.

Palabras Clave: *Olor ofensivo, políticas públicas, justicia ambiental*

*Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias Av. Universidad s/n, Circuito 2
62210, Col. Chamilpa, Ciudad Universitaria de la UAEM, Cuernavaca, Morelos. Tels. 777 329 1600 y 777 329 0800
E-mail: areyes@ciencias.unam.mx

1. Introducción

En el caso de la calidad del aire, los esfuerzos institucionales se han concentrado históricamente en el monitoreo y control de contaminantes, definidos por organismos internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS). Bajo esta perspectiva, el aire es considerado de buena calidad cuando las concentraciones de material particulado (PM_{2.5} y PM₁₀), ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂), dióxido de azufre (SO₂) y monóxido de carbono (CO) permanecen dentro de los límites considerados seguros para la salud humana [1]. No obstante, esta aproximación tiende a privilegiar una visión técnico-normativa de la atmósfera que deja en segundo plano otras formas de experimentar y habitar el ambiente.

Esta investigación propone que el aire no constituye únicamente un elemento biofísico susceptible de medición en emisiones de Gases de Efecto Invernadero, sino también un espacio socialmente producido donde se expresan relaciones de poder, desigualdades territoriales y disputas por el acceso a condiciones ambientales dignas. En este sentido, la experiencia cotidiana de los olores ofensivos¹ asociados a la gestión de residuos, al saneamiento deficiente o a determinadas actividades productivas puede revelar dimensiones de la calidad ambiental que frecuentemente permanecen invisibles en las políticas públicas y en los sistemas oficiales de monitoreo. Los olores de la gestión de residuos no se distribuyen de manera aleatoria en el territorio; por el contrario, suelen concentrarse en espacios habitados por poblaciones con menor capacidad de incidencia política y menores oportunidades para resistir la localización de infraestructuras ambientalmente indeseables.

Bajo esta mirada, los “buenos aires” pueden entenderse como una condición territorial que trasciende la simple ausencia de contaminantes atmosféricos. Se trata de una construcción socioespacial resultado de decisiones políticas, arreglos institucionales y configuraciones territoriales que determinan quiénes disfrutan de entornos saludables y quiénes asumen las cargas derivadas de los sistemas urbanos de gestión de residuos. La presencia o ausencia de olores ofensivos constituye así una manifestación tangible de la forma en que las ciudades organizan sus flujos materiales y distribuyen sus externalidades ambientales.

Los sitios de disposición final, las estaciones de transferencia, las plantas de tratamiento y otras infraestructuras asociadas configuran geografías específicas de exposición ambiental que reflejan procesos históricos de segregación y desigualdad. Desde una perspectiva de sostenibilidad, la transición hacia sistemas de gestión de residuos más eficientes y justos no puede limitarse a indicadores de recuperación material o mitigación climática, sino que debe considerar también la distribución espacial de sus beneficios y costos.

En este contexto, la noción de “buenos aires” permite articular los debates sobre justicia ambiental [3] al reconocer que la calidad del aire es simultáneamente una cuestión ecológica, política y territorial. Más que un atributo exclusivamente físico de la atmósfera, los buenos aires representan una expresión del derecho colectivo a habitar territorios donde las cargas ambientales no se concentren sistemáticamente sobre determinados grupos sociales. Desde esta perspectiva, el aire se configura como un bien común cuya gestión requiere incorporar criterios de equidad, reconocimiento y participación en la planificación de los sistemas urbanos de residuos.

El presente trabajo surge de una estancia de investigación en Buenos Aires, Argentina en 2025 y propone explorar la relación entre los olores, las políticas públicas y los residuos. Se plantea que al

¹ Olor ofensivo: Es el olor, generado por sustancias o actividades industriales, comerciales o de servicio, que produce fastidio, aunque no cause daño a la salud humana. Decreto 948 de 1995 Art. 16. Normas de Evaluación y Emisión de Olores Ofensivos. Colombia [2]

desplazar la atención desde las emisiones hacia las experiencias territoriales de quienes conviven cotidianamente con las infraestructuras de residuos, se busca contribuir a una comprensión más amplia de la sostenibilidad, entendida no solo como eficiencia ambiental, sino también como justicia espacial y derecho a un ambiente sano.

2. Metodología

La metodología se basó en un estudio comparativo en dos barrios de Buenos Aires, Argentina con el método de caminata olfativa (con tres etapas). Se priorizó la identificación y caracterización de los sitios de gestión de residuos o las prácticas asociadas a la gestión integral. El diseño metodológico se adaptó a partir del *Smellfie Kit* desarrollado por Kate McLean [4] y de la propuesta metodológica de Castro y Reyes [5], incorporando elementos de cartografía sensorial y observación en campo.

2.1 Etapa 1 Diseño del recorrido

En una primera etapa se definieron los recorridos de observación de los barrios La Recoleta y Villa 31 en la Ciudad de Buenos Aires Argentina (CABA). Las rutas fueron diseñadas con una extensión máxima de 2 km y configuración preferentemente circular, con el propósito de garantizar la cobertura integral del área de estudio y evitar sesgos derivados de trayectos lineales extensos.

Cada caminata tuvo una duración máxima de 45 minutos, considerando que la exposición prolongada puede generar fatiga olfativa y disminuir la capacidad de percepción de los participantes. Asimismo, se establecieron recomendaciones previas al recorrido, tales como evitar el consumo de tabaco, café, mate, perfumes o productos aromáticos que pudieran alterar la sensibilidad olfativa.

2.2 Etapa 2 Caracterización de la ruta

En una segunda etapa se realizó la caracterización espacial de cada recorrido mediante el trazado de mapas y croquis de campo. Esta actividad permitió vincular las observaciones olfativas con ubicaciones específicas del territorio, facilitando posteriormente el análisis espacial de las percepciones registradas y su relación con posibles fuentes emisoras.

2.3 Etapa 3 Caminata olfativa

La tercera etapa consistió en el levantamiento sistemático de información utilizando una hoja de registro olfativo (Tabla 1) diseñada para documentar las características de los olores percibidos durante el recorrido. Se registraron tres categorías de percepción: olores ambientales, entendidos como aquellos presentes de forma relativamente estable en el entorno; olores de proximidad, identificados mediante la aproximación a elementos o fuentes específicas; y olores en tránsito, asociados a fuentes móviles o a estímulos odoríferos temporales que circulaban por el espacio urbano.

Para cada observación se registró una descripción libre del olor, la posible fuente de origen y un conjunto de atributos sensoriales. La intensidad y la duración fueron evaluadas mediante escalas ordinales de cinco niveles (1 = muy baja; 5 = muy alta), mientras que la percepción hedónica fue valorada en una escala de -2 a +2, donde los valores negativos representaron experiencias desagradables y los positivos experiencias agradables. Adicionalmente, se documentaron las emociones, sensaciones o recuerdos asociados a cada percepción olfativa con el fin de explorar la dimensión afectiva de la experiencia ambiental.

Tabla 1. Hoja de registro olfativo

# Olor	Tipo 1. Fijo 2. Proximidad 3. Tránsito	Nombre del olor y origen Descripción libre	Intensidad 1. Muy débil 2. Débil 3. Moderada 4. Fuerte 5. Muy fuerte	Duración 1. Fugaz 2. Breve 3. Moderado 4. Prolongado 5. Persistente	Escala hedónica -2 Muy desagradable -1 Desagradable 0 Neutro +1 Agradable +2 Muy agradable	Otros Espacio para anotaciones o recomendaciones
1						
2						
3						

Los registros obtenidos fueron posteriormente sistematizados y identificando patrones espaciales de concentración de olores, su relación con actividades urbanas y de gestión de residuos, así como las implicaciones territoriales de dichas experiencias para la comprensión de la calidad ambiental urbana.

3. Resultados y discusión

3.1. La Recoleta

El barrio de la Recoleta se localiza en la zona norte de la ciudad de Buenos Aires y constituye uno de los sectores urbanos de mayor centralidad histórica, simbólica y socioeconómica. Se caracteriza por una fuerte presencia de patrimonio arquitectónico de estilo europeo, con edificaciones de alta calidad constructiva, espacios públicos consolidados y una oferta cultural relevante, que incluye museos, centros culturales y bibliotecas.

Desde el punto de vista urbano, Recoleta presenta una infraestructura consolidada, con alta accesibilidad a servicios públicos, transporte y equipamientos urbanos. Es también un área de alta valorización inmobiliaria, asociada a procesos de elitización urbana y concentración de población de ingresos medios-altos y altos. En términos de dinámica urbana, predomina el uso residencial de alta densidad en edificios de departamentos, combinado con actividades comerciales y turísticas.

En el marco de un análisis de sostenibilidad y geografía crítica, Recoleta puede entenderse como un espacio de baja exposición directa a cargas ambientales negativas asociadas a la gestión de residuos, lo que no implica ausencia de externalidades, sino más bien su desplazamiento hacia otras áreas de la ciudad. Su paisaje urbano tiende a reflejar una distribución desigual de las infraestructuras y molestias ambientales en el conjunto metropolitano.

En la Figura 1 se aprecia el recorrido de la caminata olfativa de La Recoleta. El recorrido se realizó el 10/11/2025 en Argentina Buenos Aires, en las calles aledañas al recoleta Urban Mall. La distancia recorrida fue de 0.42 km. Se recopilaron 11 pines olfativos de las 18:00 a las 18:40 hrs. (Tabla 2).



Figura 1 Caminata olfativa en La Recoleta

Fuente: Polígono realizado en Google earth

Tabla 2. Hoja de registro olfativo La Recoleta

# Olor	Tipo 1. Fijo 2. Proximidad 3. Tránsito	Nombre del olor y origen Descripción libre	Intensidad 1. Muy débil 2. Débil 3. Moderada 4. Fuerte 5. Muy fuerte	Duración 1. Fugaz 2. Breve 3. Moderado 4. Prolongado 5. Persistente	Escala hedónica -2 Muy desagradable -1 Desagradable 0 Neutro +1 Agradable +2 Muy agradable	Emoción Sentimientos Recuerdos
1	Tránsito	Vía pública Marijuana extranjeros	5	1	-1	Duda Nausea Asco
2	Fijo	Comida Carne asada Restaurante continental	3	5	+1	Saciedad
3	Tránsito	Humo de cigarro de dos mujeres	2	2	-1	Asco
4	Fijo	Fuente Agua corriendo	1	4	+2	Tranquilidad Felicidad
5	Fijo	Garaje Grasa de motor Polvo Suciedad	2	5	0	Normalidad Estacionamiento
6	Fijo	Cafetería Café Olor a mamá	3	5	+1	Amor felicidad
7	Fijo	Olor a jabón en polvo A cosas almacenadas	4	5	0	Hacer las compras Cotidianidad
8	Fijo	Farmacia Olor a perfume floral	3	5	+1	Confort Tranquilidad
9	Fijo	Frutería Fruta Cajas de madera	2	5	+1	Felicidad Antojo
10	Fijo	Contenedor de residuos Orines Lixiviados	3	5	-1	Asco Familiaridad
11	Fijo	Plaza comercial Olor a palomitas	3	2	+1	Emoción Felicidad

3.2. Villa 31

El barrio conocido como Villa 31, oficialmente Barrio Padre Carlos Mugica, se ubica en una zona estratégica de la ciudad de Buenos Aires, contigua a áreas de alta centralidad como la estación Retiro y corredores de transporte metropolitano. Se trata de un asentamiento urbano popular con una alta densidad poblacional, caracterizado por un proceso histórico de urbanización informal y, en años recientes, por intervenciones estatales orientadas a la integración urbana y la provisión de servicios básicos. El barrio presenta una configuración urbana heterogénea, con fuerte densificación del tejido habitacional, presencia de pasillos estrechos y una infraestructura que ha evolucionado de manera progresiva mediante procesos de regularización parcial. A pesar de los avances en urbanización, persisten desigualdades en el acceso a infraestructura completa y en la calidad de los servicios urbanos en comparación con otras áreas de la ciudad.

Desde una perspectiva de geografía crítica, Villa 31 constituye un espacio clave para analizar la distribución desigual de cargas ambientales urbanas. Su localización cercana a infraestructuras de transporte, flujos logísticos y actividades urbanas intensivas la expone a múltiples formas de contaminación, incluyendo ruido, calidad del aire y potenciales impactos odoríferos asociados a la dinámica urbana circundante. En este sentido, el barrio evidencia cómo la producción de la ciudad está atravesada por desigualdades espaciales que se manifiestan también en la experiencia sensorial del entorno.

En la Figura 2 se muestra la caminata olfativa realizada en Villa 31 el 04/12/2025 en Buenos Aires, Argentina, Villa 31 cerca a la estación de Trenes Argentinos Retiro. La distancia recorrida fue de 1 km y se recuperaron 10 pines olfativos de 10:00 a 10:57 hrs.

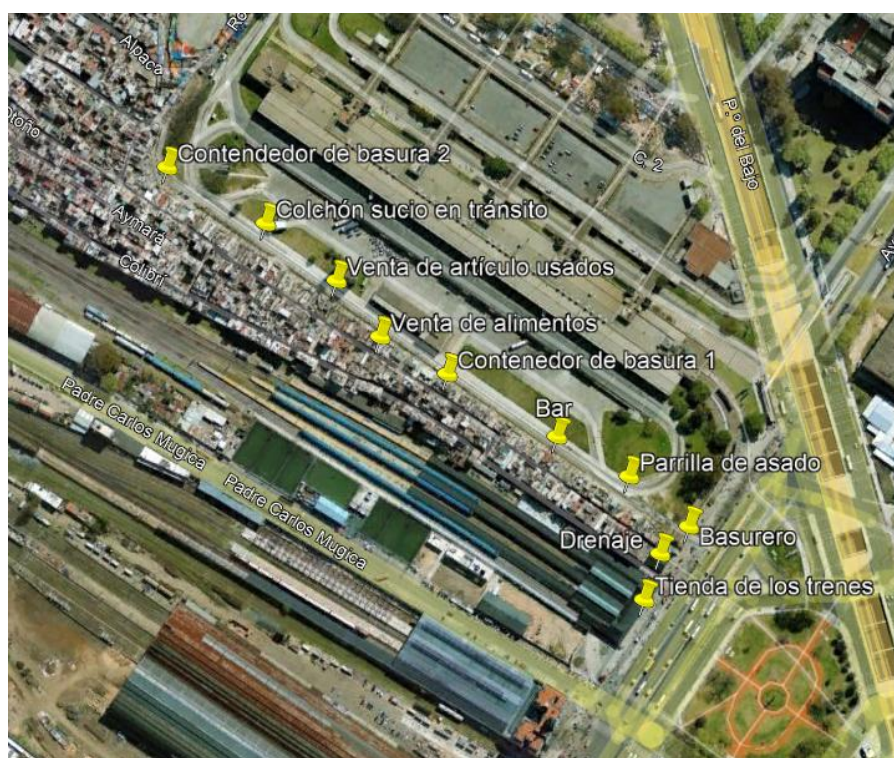


Figura 2 Caminata olfativa en Villa 31

Fuente: Polígono realizado en Google earth

4. Conclusiones

La aplicación de la caminata olfativa en los barrios de la Recoleta y la Villa 31 (Barrio Padre Carlos Mugica) permitió evidenciar que la calidad del aire urbano no puede ser comprendida exclusivamente a partir de indicadores fisicoquímicos de contaminación atmosférica. Por el contrario, la incorporación de la dimensión sensorial del olor revela la existencia de experiencias ambientales diferenciadas que están profundamente asociadas a la organización socioespacial de la ciudad.

Los resultados sugieren que los olores ofensivos constituyen un componente significativo de la experiencia urbana cotidiana, especialmente en territorios donde la presencia de infraestructuras de transporte, flujos intensivos de residuos o alta densidad de actividades urbanas incrementa la exposición a estímulos odoríferos. En este sentido, la percepción del aire como “limpio” o “contaminado” no se limita a los contaminantes criterio, definidos por organismos internacionales, sino que se construye también a partir de experiencias sensoriales que influyen en el bienestar, la percepción del entorno y la relación con el espacio urbano.

El contraste entre ambos barrios permitió identificar desigualdades en la distribución de cargas ambientales. Mientras que en Recoleta predominan condiciones asociadas a una baja presencia de olores ofensivos y una mayor estabilidad sensorial del ambiente, en Villa 31 se registran experiencias más heterogéneas y dinámicas, asociadas a la intensidad de los flujos urbanos, la proximidad a infraestructuras estratégicas y las condiciones de densidad urbana. Estas diferencias no deben interpretarse únicamente como variaciones perceptivas individuales, sino como expresiones materiales de procesos de producción desigual del espacio urbano.

Estos hallazgos refuerzan la idea de que la gestión de residuos y las infraestructuras urbanas no solo cumplen funciones técnicas, sino que también producen geografías diferenciadas de exposición ambiental. En consecuencia, los “buenos aires” no pueden entenderse únicamente como la ausencia de contaminantes atmosféricos, sino como una condición territorial vinculada a la justicia ambiental, la distribución equitativa de infraestructuras y el derecho a una experiencia urbana libre de cargas odoríferas desproporcionadas.

5. Referencias

- [1] World Health Organization. (2018). *Ambient air pollution*. https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA69/A69_18-en.pdf
- [2] República de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. (1995). *Decreto 948 de 1995, por el cual se reglamenta la prevención y control de la contaminación atmosférica y la protección de la calidad del aire* (Art. 16. Normas de evaluación y emisión de olores ofensivos). Diario Oficial No. 41.875. <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=1479>
- [3] Pellow, D. N. (2018). *What is critical environmental justice?* Polity Press.
- [4] McLean, K. (2020). *Smellfie Kit* [PDF]. Sensory Maps. https://sensorymaps.com/wp-content/uploads/2024/07/Smellfie_Kit_2020_compressed.pdf
- [5] Castro Martínez, E. de J., & Reyes Jaime, A. (2025). Análisis de los efectos espacio-temporales del olor generados por una granja porcícola: estudio de caso en Sitalpech, Yucatán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (90). <https://doi.org/10.4067/S0718-34022025000100111>

I.5 Modelo de la Fuente Generadora de Residuos Sólidos. Aplicación a las viviendas de la Zona Metropolitana de Oaxaca.

Mauricio Hernández Marroquín*
José Raúl García Barrios**

Resumen

Los estudios de caracterización proporcionan información esencial sobre la generación y composición de los residuos sólidos urbanos (RSU); algunos incluyen datos cualitativos, como hábitos de manejo, información socioeconómica, percepciones y calidad de los servicios, entre otros. Generalmente esta información se usa para proponer modelos de gestión integral o modelos predictivos, pero son escasos aquellos que se enfocan en describir los procesos que ocurren al interior de las unidades generadoras. En este trabajo se elabora un modelo general de la Fuente generadora de RSU, el cual se aplica para describir la forma en que las viviendas de la Zona Metropolitana de Oaxaca manejan sus residuos. Esto se lleva a cabo mediante la estimación de la magnitud y la trayectoria de los flujos de RSU, a partir de la integración de la información que proporciona un reciente estudio de caracterización en la región. Se encontró que una masa significativa de la fracción orgánica, 209 ton/día (43%), se reusó o se separó; en el caso de los inorgánicos esta tendencia es menor: 82 ton/día (17%). El resto se mezcla al interior de las viviendas generando basura: 191 ton/día (40%). También se observa un amplio uso de los servicios de recolección municipales (316 ton/día) y particulares (26 ton/día); además las viviendas disponen de forma inadecuada alrededor de 19 ton/día. Los resultados pueden ayudar en el diseño de políticas públicas enfocadas en el reúso y no solo en etapas posteriores de la gestión. El modelo se puede aplicar para analizar las unidades económicas e instituciones.

Palabras Clave: *Estudios de caracterización, Hábitos de separación, Modelo de red de flujos, Residuos Sólidos Domiciliarios, Zona Metropolitana de Oaxaca.*

*Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, Av. Insurgentes Sur 1582, Col. Crédito Constructor, Demarcación Territorial Benito Juárez, CP 03940, Ciudad de México, 2721970474
E-mail:mauricio.hernandez@secihti.mx

**Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias de la UNAM

1. Introducción

Las tendencias de consumo actuales, junto con la creciente generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y sus diversos procesos de gestión, configuran sistemas complejos en cada región de asentamiento humano [1]. La extensión territorial de dichos sistemas puede abarcar desde pequeñas comunidades o cabeceras municipales hasta grandes ciudades y zonas metropolitanas. Además, su estructura varía considerablemente según el lugar [2] y genera problemas sociales, ambientales y económicos particulares.

Por ello, el estudio de los RSU requiere un enfoque sistémico y transdisciplinario [3] que permita comprender dicha heterogeneidad e integrarla en un marco epistémico general, que sea aplicable al análisis de un territorio específico. Esto incluye, por un lado, el diseño adecuado y la ejecución de estudios de campo rigurosos para investigar aspectos relevantes del sistema; y por otro, la aplicación de metodologías robustas que faciliten el análisis e integración de los datos. La finalidad es comprender de manera integral la situación de las regiones y de este modo contribuir a la construcción colectiva de estrategias de intervención que garanticen a la población el derecho a un medio ambiente sano.

Una de las vías para entender estos sistemas, sus dimensiones y subsistemas, así como las variables que intervienen y la forma en que estas se relacionan, es la modelación. Los autores de este trabajo han desarrollado modelos generales que describen las vías de flujo de los residuos [4] y su relación con los circuitos económicos capitalistas y del Bien-Vivir [5]. En conjunto, estos modelos describen distintos aspectos de los llamados Sistemas de Gestión Distribuida de Residuos Sólidos Urbanos (SGD-RSU), definidos como redes ordenadas y situadas de interacción cooperativa y competitiva establecidas entre actores sociales motivados y regulados por factores históricos, legales, tecnológicos, económicos, políticos y culturales, que determinan en los distintos puntos de acumulación la trayectoria, magnitud y destino de las corrientes de residuos [4].

Una versión simplificada del modelo del SGD-RSU [4] se muestra en la Figura 1. El modelo distingue tres categorías de residuos: orgánicos, inorgánicos aprovechables y basura. El término “basura” designa a los residuos mezclados que disminuyen su posibilidad de aprovechamiento y aumentan su potencial de daño al ambiente. Esta categorización es esencial para el modelo, ya que plantea que la gestión de residuos orgánicos, de los materiales aprovechables y de la basura conforma procesos estrechamente interconectados, pero de naturaleza distinta. El modelo también distingue 3 macroprocesos interconectados: la generación de RSU en las diversas fuentes, la gestión de los diferentes tipos de RSU generados y la producción de bienes (incluyendo valorización de RSU). Para una descripción completa y detallada del modelo del SGD-RSU se invita al lector a consultar [4].

La construcción de estos modelos es en sí mismo un proceso para comprender los SGD-RSU de forma general. Pero también se pueden contextualizar para comprender la situación de una región particular. Evidentemente, esta aplicación requiere datos específicos de la zona de estudio. En este sentido, los estudios de caracterización de residuos representan esfuerzos importantes dirigidos a la recolección de información en campo sobre diversas características de los RSU. En México, existe una normatividad aplicable (NMX) con metodologías para estimar diversas características de interés, por ejemplo, la generación per cápita y la composición de los residuos. Además, existen varios estudios de este tipo, llevados a cabo en distintas ciudades del país.

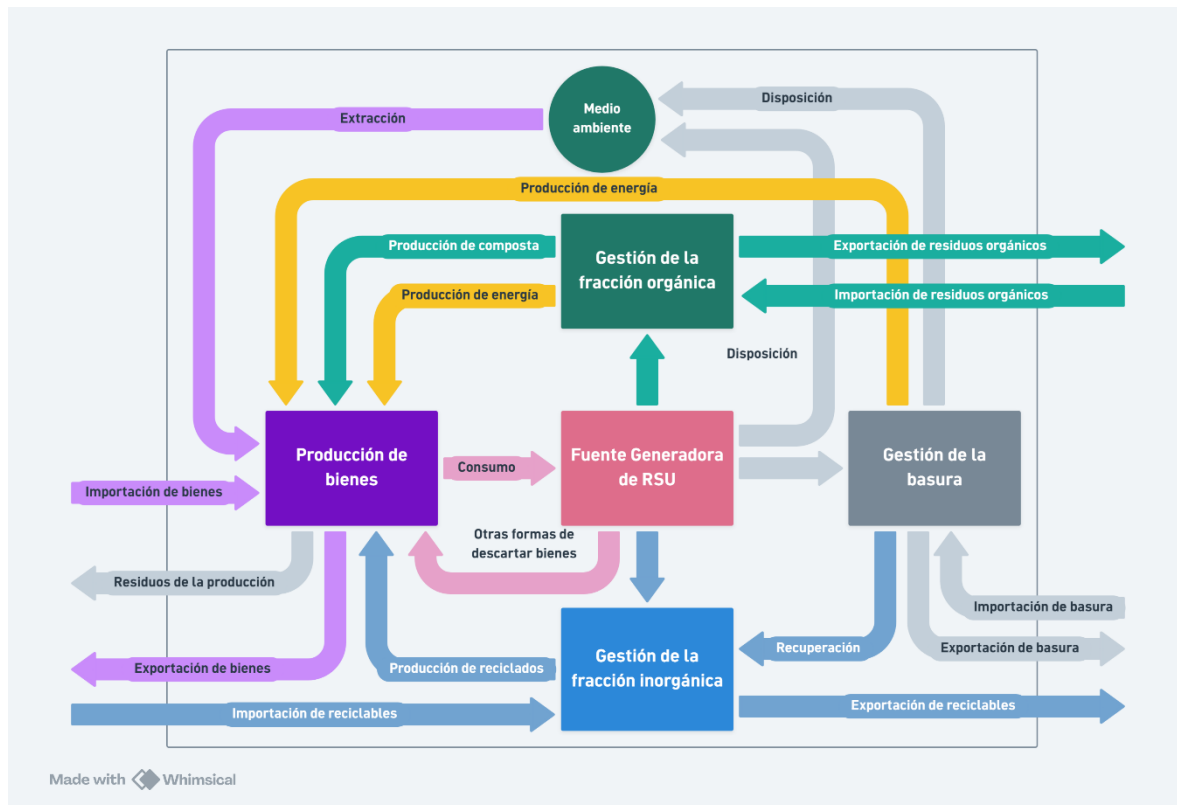


Figura. 1. Sistema de gestión distribuida de residuos sólidos urbanos. Fuente: elaboración propia a partir del modelo del SGD-RSU en [4], con el software Whimsical.

Los autores de este trabajo coordinaron un estudio de caracterización [6] en la Zona Metropolitana de Oaxaca (ZMO), que se llevó a cabo del 9 al 26 de noviembre del 2023. El estudio se enfocó en el análisis de los Residuos Sólidos Domiciliarios (RSD), es decir, los generados en viviendas, mediante una metodología basada en la normatividad mexicana (NMX-AA-061, NMX-AA-019 y NMX-AA-022), pero con cambios significativos que abarcan nuevas metodologías de estratificación en siete niveles socioeconómicos del AMAI [7] y la construcción de áreas muestrales, cuyo polígono abarcó cinco municipios de la ZMO: Oaxaca de Juárez, San Sebastián Tutla, Santa Lucía del Camino, San Antonio de la Cal y Santa Cruz Xoxocotlán.

Este estudio se organizó en tres módulos enfocados al análisis de diferentes características de los RSD. El primero se enfoca en estimar el promedio de generación per cápita diario y la generación total diaria de RSD, esto se llevó a cabo mediante la recolección y pesaje, durante siete días, de los residuos generados en las viviendas de la muestra. El segundo módulo trata de un estudio de composición, que estimó el porcentaje promedio de la masa de residuos sólidos que corresponde a 42 categorías de RSD, mediante un proceso de segregación minuciosa durante una semana. El tercer módulo consiste en un estudio de hábitos de manejo de residuos que, a través de una encuesta aplicada en vivienda, estima la proporción de viviendas que manejan distintos tipos de materiales descartados de acuerdo con diferentes tipos de manejo.

En este trabajo se elabora un modelo de la Fuente Generadora de RSU con base en el modelo del SGD-RSU [4]. Después, dicho modelo se usa para describir cómo se descartan distintos tipos de materiales en las viviendas de la ZMO. Esto se logra mediante un método de integración de los distintos tipos de información que proporciona el estudio de caracterización de los RSD [6], lo que permite estimar las proporciones y la magnitud de los flujos de residuos resultantes.

2. Metodología

2.1 Modelo de la Fuente generadora de residuos sólidos

En primer lugar, se construye el modelo de la Fuente generadora de RSU, entendido como un subsistema del SGD-RSU. De acuerdo con Hernández-Marroquín et al. [4] la Fuente generadora de RSU se define como un subsistema del SGD-RSU que consiste en las unidades de producción-consumo de donde fluyen las corrientes de RSU. Así, la Fuente es el conglomerado de las siguientes unidades generadoras: las viviendas, las instituciones, las unidades económicas y los espacios públicos donde se generan los RSU.

El modelo desarrollado de la Fuente generadora de RSU se muestra en la Figura 2, se trata de una red de nodos y flujos que describen los procesos y posibles trayectorias de la materia hasta convertirse en residuos y salir de la fuente. El primer proceso es el “descarte”, son aquellos objetos y materiales que han perdido su valor de uso, pero que no necesariamente entran en las corrientes de lo que usualmente se considera RSU, al menos desde una perspectiva de la gestión pública y el daño al medio ambiente. Para ilustrar este concepto consideremos a las viviendas que descartan ropa y zapatos mediante la donación o el regalo. Estos objetos, al igual que otros, pueden fluir hacia otras viviendas o mercados de segunda mano, se consideran como bienes y usualmente no son clasificados como residuos durante esta etapa. Una discusión más extensa sobre el descarte y su diferencia con la generación de residuos se encuentra en [8].

En consonancia con el modelo del SGD-RSU [4] el modelo de la Fuente considera tres tipos de materiales descartados (orgánicos, inorgánicos aprovechables y basura). De acuerdo con los hábitos de manejo, lo descartado se puede usar al interior de la Fuente, se puede regalar como un bien o se puede convertir en residuos. Si los residuos se mezclan, se considera que se convierten en basura, si se separan se clasifican como orgánicos o inorgánicos separados en la Fuente. Finalmente, el modelo considera 9 vías de flujo de los residuos (Figura 2): la recolección que distingue entre orgánicos, inorgánicos y basura, diferenciado en servicio público o privado; el regalo o venta de orgánicos e inorgánicos para valorización o reciclaje; y disposición inadecuada de residuos como quemar, tirar o enterrar.

2.2. Aplicación del modelo para el caso de los residuos domiciliarios

En esta sección se desarrolla un método para estimar los flujos de RSD del modelo de la Fuente generadora, mediante el uso de la información de los 3 módulos (ver Sección 1) que proporciona un reciente estudio de caracterización llevado a cabo en la ZMO [6].

Se define la siguiente notación, sea D la masa total del descarte y G la masa total de residuos generados en las viviendas, por definición tenemos que $G \leq D$. Sea ρ_i la proporción de la masa de residuos de la categoría i , con $i = 1, \dots, m$; y sea λ_{ij} la proporción de viviendas que maneja la categoría de materiales i de acuerdo con el tipo de manejo j , con $i = 1, \dots, m$ y $j = 1, \dots, n$; donde m es la cantidad de categorías de materiales y n la cantidad de tipos de manejo.

El estudio de caracterización estima G , para calcular D se propone el siguiente método. Como se mencionó en la Sección 2.1, para una categoría de materiales fija i , existen tipos de manejo que dirigen los materiales descartados hacia el flujo de generación de residuos, mientras que otros, como el reúso, hace que los materiales descartados no fluyan fuera de las viviendas en su conjunto. Sea D_i la masa de materiales descartados del tipo i y sea μ_i la suma de las proporciones de los tipos de manejo j que generan residuos del tipo de material i , entonces asumimos que $\mu_i D_i$ coincide con G_i , la generación de residuos del tipo i , que se calcula como $\rho_i G$. Resumiendo, tenemos que D_i se puede calcular a partir de G como

$$D_i = \frac{\rho_i G}{\mu_i} \quad (\text{Ec. 1})$$

Además, el descarte total D se puede calcular como la suma de los descartes D_i , con $i = 1, \dots, m$.

Sea $\vartheta_i = D_i/D$ la proporción de la masa de materiales descartados de tipo i , $\vartheta = (\vartheta_i)$ la matriz de dimensión $1 \times m$ y sea $\lambda = (\lambda_{ij})$ la matriz de dimensión $m \times n$ de proporciones de viviendas que manejan los materiales descartados de tipo i de acuerdo con el tipo de manejo j , entonces las entradas de la matriz multiplicación $\vartheta\lambda$ son el porcentaje de la masa de materiales descartados de la categoría i que se gestionan de acuerdo con el tipo de manejo j . Además, se cumple que

$$\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \vartheta_i \lambda_{ij} = 1 \quad (\text{Ec. 2})$$

Finalmente, se tiene que las entradas de la matriz $D\vartheta\lambda$ representan la masa de materiales descartados de la categoría i que se gestionan de acuerdo con el tipo de manejo j .

3. Resultados y discusión

Los resultados indican que las viviendas de la ZMO descartan alrededor de 481.6 ton/día, que se manejan de acuerdo con la Tabla 1. Aproximadamente 370 ton/día (76.8%) de esta masa se convierten en residuos, de acuerdo con el estudio de generación [6].

Se observa que la recolección representa la vía de gestión de mayor flujo, con un 70.87% de la masa total del descarte. Le sigue el reúso en la Fuente con un 19.73%, que proviene principalmente de los residuos orgánicos (restos de frutas y verduras, de comida y de jardinería).

Con base en la Tabla 1 se determinaron los flujos del modelo de la Fuente generadora para el caso de las viviendas, los resultados se muestran en la Figura 2. Se observa que el 50.6% del descarte de materiales son orgánicos (243.8 ton/día). De estos se reúsan 94.3 ton/día y se entregan a un servicio de recolección de forma separada 114 ton/día, en conjunto esto indica un 85.7% de la masa total de orgánicos descartados que se no se mezclan con otro tipo de materiales. Es posible que estos hábitos de manejo en las viviendas de la ZMO se potenciaron a partir del cierre del tiradero de Zaachila y la implementación de un servicio de recolección municipal separada [9].

La información anterior puede tener un impacto importante en el diseño de políticas públicas. Por un lado, la configuración de los sistemas de gestión se debe orientar al aprovechamiento de la disposición de la población a separar sus residuos; y por otro, se tiene que evitar que las acciones de gestión disminuyan la gestión interna de la materia orgánica, sino que la refuercen. Tiene mayor jerarquía reducir la generación de residuos, por ejemplo, mediante acciones dirigidas al desarrollo de actividades del Bien-Vivir [5], que separar y gestionar correctamente grandes cantidades de estos.

Tabla 1. Proporción de la masa de la masa de materiales descartados para cada tipo de manejo. Fuente: Elaboración propia con datos del estudio de caracterización de la ZMO [6].

Tipo de residuo	Entregar a servicio de recolección				Vender o regalar como residuo	Reusar	Descartar como bien	Quemar, enterrar, tirar y otros	Total
	Separada		Mezclada						
	Mpio.	Part.	Mpio.	Part.					
Frutas y verduras	7.75%	0.60%	0.86%	0.26%	0.19%	7.04%	0.00%	1.15%	17.84%
Restos de comida	5.47%	0.38%	0.79%	0.15%	0.41%	6.23%	0.00%	0.47%	13.89%
Restos de jardinería	8.08%	0.59%	1.47%	0.25%	0.34%	6.31%	0.00%	1.85%	18.89%
Plástico	2.53%	0.11%	0.49%	0.09%	0.47%	0.06%	0.00%	0.03%	3.79%
Latas de aluminio	0.11%	0.01%	0.03%	0.01%	0.06%	0.00%	0.00%	0.00%	0.21%
Latas de hojalata	0.50%	0.02%	0.13%	0.02%	0.15%	0.01%	0.00%	0.00%	0.84%
Papel	1.02%	0.06%	0.31%	0.04%	0.15%	0.01%	0.00%	0.09%	1.69%
Vidrio	3.39%	0.14%	0.79%	0.12%	0.00%	0.04%	0.29%	0.06%	4.84%
Ropa y zapatos	2.32%	0.15%	0.96%	0.10%	0.00%	0.00%	3.15%	0.09%	6.76%
Cartón	1.83%	0.10%	0.56%	0.07%	0.27%	0.03%	0.00%	0.17%	3.04%
Otro	0.00%	0.00%	26.16%	2.06%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	28.22%
Total	33.01%	2.15%	32.54%	3.17%	2.04%	19.73%	3.44%	3.92%	100%

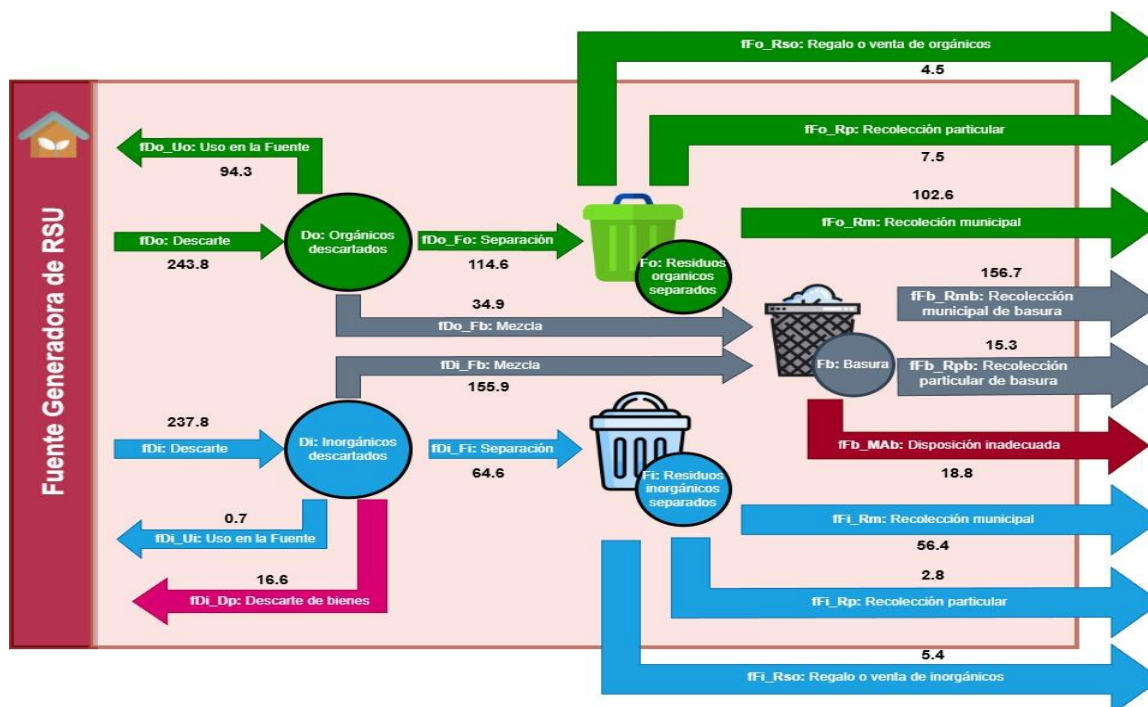


Figura 2. Modelo de la Fuente Generadora de residuos sólidos domiciliarios con flujos en toneladas por día. Fuente: elaboración propia con base en el modelo del SGD-RSU [4] y la información del estudio de caracterización en la ZMO [6]; íconos descargados de Flaticon.com

Para los inorgánicos la magnitud de los flujos que no se mezclan es menor, con 64.6 ton/día, es decir, el 34.4% del descarte de inorgánicos. Resalta el hecho de que el descarte de bienes, que corresponde a vidrio, tela, ropa y zapatos que se regalan o se venden, tiene un flujo importante con 16.6 ton/día. En cuanto al regalo o venta de residuos tenemos un flujo de 9.9 ton/día, que equivalen al 2.7% del total de residuos generados. También se observa un flujo importante de 18.8 ton/día de residuos que se queman, entierran, tiran, entre otros. Lo demás fluye hacia los sistemas de recolección (342.1 ton/día), de los cuales el 7.5% (25.6 ton/día) va a un servicio particular y lo demás a un servicio de recolección municipal (316.5 ton/día).

Es importante observar que la existencia de flujos de recolección de orgánicos y recolección de inorgánicos, tanto municipal como particular, no implican que exista una recolección separada de los mismos. El modelo indica que los habitantes de las viviendas los separan y los entregan al servicio de recolección de esta forma, sin embargo, sucede a menudo que el personal mezcla estos residuos en los vehículos, lo que implica una generación de basura pero que ocurre en otro subsistema, no en la Fuente. En el caso del municipio de Oaxaca de Juárez se espera que una gran parte se manejará de forma separada debido a un sistema de recolección separada [9]. Por otro lado, aunque el flujo de residuos inorgánicos que se regalan o se venden es apenas el 1.5% de los residuos generados, esto representa únicamente aquellos residuos aprovechables que los habitantes dirigen directamente hacia vías de reciclaje. Evidentemente este porcentaje no toma en cuenta el reciclaje total de sistema, que se alimenta no solo de otras fuentes de generación sino de los materiales que los recicladores recuperan de los diferentes nodos de acumulación.

Para concluir se discuten cuestiones metodológicas relacionadas al modelo y la forma en que se integró la información, con la finalidad de que se comprenda mejor la naturaleza de los resultados y estos puedan ser usados con precaución. La principal tiene que ver con la metodología misma del estudio de caracterización de la ZMO en el que se basa este trabajo. Durante los trabajos de campo se pidió a los habitantes de las viviendas participantes que entregaran todos sus residuos durante siete días para su análisis. Con base en esto, en este trabajo se consideró que los habitantes no entregaron los materiales que regularmente reúsan, por ejemplo, los alimentos que dan a sus mascotas o la ropa y zapatos que regalan. Sin embargo, no queda claro hasta qué punto esto es cierto, es posible que algunas viviendas alteraran sus hábitos de manejo durante su participación en el estudio. La medida en que estos hábitos se hayan modificado implicará sesgos en los flujos calculados.

En cuanto a la definición de los flujos se asume que toda la tela, ropa y zapatos que se regala o se vende no fluye por la vía de los residuos, sino que son bienes descartados que mantienen su valor de uso como producto, con la posibilidad de ingresar a un mercado de segunda mano. Lo más seguro es que esto sea cierto solo para un porcentaje de lo que se vende o regala, pero la encuesta no captura este nivel de detalle. Para el vidrio se hace el mismo tipo de consideración, ya que durante la fecha en que se realizó el estudio el mercado de reciclables para este subproducto era prácticamente inexistente, de acuerdo con información local. En cuanto a la categoría de plástico se debe señalar que se consideró únicamente al PET, HDPE y PP como los únicos subproductos plásticos que las viviendas dirigen hacia vías de reciclaje. Esto debido a que otros tipos de plásticos, aunque potencialmente reciclables, no eran recibidos los centros de acopio en la ZMO durante el estudio, de acuerdo con información local.

Estas consideraciones señalan áreas de oportunidad para los estudios de caracterización de RSU. En primer término, hay que reconocer que la generación de residuos es un proceso complejo al interior de las viviendas, entendidas como unidades de producción-consumo. Es necesario observar que no todos los objetos y materiales que se descartan se convierten en residuos; las viviendas gestionan diversos materiales como parte de las actividades del llamado circuito del Bien-Vivir [5]. También existe una fracción de los residuos que son dirigidos hacia vías distintas de la recolección de basura. Esto implica la necesidad de que los estudios de caracterización se diseñen en torno a la pregunta ¿qué flujo de materiales descartados se busca medir? Es posible que el objetivo de algunos estudios

sea medir solo lo que fluye al sistema de recolección municipal y otros quieran capturar la totalidad del descarte. En cualquier caso, este diseño debe venir acompañado de instrucciones claras para las viviendas participantes y protocolos que aseguren la calidad de los datos, de otro modo, si se permite que los habitantes definan lo que consideran como residuos, entonces no se tendrá certeza sobre cuál de los posibles flujos de materiales se midió.

4. Conclusiones

En este trabajo se elaboró un modelo de los flujos de materia descartada en la Fuente generadora de RSU. Dicho modelo se considera como un subsistema del modelo de la red de flujos del SGD-RSU (Figura 1). Su diseño distingue tres categorías básicas de residuos (orgánicos, inorgánicos aprovechables y basura) y dos momentos fundamentales: el descarte y la generación de residuos. También considera los hábitos de manejo de separación, mezcla, reúso, regalo y venta, disposición inadecuada y uso de servicios de recolección, los cuales hacen que la materia descartada fluya por distintas vías.

El modelo construido se aplicó al caso de los RSD de la ZMO, mediante el uso de la información de un reciente estudio de caracterización [6]. En específico se aplicó un método para integrar distintos tipos de datos y estimar, por categoría de residuo y por tipo de manejo, la magnitud de los flujos de materia descartada en toneladas por día.

Los resultados ayudan a comprender con mayor nivel de detalle las dinámicas de generación de RSU de las viviendas de la ZMO y su capacidad de reúso y separación. Su análisis puede ser útil para el diseño de políticas públicas enfocadas, en primer lugar, a reducir la generación de residuos. Para después motivar la separación y diseñar sistemas de gestión diferenciados, cuya eficiencia no entre en contradicción con formas de manejo de jerarquía mayor, como la reducción.

Es importante remarcar que las estimaciones de los flujos corresponden a una temporalidad específica y pueden tener sesgos importantes, los cuales dependen de la calidad y el nivel de detalle de los datos analizados. Así, el modelo señala áreas de oportunidad para los estudios de caracterización, principalmente en la definición rigurosa del flujo de residuos que se busca medir y el diseño de los protocolos necesarios para lograr ese fin.

Por último, el modelo de la Fuente generadora también se puede aplicar para describir los procesos de generación de residuos en las unidades económicas, las instituciones y las áreas públicas. Aún más, el modelo se puede usar para integrar toda esta información y comprender las dinámicas de descarte y generación de RSU de forma global en una región específica. También puede servir como base para diseñar estudios de caracterización enfocados en los distintos tipos de unidades generadoras.

5. Referencias

- [1] Marshall, R. E., & Farahbakhsh, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, 33(4), 988-1003. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>
- [2] 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*. World Bank Publications.
- [3] Lang, D. J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Swilling, M., & Thomas, C. J. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science: Practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7(1), 25-43. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0149-x>

- [4] Hernández Marroquín, M., Mendoza Portillo, M., & García Barrios, J. R. (en prensa). Sueños en conflicto: La modelación del circuito de flujos de residuos sólidos. En P. H. Rodríguez Herrero & J. R. García Barrios (Eds.), *El lado oculto de las mercancías*.
- [5] García Barrios, J. R. (en prensa). Circularidad económica y gestión de los residuos sólidos. En P. H. Rodríguez Herrero & J. R. García Barrios (Eds.), *El lado oculto de las mercancías*.
- [6] Hernández Marroquín, M., Martínez Morales, I. N., López Olvera, S., Olivo Escudero J. C., Jiménez Martínez N. M., Díaz Hinojosa V., & García Barrios, J. R. (en prensa). Evidencia para transformar la gestión de residuos en ciudades intermedias: metodología estratificada aplicada a los RSU domiciliarios en la Zona Metropolitana de Oaxaca, México.
- [7] Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión (2022). Estimaciones NSE 2020 y Regla AMAI 2022, en <https://www.amai.org/NSE/index.php?queVeo=NSE2020>
- [8] Gregson, N. (2023) The waste of the world: consumption, economies and the making of the global waste problema. Reino Unido: Brisol University Press.
- [9] Quadratín (2023, Julio 5), “Informe sobre el manejo integral de residuos sólidos urbanos en Oaxaca.” <https://oaxaca.quadratin.com.mx/informe-sobre-el-manejo-integral-de-residuos-solidos-urbanos-en-oaxaca/>

I.6 Análisis del manejo de residuos del mercado Prohogar de la Alcaldía Azcapotzalco.

Ana Yaozihuatl Mendoza Rodríguez*
Alethia Vázquez Morillas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Alejandro Islas Maya*
Gustavo Hernández Cruz*
Hiromi Salazar Hernández*

Resumen

Este estudio presenta un primer diagnóstico sobre la generación y manejo de residuos del Mercado Prohogar, ubicado en la Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México. El objetivo fue analizar la generación y composición de los residuos sólidos en dicho espacio. Durante el muestreo de tres días, se determinó una generación promedio diaria de 4,657.45 kg, el mayor peso volumétrico es 328.84 kg/m³ correspondiente a residuos mezclados. Los resultados de la caracterización revelaron que el 70.42 % de los residuos son orgánicos, compuestos principalmente por desperdicios de frutas y verduras. Se identificó que la eficiencia del manejo de residuos se ve comprometida por la disposición externa proveniente de domicilios y otras fuentes desconocidas, que incluyen a todos aquellos residuos que se dispusieron durante la madrugada. Dicha carga satura el centro de almacenamiento temporal del mercado y genera riesgos sanitarios, tales como la generación de lixiviados y la proliferación de fauna nociva. Ante esta problemática, se proponen estrategias de bajo costo y de acción inmediata. A partir de la recopilación de la información, se concluye que la optimización del manejo integral de residuos requiere una vinculación estrecha entre la administración, los locatarios y las autoridades de la alcaldía.

Palabras Clave: *caracterización, cuantificación, lixiviados, locatarios, orgánicos*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av San Pablo Xalpa 420, Colonia Nueva El Rosario, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, México. Teléfono: 5513081944

*E-mail: al2213000707@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx, aacs@azc.uam.mx

1. Introducción

Los residuos se definen como materiales o productos desechados en diferentes estados, sólidos, semisólidos, líquidos o gases, contenidos en recipientes, que pueden o no ser valorizables [1]. Estos se clasifican por su origen en fuentes domiciliarias y no domiciliarias, en las últimas se incluyen a los servicios y comercios. Actualmente, la Ciudad de México genera 12,454 toneladas diarias de residuos, esta generación sumada a una gestión inadecuada representa un problema de salud pública y degradación ambiental por la liberación de lixiviados provenientes de residuos orgánicos y gases [2].

En la Ciudad de México se contabilizan alrededor de 334 mercados públicos [3], sin embargo, es evidente la carencia de datos oficiales que haga un análisis específicamente de la cantidad y tipos de residuos generados en los mismos. En la Alcaldía Azcapotzalco operan alrededor de 19 mercados fijos que forman parte de la actividad comercial y cultural de la comunidad [3]. La falta de información técnica sobre la generación y composición de los residuos dificulta la implementación de planes de manejo integral alineados con la norma NADF-024-AMBT-2013 [4].

El mercado Prohogar es el más grande de la alcaldía Azcapotzalco, con una superficie de 8,662.02 m² y cuenta con 646 locales. Los giros económicos son diversos, destacando que hay dueños que cuentan hasta con 10 establecimientos de manera simultánea. La mayor carga operativa corresponde a la venta de productos perecederos, como lo son las 15 carnicerías, 15 pollerías, 9 tocinerías, 13 cremerías y 75 comercios de frutas, verduras y legumbres [5].

El sector de alimentos preparados tiene presencia con 23 cocinas, 30 locales de barbacoa, 5 de antojitos mexicanos y diversos negocios de carnitas y tacos; este tipo de giros económicos influyen significativamente en la generación de residuos orgánicos y aceites de cocina usados. El resto del mercado se complementa con 160 locales de giros minoritarios como lo es la venta de ropa y bisutería, entre otros. Existen algunos otros giros económicos como farmacias, estéticas, ferreterías, venta de alimento para mascotas, materias primas, mantenimiento de dispositivos electrónicos, etc. [5].

El objetivo de esta investigación fue cuantificar y caracterizar los residuos generados en el mercado Prohogar y proponer estrategias de manejo adecuado.

2. Metodología

La presente investigación se desarrolló en el mes de febrero del 2026. Este estudio se centró en el Mercado Prohogar, el cual fue seleccionado por su tamaño y relevancia. Las actividades se ejecutaron de la siguiente manera.

2.1 Cuantificación de la generación

El pesaje de los residuos se realizó durante tres días (de lunes a miércoles) de una misma semana, en un horario de 7:00 a.m. a 7:00 p.m. con el fin de analizar la variabilidad operativa del mercado. Se utilizó una báscula de plataforma eléctrica marca RHINO (modelo Bapca-200), con capacidad de 200 kg.

Este equipo permitió registrar de manera directa cada fracción de residuos (orgánicos, mezclados, inorgánicos valorizables y los no valorizables) por fuente generadora (mercados, domicilios y desconocidos), que ingresaba al centro de almacenamiento temporal o "andén". Toda esta información se anotó en una cédula previamente diseñada para este estudio.

Cabe mencionar que el andén del mercado cuenta con una separación primaria, donde los locatarios y trabajadores disponen sus residuos en dos áreas: orgánicos e inorgánicos (Figura 1).



Figura 1. Centro de almacenamiento temporal del mercado Prohogar

Durante la visita preliminar al mercado se identificaron 3 fuentes distintas de generación: locales del mercado, hogares y desconocidos. Esta mención es importante, debido a que el centro de almacenamiento temporal es utilizado como punto de disposición alternativa cuando el camión recolector no pasa por las calles de la colonia.

2.2. Caracterización y peso volumétrico

El análisis de la composición física se llevó a cabo utilizando una muestra representativa obtenida durante la jornada del miércoles. Para conformar dicha muestra se seleccionaron al azar trabajadores y locatarios del mercado, de quienes se recolectaron los residuos hasta obtener una muestra de 50 kg, tomando como referencia el procedimiento de cuarteo establecido en la norma NMX-AA-015-1985, la cual estipula que es necesario contar con un mínimo de 50 kg de residuos para realizar la selección y caracterización representativa de sus componentes [6]. Los residuos recolectados se dividieron en 3 categorías: orgánicos, inorgánicos mezclados (valorizables y no valorizables) y mezclados (orgánicos e inorgánicos), tomando en cuenta la proporción generada en los dos primeros días de muestreo, teniendo al final 21.94 kg de residuos orgánicos, 27.25 kg de residuos mezclados y 2.81 kg de residuos inorgánicos.

Para la determinación del peso volumétrico se procedió a partir de una adaptación de la norma NMX-019-1985. Se utilizó un contenedor de 100 L con dimensiones de 0.40 m de diámetro y 0.795 m de altura, el cual se llenó en cada ocasión con un tipo diferente de residuos: orgánicos, inorgánicos y mezclados (compuestos por orgánico e inorgánico). Una vez lleno el tambo, este se dejó caer tres veces desde una altura de diez cm sobre una superficie firme. El procedimiento consistió en realizar 5 mediciones de la distancia entre el borde superior del recipiente y la superficie de los residuos para obtener un promedio de altura libre, la cual se usó para calcular la altura real promedio de los residuos. El peso volumétrico se calculó dividiendo la masa neta de los residuos entre el volumen del recipiente, los resultados se expresan en kg/m^3 [7].

Finalmente, la selección y cuantificación de subproductos se realizó con base en la NMX-AA-022-1985. La muestra, de 52 kg fue separada manualmente en diversas categorías (orgánicos, plásticos, textiles, manejo especial, metales, vidrio, papel, sanitario y otros). Cada fracción fue pesada de forma individual para determinar su porcentaje de masa respecto a la composición total de residuos sólidos generados en el mercado [8].

2.3. Cálculo de indicadores de generación de residuos

A partir de la generación diaria de residuos se calculó el indicador de generación promedio diario (Gd) de residuos, obtenida mediante la sumatoria de los pesajes de los tres días de muestreo y dividido entre el número total de días. A partir del indicador Gd se calcularon diferentes indicadores para estandarizar los resultados obtenidos y con ello comparar al mercado Prohogar con otros mercados, para ello se consideró lo siguiente:

- Generación diaria por superficie (Gs)
- Generación diaria por local activo (Gloc)
- Generación diaria por trabajador (Gtra)
- Generación diaria por locatario (Gl)

2.4. Propuestas de mejora

Para proponer algunas estrategias de mejora, durante los días de muestreo se entablaron conversaciones con los locatarios, vecinos y personal de limpieza de la CDMX, así como con recolectores de residuos. De igual manera, se revisaron las disposiciones de algunas leyes como la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, la última reforma aprobada en 2019 habla acerca de los plásticos de un solo uso [9] y la Norma Ambiental NADF-024-AMBT-2013, que establece los criterios de separación, clasificación y recolección de residuos para todos los generadores de residuos en la Ciudad de México, incluyendo fuentes domiciliarias y establecimientos mercantiles como lo son los mercados [4], por último, se consultó el Reglamento de Mercados [10].

3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para cada etapa de la metodología mencionada anteriormente. Estos datos reflejan la realidad del mercado Prohogar y como se ve afectado su centro de almacenamiento temporal por factores externos de la colonia.

3.1. Cuantificación de la generación

En el muestreo realizado durante 3 días en el mercado Prohogar se registró una masa total acumulada de 13,972.36 kg. Este resultado incluye la disposición de los residuos de hogares y fuentes desconocidas; durante la jornada del muestreo se identificó que personas de la colonia depositaban sus residuos en el centro de almacenamiento temporal, sin embargo, por la noche llegaban automóviles a depositar sus residuos que se consideraron desconocidos. En la Tabla 1 se muestran de manera desglosada la masa de los residuos pesados durante la jornada de trabajo.

Tabla 1. Generación de residuos del mercado Prohogar

Día	Masa de residuos (kg)
Lunes	3,545.38
Martes	5,103.88
Miércoles	5,323.10
Total	13,972.36
Promedio	4,657.45 ± 969.30

3.2. Caracterización y peso volumétrico

Se identificó que de los 52 kg el 71.24 % está representado por los residuos orgánicos, dentro de esta

categoría destacan los “desperdicios de alimentos no comestibles”, con un 27.65 %. Esta composición es un reflejo de la dinámica comercial del mercado, específicamente de los 75 locales de fruta, verdura y legumbre, así como de los locales que venden comida preparada. De igual forma, se registró un 6.67 % de residuos de poda y jardinería, este aporte fue importante porque en el segundo día del muestreo se realizó una operación limpieza por parte de la alcaldía, estos residuos fueron llevados al centro de almacenamiento temporal por parte de los locatarios. En la Tabla 2 y 3 se sintetizan los resultados obtenidos durante la caracterización.

Tabla 2. Clasificación de residuos

Categoría	Masa (kg)	Porcentaje (%)	Subcategoría de mayor relevancia (%)
Orgánicos	37.02	71.24	Frutas y verduras (33.29 %)
Papel y cartón	5.89	11.34	Cartón (6.04%)
Plásticos	5.23	10.07	PET (1.60 %)
Vidrios	1.94	3.73	Envases de vidrio (3.73 %)

Tabla 3. Clasificación de residuos, continuación

Categoría	Masa (kg)	Porcentaje (%)	Subcategoría de mayor relevancia (%)
Sanitarios	0.45	0.86	Otros sanitarios (1%)
Otros	0.62	1.18	Líquidos (0.95 %)
Metales	0.48	0.92	Otros metales (0.46 %)
Manejo especial	0.26	0.50	Eléctricos y electrónicos (0.49 %)
Textiles	0.09	0.16	Textiles (0.16 %)
Total	51.98	100	No aplica

En la Tabla 4 se presentan el cálculo del peso volumétrico obtenidos. Al analizar los resultados por tipo de residuos, se observa una diferencia significativa entre las categorías. El peso volumétrico de los inorgánicos fue de 42.66 kg/m³ y de los mezclados de 39.22 kg/m³

Por otro lado, el peso volumétrico de los orgánicos fue de 409.22 kg/m³, se correlaciona con la alta presencia de materia orgánica y humedad. Esta información es de interés debido a que esta alta generación de residuos propicia la formación de lixiviados provenientes de frutas y verduras deteriorando la infraestructura y complicando las maniobras de recolección.

Tabla 4. Peso volumétrico

Recipiente	Tipo de residuo	Volumen (m ³)	Masa de los residuos (kg)	Peso volumétrico (kg/m ³)
1	Inorgánico	0.09	3.87	42.66
2	Orgánico	0.07	28.22	409.92
3	Mezclado	0.08	3.12	39.22

3.3. Análisis de indicadores de generación

A partir de la generación promedio diaria (Gd) de 4,657.45 kg, se calcularon los indicadores de generación para estandarizar el diagnóstico del mercado. En la Tabla 5 se presentan los valores obtenidos para cada categoría analizada.

Tabla 5. Indicadores de generación

Indicador	Variable	Valor obtenido	Unidad
Generación por área	8,662.02 m ²	0.54	kg/(día·m ²)
Generación por trabajador	100 trabajadores	46.57	kg/(día·trabajador)
Generación por locatario	300 locatarios	15.52	kg/(día·locatarios)
Generación por local activo	626 locales	7.44	kg/(día·local)

El indicador de 7.44 kg/(local·día) es importante debido a que se calculó considerando únicamente los 626 locales activos, que pertenece al 96.90 % del total de locales en el mercado, excluyendo los 18 locales inactivos y las 2 bodegas identificadas.

Existe una diferencia entre la generación por trabajadores, que corresponde al 46.57 kg y por locatarios a 15.52 kg. Esto muestra que la carga operativa real del manejo de residuos recae en el personal de apoyo. Cabe señalar que, dentro de sus funciones cotidianas las cuales incluyen despachar productos, atender clientes, acomodar y limpiar el local, también son responsables de la disposición de residuos al centro de almacenamiento temporal del mercado.

3.4. Estrategias para la mejora de la gestión de residuos

Durante el muestreo se observaron diversas problemáticas que agravan la situación del mercado, tales como la disposición por parte de los vecinos de la colonia Prohogar; esto es consecuencia de la ausencia del servicio de recolección regular dentro de la colonia. Debido a esta situación, se facilita el traslado de residuos domiciliarios hacia el andén. Para optimizar la gestión, se proponen las siguientes líneas de acción fundamentadas en la NADF-024-AMBT-2013 y el Reglamento de Mercados:

3.4.1. Control de acceso y vigilancia

- **Aislamiento del enrejado:** instalación de láminas de policarbonato cubriendo de manera total la reja del centro de almacenamiento temporal para evitar que se arrojen residuos desde el exterior.
- **Programa de "Puerta Cerrada":** restringir el acceso al andén (zona de carga y descarga), mediante la custodia de llaves por parte de la administración, veladores o mesa directiva, permitiendo su apertura únicamente en situaciones específicas.
- **Restricción de carritos recolectores:** limitar el acceso exclusivamente a trabajadores del mercado, prohibiendo el ingreso a recolectores externos que introduzcan residuos ajenos a la actividad comercial del establecimiento.

3.4.2. Infraestructura y mantenimiento

El manejo actual de residuos orgánicos genera lixiviados que degradan el concreto y las varillas del suelo, creando focos de infección y superficies resbalosas de alto riesgo. La falta de impermeabilización en el centro de almacenamiento permite la infiltración de lixiviados al subsuelo.

- **Rehabilitación del firme:** realizar el mantenimiento del centro de almacenamiento temporal mediante la limpieza de coladeras, aplicación de impermeabilizantes o la reconstrucción del piso de concreto.
- **Contenedores de 1,100 L para el depósito de residuos:** para cumplir con el numeral 6.1 de la NADF-024-AMBT-2013 [4], se sugiere el uso de contenedores rotulados:
 - **Verde (orgánicos):** para restos de comida, frutas, verduras y jardinería.
 - **Gris (inorgánicos reciclables):** para el depósito de materiales valorizables (cartón, PET, latas).
 - **Naranja (inorgánicos no reciclables):** para el depósito de residuos no valorizables como papel sanitario, servilletas usadas, colillas de cigarro y envolturas.

El uso de estos contenedores facilitaría el trasvase mecánico al camión, reduciendo el tiempo de recolección diaria, la cual se realiza una sola vez al día que actualmente toma entre 2.5 y 3.5 horas.

3.4.3 Vinculación comunitaria y comunicación

- **Gestión institucional:** dirigir un oficio a la Dirección General de Servicios Urbanos de Azcapotzalco, respaldado por firmas de vecinos y administradores, para solicitar la regularización de la recolección domiciliaria en la colonia.
- **Canales digitales:** difundir los horarios de los camiones de recolección, en la colonia Prohogar, en redes sociales y otros medios para que los vecinos eviten saturar el centro de almacenamiento temporal del mercado.
- **Educación ambiental:** implementar talleres de reciclaje y promover el uso de recipientes reutilizables (termos y *recipientes*) para disminuir el consumo de plásticos de un solo uso.
- **Señalética informativa:** colocar lonas que detallen los artículos del reglamento de mercados y las sanciones correspondientes por una mala disposición de residuos.

4. Conclusiones

El diagnóstico realizado en el mercado Prohogar permitió cuantificar y caracterizar la generación de residuos, cumpliendo con los objetivos planteados en un principio.

- **Cumplimiento de objetivos técnicos:** El diagnóstico determinó que el mercado genera en promedio 4,657.45 kg/día, lo que fundamenta técnicamente la necesidad de transitar hacia un sistema de almacenamiento en contenedores de 1,100 L para optimizar la logística y mitigar riesgos sanitarios.
- **Hallazgos de la caracterización:** el alto porcentaje de materia orgánica (71.24 %) resalta el potencial del mercado para proyectos de valorización biológica (como compostaje o digestión anaerobia), lo que reduciría drásticamente la disposición final en rellenos sanitarios.
- **Área de oportunidad en la gestión comunitaria:** el centro de almacenamiento temporal funciona como una “estación de transferencia” de manera informal para la comunidad. La gestión operativa

no será eficiente si no se acompaña de una regularización de la recolección domiciliaria en la colonia Prohogar, respaldada por un oficio institucional a la Alcaldía.

- Viabilidad de las propuestas: las estrategias de bajo costo, como la instalación de láminas de policarbonato y el programa de "puerta cerrada", son medidas de acción inmediata que responden a la necesidad de seguridad y control sanitario expresada por los propios trabajadores y locatarios.
- Recomendación de investigación futura: se sugiere que futuras investigaciones analicen la viabilidad económica de comercializar el cartón y PET. Dichos estudios permitirían evaluar si estos ingresos pueden financiar la sostenibilidad operativa de las mejoras propuestas.

5. Referencias

- [1] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (2026). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. Diario Oficial de la Federación (DOF). <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>
- [2] Secretaría del Medio Ambiente. (2023). *Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México 2023*.
- [3] Gobierno de la Ciudad de México. (2022). *Gaceta Oficial de la Ciudad de México. Apéndice 1: Listado de mercados públicos de la Ciudad de México*.
- [4] Secretaría del Medio Ambiente. (2015). *Norma Ambiental NADF-024-AMBT-2013, que establece los criterios y especificaciones técnicas bajo las cuales se deberá realizar la separación, clasificación, recolección selectiva y almacenamiento de los residuos sólidos*. <http://data.sedema.cdmx.gob.mx/nadf24/images/infografias/NADF-024-AMBT-2013.pdf>
- [5] J. Villar, Comunicación personal, 2026
- [6] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1985a). *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>
- [7] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1985b). *NMX-AA-019-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Peso Volumétrico "In Situ."* <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-019-1985.pdf>
- [8] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1985c). *NMX-AA-022-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Selección y Cuantificación de Subproductos*. https://platiica.economia.gob.mx/normalizacion/wp-content/uploads/sites/2/PDF_Normas_Publicas/nmx-aa-022-1985.pdf
- [9] Asamblea Legislativa del Distrito Federal. (2019). *Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Gaceta Oficial de La Ciudad de México*. https://www.congresocdmx.gob.mx/archivos/transparencia/LEY_DE_RESIDUOS_SOLIDOS_DE_L_DISTRITO_FEDERAL.pdf
- [10] Asamblea Legislativa del Distrito Federal. (1951). *Reglamento de Mercados*. Diario Oficial de la Federación. <https://paot.org.mx/centro/reglamentos/df/otrasdispjuridicas/mercados.pdf>

Agradecimientos

Se agradece a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el apoyo brindado mediante el Convenio SECTEI/188/2025. Asimismo, se agradece a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) y a la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México (SOBSE) por el respaldo y las facilidades otorgadas para el desarrollo de este trabajo. De igual manera, se reconoce la participación y apoyo del alumnado, profesorado y voluntarios de la UAM-A, así como al Departamento de Energía de la Universidad por el apoyo en transporte para la recolección de las muestras.

I.7 Composición de residuos sólidos urbanos en una estación de transferencia de una alcaldía rural de la Ciudad de México.

Alejandro Islas Maya*
Jesús Eduardo González Carrera*
Arely Areanely Cruz Salas*
Maribel Velasco Pérez*
Alethia Vázquez Morillas*

Resumen

Las estaciones de transferencia (ET) en la Ciudad de México (CDMX) son instalaciones fundamentales para la gestión integral de los residuos. En este estudio se investigó la composición de los residuos que se reciben en la ET Milpa Alta. Se tomaron muestras compuestas de los residuos los días de recolección de residuos orgánicos (martes) y de residuos inorgánicos (lunes y miércoles). El peso volumétrico de los residuos recolectados el martes se estimó en 482.36 kg/m³, mientras que el de los residuos recolectados lunes y miércoles en 76.89 kg/m³. En la composición de los residuos también se encontraron diferencias asociadas al día de recolección; mientras que el martes la proporción de residuos orgánicos fue de 97.28%, el lunes y miércoles fue de 14.39% y 9.64%, respectivamente. Entre los residuos con mayor generación se estimó en 25,510 t/año el desperdicio de alimentos, en 2,877 t/año los textiles y en 1,172 t/año el cartón. Los resultados evidencian la participación de la población en la segregación de residuos en el origen, y la recolección y manejo diferenciado de los residuos. Se sugiere seguir fortaleciendo las medidas para la segregación en el origen e implementar programas dedicados a prevenir el desperdicio de alimentos.

Palabras Clave: *Aprovechamiento, composición, Milpa Alta, residuos orgánicos, segregación.*

* Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 420, Colonia Nueva El Rosario, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, México. Teléfono: 5532764001.

E-mail: al2252801266@azc.uam.mx, aacs@azc.uam.mx

1. Introducción

En la actualidad, la creciente generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y su manejo inadecuado representan un desafío ambiental, social y económico, particularmente en grandes urbes como la Ciudad de México [1]. En la gestión integral, las estaciones de transferencia (ET) constituyen un papel clave, ya que en ellas se realiza una transferencia de los residuos hacia vehículos de mayor capacidad volumétrica, lo que permite su redistribución hacia distintos procesos de tratamiento o disposición final. En estas instalaciones se presenta una oportunidad clave para identificar y recuperar materiales con potencial de aprovechamiento, tales como fracciones reciclables y orgánicas susceptibles de valorización [2].

En este sentido, el análisis de la composición de los residuos en estas instalaciones resulta fundamental para estimar su potencial de aprovechamiento y proponer estrategias que permitan reducir los volúmenes destinados a disposición final. Aunado con lo anterior, este análisis cobra relevancia al considerar contextos territoriales específicos, como el de la alcaldía Milpa Alta de la Ciudad de México, caracterizada por un perfil predominantemente rural. En esta demarcación, los patrones de consumo, generación y disposición de residuos difieren de las otras alcaldías.

Bajo este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo cuantificar y analizar la composición de los residuos que se reciben en la estación de transferencia Milpa Alta, así como analizar la recepción de los residuos en función de la estrategia de separación implementada en la Ciudad de México (CDMX) iniciada en enero del 2026 [3]. Esta estrategia contempla la recolección diferenciada de residuos orgánicos e inorgánicos en días específicos de la semana, con el propósito de facilitar su recuperación y tratamiento.

2. Metodología

El trabajo de campo se llevó a cabo en la ET de Milpa Alta, Ciudad de México, donde se realizó la obtención de muestras representativas y la determinación de peso volumétrico, mientras que las actividades del análisis de la información se desarrollaron en la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A). En la Figura 1 se muestra el diagrama general de las etapas que conforman la metodología.

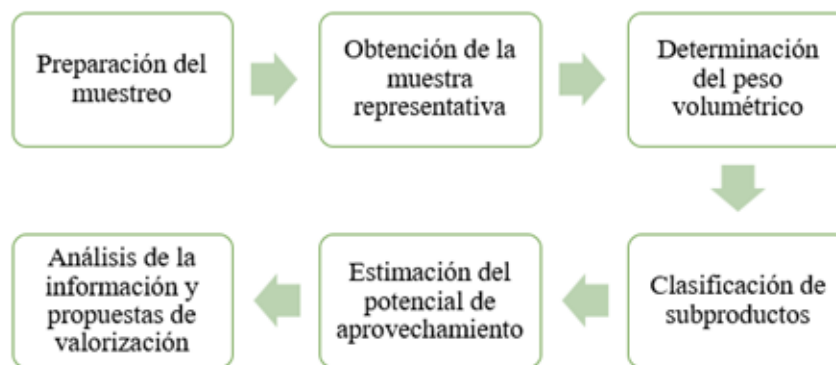


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología

2.1. Preparación del muestreo

Durante esta etapa se gestionó la autorización correspondiente para realizar el estudio en la instalación. Posteriormente se preparó el material y equipo de protección personal (EPP) que se empleó durante la obtención de la muestra representativa en la ET, así como el utilizado en la etapa de la clasificación en subproductos. Finalmente, se coordinó el apoyo de vehículos proporcionados

por la misma Universidad, así como también con vehículos propios para el traslado de materiales y residuos al Centro de Acopio de Residuos de la UAM-A.

2.2. Obtención de la muestra representativa

La muestra representativa de cada día se obtuvo a partir de los residuos provenientes de cinco camiones recolectores que arribaron a la ET, seleccionados de manera aleatoria. De esta manera se aseguró la representatividad de la muestra al incorporar residuos de distintas rutas.

Cada vehículo realizó una descarga controlada de residuos, con el objetivo de obtener una premuestra de manera segura y práctica, la cual fue depositada en un tambo de 200 litros. Posteriormente, el tambo fue trasladado a una zona segura para poder pesarlo en la báscula y registrar su masa. Una vez recolectadas las premuestras de los cinco vehículos, estas se depositaron sobre un plástico en un área de 4 m x 4 m para poder aplicar el método de cuarteo, establecido en la Norma Mexicana NMX AA-015-1985 [4]. Dicho método consistió en mezclar los residuos, para luego dividir en cuatro cuadrantes la muestra. Posteriormente se retiraron dos cuadrantes opuestos en forma diagonal, que fueron utilizados para la determinación del peso volumétrico. De los dos cuadrantes sobrantes se obtuvo la muestra representativa de aproximadamente 45 kg de residuos, la cual fue trasladada a la UAM-A para realizar la clasificación por subproductos.

Este procedimiento se llevó a cabo para los tres días de muestreo en la instalación, los cuales se programaron en función a la estrategia de separación de la CDMX:

- Lunes y miércoles: residuos inorgánicos reciclables y no reciclables
- Martes: residuos orgánicos

Cabe destacar que el método de cuarteo descrito anteriormente no pudo aplicarse durante el muestreo del martes, debido a que la composición de los residuos recibidos correspondía principalmente a la fracción orgánica. Los residuos orgánicos se caracterizan por un alto contenido de humedad y una rápida fragmentación mediante manipulación manual, lo que dificulta su adecuada homogeneización mediante cuarteo. La aplicación del método bajo dichas condiciones implica riesgos metodológicos, como la pérdida de humedad, que afectaría la representatividad de la muestra, y la fragmentación excesiva de los residuos, lo que dificulta su correcta identificación y clasificación. Asimismo, estas características generan condiciones de riesgo para la seguridad del personal, particularmente por la presencia de superficies resbalosas. Debido a lo anterior, las premuestras fueron obtenidas directamente de los vehículos recolectores, al seleccionar en cada uno, de manera aleatoria y de distintos puntos, 9 kg de residuos orgánicos, las cuales se resguardaron en bolsas individuales para evitar su compactación y facilitar su traslado. En la Figura 2 se muestran imágenes correspondientes a esta etapa.



Figura 2. Obtención de la muestra representativa. A) Descarga de los residuos para toma de premuestra. B) Aplicación del método cuarteo para la obtención de la muestra representativa. C) Toma de muestra de orgánicos el martes

2.3. Determinación del peso volumétrico

La determinación del peso volumétrico consistió en llenar un tambo de 200 litros y con los residuos de los cuadrantes eliminados en el proceso de cuarteo, sin aplicar compactación. Una vez lleno, el contenedor se levantó a una altura aproximada de 10 cm y se dejó caer libremente tres veces sobre la superficie, con el fin de permitir el reacomodo natural del material y reducir los espacios dentro del mismo, de acuerdo con lo establecido en la NMX-AA-19-1985 [5].

Posteriormente, se determinó la masa del tambo con los residuos con una báscula digital de plataforma marca Rhino con capacidad máxima de carga de 200 kg. De manera simultánea, con una cinta métrica, se midieron y registraron las dimensiones del tambo utilizado (altura y diámetro) y la distancia entre los residuos y el borde del tambo en cinco puntos distintos dentro del tambo, para calcular el volumen efectivo ocupado. Finalmente se dividió la masa de los residuos entre el volumen que ocuparon en el recipiente para obtener el peso volumétrico en unidades de kg/m^3 . Este proceso se realizó en total tres veces para cada muestra.

2.4. Clasificación de subproductos

En esta etapa se llevó a cabo la clasificación de las muestras representativas de residuos, la cual se realizó con base en una adaptación de la NMX-AA-22-1985 [6]. La muestra se extendió en una mesa para iniciar con la separación y clasificación de forma manual, posteriormente los residuos se depositaron en recipientes, previamente etiquetados con el nombre de cada subproducto. Finalmente, cada uno de los recipientes se pesó en una balanza, y se registró su masa. Los residuos se clasificaron en categorías de orgánicos, plásticos, papel y cartón, metales, sanitarios, textiles, vidrio, manejo especial y otros, que en total estaban comprendidas por aproximadamente 59 subcategorías de residuos.

2.5. Estimación del potencial de aprovechamiento

Una vez obtenidos los registros de masa de cada subproducto, se procedió a realizar trabajo de escritorio para determinar el porcentaje en masa de cada material respecto al total de la muestra representativa. Con base a estos resultados, y al considerar la masa total de residuos que se reciben en la instalación, se realizó la proyección del flujo estimado de materiales relevantes o con potencial de valorización que ingresan a la estación de transferencia en diferentes periodos de tiempo (día, mes o año).

2.6. Análisis de la información

En esta etapa se realizó el procesamiento y análisis de los datos obtenidos. La información obtenida se organizó en hojas de cálculo para su validación y tratamiento en relación de los tipos de residuos predominantes en la ET, así como las oportunidades de mejora en su manejo. Finalmente se analizó su posible valorización, al considerar aspectos como la demografía y de disposición, así como también la evaluación del potencial de aprovechamiento de materiales valorizables.

3. Resultados y discusión

A continuación, en la Tabla 1 se presenta la información obtenida en el trabajo de campo que se llevó a cabo en la ET, la cual incluye la masa de la muestra compuesta, de la muestra representativa y la información respecto a la determinación del peso volumétrico.

Tabla 1. Obtención de la muestra y peso volumétrico

Día	Tipo de residuo correspondiente al día de recolección	Masa de la muestra compuesta (kg)	Masa de la muestra representativa (kg)	Peso volumétrico (kg/m ³)	Promedio y desviación estándar (kg/m ³)
Lunes	Inorgánico	105.36	45.16	79.76	76.89 ± 10.83
				64.92	
				85.99	
Martes	Orgánico	45.86	45.86	482.36	482.36 ± 0
Miércoles	Inorgánico	114.58	45.72	49.34	62.62 ± 15.86
				80.18	
				58.34	

La muestra compuesta obtenida durante los días de recolección de residuos inorgánicos presentó diferencias significativas respecto a la generada el día destinado a residuos orgánicos, lo que sugiere un cumplimiento elevado de la estrategia de separación implementada en la Ciudad de México.

Los resultados del peso volumétrico evidenciaron diferencias marcadas entre ambos tipos de residuos, atribuibles a sus características físicas y composición. Los residuos inorgánicos presentaron un peso volumétrico promedio de 69.76 kg/m³, mientras que los residuos orgánicos alcanzaron un valor de 482 kg/m³. Estos valores difieren significativamente de los reportados en estudios realizados en estaciones de transferencia de la Ciudad de México, donde se documentan promedios de entre 231 y 281 kg/m³ [7], [8], y que corresponden a residuos mezclados.

La separación y clasificación de la muestra representativa permitió determinar la distribución porcentual de las diferentes categorías de residuos que la componían. En la Tabla 2 se presenta la composición porcentual por categoría para cada día de estudio.

Tabla 2. Registro de la proporción de las categorías clasificadas en la ET Milpa Alta

Categorías	Lunes (%)	Martes (%)	Miércoles (%)	Promedio y desviación estándar
Orgánicos	14.39	97.28	9.64	40.43 ± 49.29
Plásticos	21.31	0.41	17.5	13.07 ± 11.13
Papel y cartón	12.01	0.05	11.20	7.75 ± 6.68
Vidrio	3.17	0.02	4.58	2.60 ± 2.33
Metales	1.43	0.02	2.04	1.16 ± 1.04
Textiles	8.40	0.01	11.59	6.67 ± 5.98
Sanitarios	24.02	0.52	25.39	16.64 ± 13.98
Manejo especial	1.70	1.66	1.62	1.66 ± 0.04
Otros	13.58	0.02	16.44	10.01 ± 8.77

En la Tabla 2 se observa que la fracción orgánica tuvo mayor presencia (40.43%), seguida de los residuos sanitarios (16.64%), plásticos (13.07%), otros residuos (10.01%) y papel y cartón (7.75%). Sin embargo, esta predominancia se presenta únicamente al considerar el promedio, ya que para cada día de muestreo sobresalen diferentes categorías de residuos, por ejemplo: el lunes y miércoles son los residuos sanitarios, seguido de los plásticos, y el martes la fracción orgánica. En este caso

particular, se podrían aplicar estrategias específicas por días de recolección diferenciada, ya que se evidencia la correcta separación y disposición de los residuos en la alcaldía de Milpa Alta.

Esta diferencia resulta relevante, ya que los resultados obtenidos reflejan una buena separación entre las fracciones orgánica e inorgánica respecto a lo reportado en otros estudios realizados en estaciones de transferencia de la Ciudad de México [7], [8], [9]. Este comportamiento podría estar asociado no solo a la implementación de la estrategia de recolección diferenciada en la CDMX, sino también a las características territoriales y sociodemográficas propias de la alcaldía.

A diferencia de las alcaldías urbanas con alta densidad poblacional y una generación más heterogénea de residuos, en Milpa Alta predominan prácticas de consumo y manejo principalmente encaminadas a actividades agrícolas, comercio local y prácticas comunitarias [10], lo que puede influir en una menor mezcla de residuos y en una mayor presencia de materia orgánica. De igual manera, factores como las rutas de recolección adaptadas a una infraestructura más dispersa y limitada, así como ciertas prácticas locales de aprovechamiento, reutilización o disposición de residuos, podrían contribuir a explicar las diferencias observadas. En conjunto, estos elementos sugieren que el contexto rural de la alcaldía influye de manera importante en la composición y características físicas de los residuos recibidos en la estación de transferencia.

En la Tabla 3 se presenta la estimación de los residuos de mayor relevancia o con alto potencial de aprovechamiento, elaborada a partir del Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México [1] y el acopio de información en el trabajo de campo dentro de la ET. Para dicha estimación, se consideraron diferentes periodos, así como también el recibimiento de aproximadamente 80 toneladas diarias de residuos en la ET.

Tabla 3. Estimación másica de residuos de mayor relevancia por categoría en la ET Milpa Alta

Categoría	Residuo	Tipo de residuo correspondiente al día de recolección	Promedio de la proporción másica (%)	Estimación másica recibida en la ET (toneladas)		
				Día	Mes	Año
Orgánicos	Desperdicio de alimentos	Inorgánico	10.04	8.03	240.96	2,891.52
		Orgánico	78.54	62.83	1,884.90	22,618.80
Sanitarios	Papel sanitario y servilletas	Inorgánico	16.29	13.03	390.96	4,691.52
		Orgánico	0.52	0.416	12.48	149.76
Papel y cartón	Cartón	Inorgánico	4.04	3.23	96.96	1,163.52
		Orgánico	0.03	0.02	0.72	8.64
Plásticos	Envases de PET	Inorgánico	0.57	0.46	13.68	164.16
		Orgánico	NA	NA	NA	NA
Metales	Latas de aluminio	Inorgánico	0.09	0.07	2.16	25.92
		Orgánico	NA	NA	NA	NA
Vidrio	Envases de vidrio	Inorgánico	1.52	1.22	36.48	437.76
		Orgánico	NA	NA	NA	NA
Textiles	Prendas y materiales	Inorgánico	9.99	7.99	239.76	2,877.12
		Orgánico	NA	NA	NA	NA
Manejo especial	Eléctricos y electrónicos	Inorgánico	1.17	0.936	28.08	336.96
		Orgánico	NA	NA	NA	NA

NA: No aplica, debido a que no se presentó registro del residuo en dicho día

Los resultados evidencian una marcada predominancia de residuos orgánicos, particularmente del desperdicio de alimentos, con una estimación aproximada de 62.83 t/día y más de 22 mil t/año durante los días de recolección de orgánicos. Esta fracción elevada sugiere la necesidad de fortalecer estrategias de prevención y reducción del desperdicio alimentario, al priorizar alternativas orientadas al aprovechamiento para consumo humano, y posteriormente para alimentación animal, siempre que las condiciones sanitarias y de calidad lo permitan. Sin embargo, para aquellos orgánicos que ya no pueden ser aprovechados como alimento, existen alternativas mediante procesos biológicos como el compostaje. La producción de composta a partir de estos residuos orgánicos podría representar una alternativa viable para la obtención de abono destinado a las actividades agrícolas que se practican en Milpa Alta, lo que contribuiría a un esquema de aprovechamiento local y de economía circular.

En cuanto a los residuos inorgánicos, destacan materiales con potencial de reciclaje y reincorporación a procesos de producción, como cartón, envases de PET, vidrio, residuos eléctricos y electrónicos. Estos materiales podrían integrarse a programas de recuperación y acopio selectivo, lo que fortalecería la participación de recicladores y centros de valorización locales. Particularmente, el aprovechamiento de textiles y vidrio podría reducir significativamente los volúmenes destinados a disposición final. No obstante, para estos últimos materiales se tendría que diseñar una estrategia que permita facilitar su recuperación, disposición y procesamiento de reciclaje.

La baja presencia de ciertos residuos inorgánicos durante los días de recolección de residuos orgánicos sugiere que las estrategias aplicadas generan efectos positivos tanto en la separación en el origen como en la recolección y manejo de residuos dentro de la estación de transferencia. Estos resultados evidencian oportunidades para desarrollar alternativas de aprovechamiento adaptadas al contexto rural de Milpa Alta, orientadas a fortalecer la valorización de residuos y disminuir la dependencia de los sitios de disposición final.

4. Conclusiones

En este trabajo se determinó la composición de los residuos los días de recolección de residuos orgánicos (martes) e inorgánicos (lunes y miércoles). Se encontró que los residuos que se reciben en la ET Milpa Alta los martes son principalmente orgánicos (97.28%), mientras que los de los lunes y miércoles son inorgánicos (plásticos, 21.31% y 17.5%; papel y cartón, 12.01% y 11.20%; sanitarios, 24.02% y 25.39%, entre otros). La población atendida por esta ET participa en la separación en el origen de los residuos.

La metodología aplicada en esta investigación permitió encontrar áreas de oportunidad en el manejo de residuos e identificar flujos de residuos con potencial de valorización. Los resultados podrían fortalecerse con la realización periódica de este tipo de estudios con el fin de mejorar y eficientizar la separación, recuperación y gestión integral de los residuos en la alcaldía.

5. Referencias

- [1] SEDEMA, “Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. Inventario de los Residuos Sólidos de la Ciudad de México,” 2023, Accessed: Jan. 14, 2026. [Online]. Available: https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/residuos/IRS_2023_Completo.pdf
- [2] EPA, “United States Environmental Protection Agency. Waste transfer stations: A Manual for Decision,” 2022, Accessed: Feb. 14, 2026. [Online]. Available: <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/pdf/r02002.pdf>
- [3] SEDEMA, “Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. CDMX arranca la campaña ‘Transforma tu ciudad, cada residuo en su lugar.’” Accessed: Mar. 19, 2026. [Online]. Available: <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/comunicacion/nota/cdmx-arranca-la-campana-transforma-tu-ciudad-cada-residuo-en-su-lugar>

- [4] SECOFI, “Secretaría del Comercio y Fomento Industrial. Norma Mexicana NMX-AA-015-1985-Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo,” 1985.
- [5] SECOFI, “Secretaría del Comercio y Fomento Industrial. Norma Mexicana NMX-AA-019-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo Residuos Sólidos Municipales-Peso Volumétrico “in situ”,” 1985.
- [6] SECOFI, “Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo Residuos Sólidos Municipales-Selección y Cuantificación de Subproductos,” 1985, Accessed: Mar. 19, 2026. [Online]. Available: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFs/NMX-AA-022-1985.pdf>
- [7] J. A. Aguirre, J. C. Álvarez, A. A. Cruz, and A. Vázquez, “Caracterización de residuos plásticos en la estación de transferencia de Iztapalapa México.,” 2023. Accessed: Jan. 14, 2026. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/374910649_Caracterizacion_de_residuos_plasticos_en_la_estacion_de_transferencia_de_Iztapalapa_Mexico
- [8] ANIQ, “Perspectiva de los residuos plásticos en Ciudad de México [Resumen ejecutivo]. Asociación Nacional de la Industria Química,” 2023. Accessed: Jan. 14, 2026. [Online]. Available: <https://online.anyflip.com/iwof/owtf/mobile/index.html>

Agradecimientos

Se agradece a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el apoyo brindado mediante el Convenio SECTEI/188/2025. Asimismo, se agradece a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) y a la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México (SOBSE) por el respaldo y las facilidades otorgadas para el desarrollo de este trabajo. De igual manera, se reconoce la participación y apoyo del alumnado, profesorado y voluntarios de la UAM-A, así como al departamento de energía de la universidad por el apoyo en transporte para la recolección de las muestras.

I.8 Análisis de la composición de residuos sólidos urbanos en la estación de transferencia Coyoacán, Ciudad de México.

Jesús Eduardo González Carrera*

Alejandro Islas Maya*

Maribel Velasco Pérez*

Arely Areanely Cruz Salas*

Alethia Vázquez Morillas*

Resumen

Conocer la composición de los residuos que ingresan a las estaciones de transferencia (ET) permite identificar oportunidades de valorización y mejorar los sistemas de manejo de residuos. En este trabajo se presenta la composición de los residuos de la ET Coyoacán, en la Ciudad de México (CDMX). El muestreo de residuos se realizó del 2 al 4 de marzo de 2026. Se eligieron estos días para tener muestras de los días de recolección de residuos orgánicos y de inorgánicos. Se seleccionaron de forma aleatoria 5 camiones provenientes de diferentes rutas de recolección, y de cada camión se recolectó una premuestra en un tambo con capacidad de 200 L. A estos residuos se les aplicó el método del cuarteo para obtener una muestra compuesta de aproximadamente 45 kg. Se determinó el peso volumétrico de la muestra compuesta y se clasificó en diferentes categorías. Se encontró que el mayor valor del peso volumétrico fue para el día de recolección de orgánicos con 268.57 kg/m³, mientras que el menor valor se obtuvo en uno de los días de recolección de inorgánicos con 149.99 kg/m³. En los tres días del muestreo los residuos generados en mayor proporción fueron los orgánicos, con un promedio de 54.04 %. Los plásticos (12.31 %), papel y cartón (11.40 %) y sanitarios (9.68 %) también fueron de los residuos encontrados en mayor proporción. La composición de residuos en la ET Coyoacán está dominada por residuos orgánicos, pero la presencia de algunos residuos con potencial de valorización también es significativa. Los resultados mostraron que aún existe mezcla entre residuos orgánicos e inorgánicos, lo que sugiere que la separación establecida para los distintos días de recolección aún no se refleja completamente en los residuos que llegan a la ET.

Palabras Clave: *peso volumétrico, residuos orgánicos, subproductos*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Avenida San Pablo No. 420, Colonia Nueva El Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México. Teléfono: 9987623229.

E-mail: al2212003599@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx

1. Introducción

La gestión integral de los residuos sólidos, tanto orgánicos como inorgánicos, constituye un problema grave para las grandes ciudades, ya que requiere del compromiso de toda la sociedad [1]. Sin embargo, los estudios recientes sobre cuantificación o separación de residuos son escasos [2], lo que limita el desarrollo de estrategias efectivas para su aprovechamiento y disposición final.

En la CDMX se generan aproximadamente 12,454 toneladas de residuos al día. De acuerdo con el Inventario de Residuos Sólidos de 2023 publicado por la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), las ET instaladas en la capital recibieron un total de 7,884.22 t/día de residuos sólidos urbanos (RSU). Las estaciones que reportaron mayor recepción fueron las ubicadas en Álvaro Obregón, Iztapalapa y Coyoacán [3].

La alcaldía Coyoacán es importante por su ubicación dentro de la CDMX, ya que colinda con las alcaldías Álvaro Obregón, Benito Juárez, Iztapalapa, Xochimilco y Tlalpan. Por ello, la ET Coyoacán recibe residuos de estas demarcaciones colindantes. Sin embargo, se desconoce con precisión la composición de los residuos que ingresan a esta estación. Se estima que la estación procesa poco más de 900 t/día. Además, la zona corresponde al estrato socioeconómico medio [4], lo que permite analizar los residuos en un contexto socioeconómico y urbano.

El marco regulatorio de la capital establece como obligatoria la separación de los RSU desde la fuente de generación. La Ley de Residuos Sólidos de la Ciudad de México (LRSCDMX), en su artículo 33, señala que los residuos deben separarse para facilitar su aprovechamiento y disposición final [5]. Como parte de este esquema, a partir de enero de 2026 se implementó el programa “Transforma tu ciudad, cada residuo en su lugar” el cual busca promover la separación y recolección diferenciada de residuos. El programa plantea la recolección de residuos orgánicos los martes, jueves y sábado, y la de inorgánicos reciclables y no reciclables los lunes, miércoles, viernes y domingo [6].

El objetivo de este estudio fue analizar la composición física de los residuos de la ET Coyoacán, para identificar las fracciones predominantes y generar información que permita proponer mejoras en la gestión integral de residuos y en la operación de esta instalación.

Este estudio está enmarcado en el Convenio SECTEI/108/2025, denominado Generación y caracterización de los residuos sólidos provenientes de fuentes no domiciliarias y estaciones de transferencia de la Ciudad de México.

2. Metodología

Las etapas principales de la metodología fueron (1) obtención de una muestra representativa, (2) determinación del peso volumétrico de los residuos y (3) separación y clasificación de subproductos de la muestra representativa (ver Figura 1).

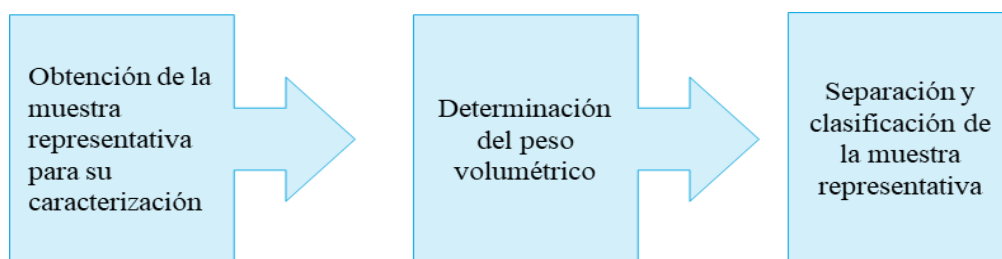


Figura 1. Fases para la determinación de la composición física de los residuos

2.1. Obtención de la muestra representativa para su caracterización

En la ET Coyoacán se realizaron tres muestreos del 2 al 4 de marzo de 2026, correspondientes a distintos días de recolección: residuos generados durante el fin de semana (lunes), residuos orgánicos (martes) y residuos inorgánicos (miércoles). En la ET se seleccionaron cada día de forma aleatoria cinco camiones recolectores que provenían de diferentes rutas de recolección. De cada camión se recolectó una premuestra de residuos en un tambo con capacidad de 200 L. Las cinco premuestras se colocaron en una superficie limpia y posteriormente se les aplicó el método de cuarteo, conforme a lo establecido en la NMX-AA-015-1985 “Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales muestreo-método de cuarteo” [7]. El cuarteo se realizó en un cuadrado de 4 m por lado (16 m²), el cual se dividió en cuatro cuadrantes de 4 m² cada uno. Se homogenizaron las cinco premuestras de los camiones, y esta mezcla se dividió en cuatro partes iguales para cada cuadrante correspondiente. Finalmente, se seleccionaron dos cuadrantes opuestos y se descartaron los restantes; este procedimiento se repitió sucesivamente hasta obtener una muestra representativa de aproximadamente 45 kg para el análisis de clasificación por día de estudio.

2.2. Determinación del peso volumétrico

Los cuadrantes eliminados en la fase anterior fueron utilizados para determinar el peso volumétrico (kg/m³) con una adaptación de la Norma Mexicana NMX-AA-019-1985 “Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-peso volumétrico in situ”, [8]. Para ello, los residuos se depositaron en un tambo de 200 L y se determinó la masa mediante una báscula digital con capacidad de 200 kg, después el tambo se dejó caer tres veces desde una altura aproximada de 10 cm para favorecer el acomodo natural de los residuos sin compactación manual. Posteriormente, se midió la altura libre entre la superficie de los residuos y el borde superior del recipiente en cinco puntos distintos, con el fin de obtener una altura promedio y calcular el volumen real ocupado por los residuos.

El procedimiento se realizó por triplicado y el peso volumétrico se calculó con la Ecuación 1:

$$Pv = \frac{P}{v} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

Pv = peso volumétrico (kg/m³)

p = masa de los residuos (kg)

v = volumen ocupado por los residuos (m³)

Todas las muestras representativas fueron trasladadas al Centro de acopio de residuos de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco (UAM-Azcapotzalco) para su análisis y clasificación.

2.3. Separación y clasificación de la muestra representativa

La clasificación de la muestra representativa se realizó mediante una adaptación de la norma NMX-AA-022-1985 “Determinación de la composición de los residuos sólidos municipales” [9]. La muestra se clasificó en nueve categorías principales: orgánicos, plásticos, papel y cartón, metales, sanitarios, textiles, vidrio, residuos de manejo especial y otros. A su vez, estas categorías se desglosaron en 58 subcategorías según su naturaleza (ver Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de categorías y subcategorías correspondientes

Categoría	Número de subcategorías
Orgánicos	13
Plásticos	23
Papel y cartón	4
Metales	3
Sanitarios	4
Textiles	1
Vidrios	2
Manejo especial	2
Otros	6

3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados de esta investigación.

3.1. Obtención de la muestra representativa para su caracterización

Para esta ET, se determinó la masa de cada categoría y su porcentaje respecto a la masa total de la muestra, la cual fue de 44.44 kg el lunes, 45.33 kg el martes y 45.05 kg el miércoles. Esta cantidad se integró mediante las cinco premuestras diarias tomadas directamente de los camiones recolectores a su llegada, donde se pudo observar una gran variedad en la composición de los residuos.

3.2. Determinación del peso volumétrico

Los resultados del peso volumétrico y su desviación estándar se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Peso volumétrico por cada día de muestreo

Estación de transferencia	Día de la semana	Tipo de residuo correspondiente al día de recolección	Peso volumétrico promedio (kg/m ³)	Desviación estándar
Coyoacán	Lunes	Inorgánicos	149.99	50.80
	Martes	Orgánicos	268.57	45.54
	Miércoles	Inorgánicos	189.73	19.14

Los tres días superaron el promedio nacional de 140.447 kg/m³ [10], con un valor más alto en el día de recolección de orgánicos. Estos valores tienen implicaciones directas para el transporte, ya que un mayor peso volumétrico exige mayor capacidad de carga en los vehículos recolectores.

3.3. Separación y clasificación de la muestra representativa

La clasificación de los residuos permitió obtener un análisis más detallado de la composición de los residuos presentes en la ET Coyoacán. Esta clasificación ayudó a identificar materiales con potencial de aprovechamiento, principalmente en las categorías de plásticos y residuos orgánicos, que presentaron el mayor número de subcategorías. Además, esta separación permitió distinguir residuos con posibilidades de valorización de aquellos que tienen menor viabilidad de reciclaje y generalmente son destinados a disposición final. Con los datos anteriores se calculó la composición porcentual por

categoría para cada día de estudio, en la cual se observaron variaciones en la distribución de las fracciones (ver Tabla 3).

Tabla 3. Composición porcentual de masa en categorías de residuos para la ET Coyoacán

Día de la semana	Lunes	Martes	Miércoles	Promedio
Tipo de residuo correspondiente al día de recolección	Inorgánicos	Orgánicos	Inorgánicos	
Orgánicos (%)	53.65	66.45	42.02	54.04
Plásticos (%)	12.24	10.99	13.69	12.31
Papel y cartón (%)	7.88	9.55	16.78	11.40
Vidrio (%)	0.79	1.32	3.40	1.84
Metales (%)	0.90	0.18	1.82	0.97
Textiles (%)	2.84	2.21	2.20	2.42
Sanitarios (%)	13.55	3.82	11.68	9.68
Manejo especial (%)	1.01	2.91	1.51	1.81

La fracción orgánica fue la de mayor presencia durante los tres días analizados, con un promedio de 54.04 %. El martes se registró el valor más alto, con 66.45 %, mientras que el miércoles se obtuvo el menor porcentaje, con 42.02 %.

En las fracciones inorgánicas, los plásticos y el papel y cartón presentaron los mayores porcentajes promedio, con 12.31 % y 11.40 %, respectivamente. En el caso del papel y cartón, el valor más alto se registró el miércoles con un 16.78 %. Las categorías de vidrio, metales, textiles y residuos de manejo especial presentaron porcentajes menores al 5 % en los tres días de muestreo, mientras que la categoría “otros” presentó variaciones entre 3 % y 7 %, con un promedio cercano al 6 % (ver Figura 2).

Entre las subcategorías más frecuentes destacaron los desperdicios de alimentos no comestibles y los desperdicios de frutas y verduras dentro de la categoría de orgánicos. En la categoría de plásticos sobresalieron las bolsas de acarreo y otros plásticos, mientras que en papel y cartón predominaron el papel de oficina y el cartón.

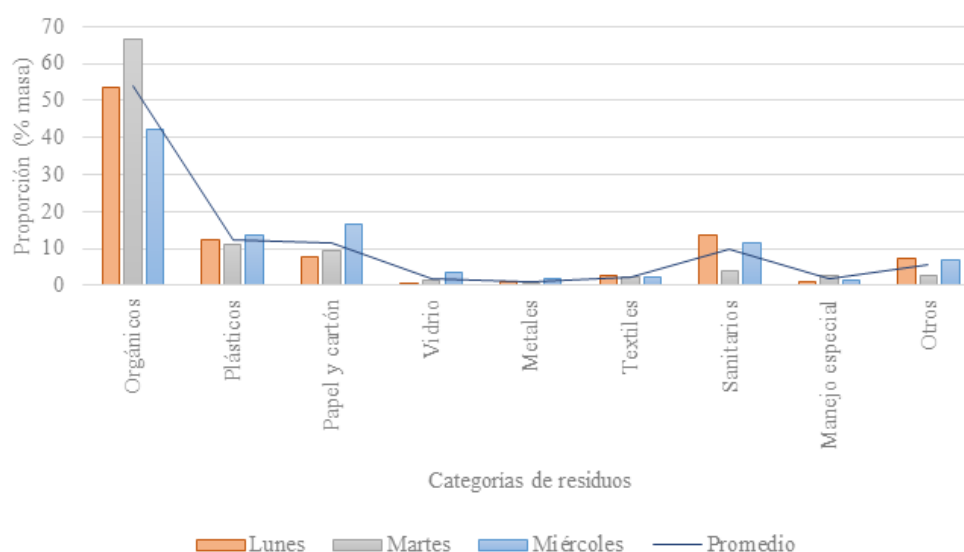


Figura 2. Composición porcentual de residuos por día y promedio para ET Coyoacán

El muestreo del lunes muestra el efecto del fin de semana, aunque era día de recolección de inorgánicos, se registró un 53.65% de orgánicos y un alto porcentaje de residuos sanitarios. Esto se debe a que posiblemente los residuos se acumulan durante el domingo generando un flujo mezclado que llega a la estación al inicio de la semana. El martes se registró el mayor porcentaje de residuos orgánicos, resultado que coincide con el día destinado a la recolección de esta fracción. Sin embargo, también se observó la presencia de materiales inorgánicos dentro de la muestra, lo que indica que la separación de residuos no se realiza de manera completa. Finalmente, el miércoles se estabiliza la recolección selectiva de inorgánicos, lo que explica que el papel y cartón alcanzaran su punto máximo (16.78%) junto con un aumento en los plásticos (13.69%).

4. Conclusiones

Se determinó el peso volumétrico y la composición de los residuos que se reciben en la ET Coyoacán el cual presenta valores entre 149.99 kg/m³ y 268.57 kg/m³. La composición de los residuos está dominada por los orgánicos (54.04 %), seguidos de los plásticos (12.31 %), el papel y cartón (11.40 %) y los sanitarios (9.68 %).

Se encontraron variaciones en la composición respecto a los días de recolección de residuos orgánicos e inorgánicos. En el día de la recolección de residuos orgánicos, la proporción de orgánicos fue de 66.45 %, mientras que en los días de recolección de inorgánicos fue de 53.65 % y 42.02 %. Aunque se observa un aumento en la proporción de orgánicos el día de recolección de orgánicos, aún existe un área de oportunidad para mejorar la separación en el origen.

Finalmente, la proporción de residuos valorizables sugiere que existen oportunidades para el aprovechamiento de estos recursos.

5. Referencias

- [1] S. Cruz Hernández, G. Noriega Altamirano, & L. Martínez Hernández, “*Desechos Sólidos Urbanos y su Relación con la Contaminación Atmosférica*,” Memoria Mesa 3 Ciencias básicas y agronómicas, p. 495, 2023.
- [2] L. J. Salas Benítez, M. T. Núñez Cardona, L. R. Tovar Gálvez, & M. E. Gutiérrez Castillo, “*Análisis del manejo de residuos sólidos urbanos de tres colonias socioeconómicas diferentes de Tlalpan y elaboración de una propuesta de Educación Ambiental*” Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, 2019.
- [3] SEDEMA, “*Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México*”. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2023.
- [4] INEGI, “*Compendio de información geográfica municipal 2010 Coyoacán. Instituto Nacional de Estadística y Geografía*,” 2010. Consultado: el 2 de mayo de 2026. [En línea]. Disponible en: https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/09/09003.pdf
- [5] Congreso de la Ciudad de México, “*Ley de Residuos Sólidos de la Ciudad de México*”. LRSCDMX, 2019. Consultado el 2 de mayo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.congresocdmx.gob.mx/media/documentos/5e9cfdc1fa63fdf6120fd92f434a3e407d58af30.pdf>
- [6] SEDEMA, “*Guía de preguntas frecuentes de la separación de residuos en la Ciudad de México*”. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2026.
- [7] SECOFI (a), “*NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Muestreo - Método de cuarteo*.” Dirección General de Normas,

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). Diario Oficial de la Federación, México, 1985.

[8] SECOFI (b), “*NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Peso volumétrico in situ*”. Dirección General de Normas, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). Diario Oficial de la Federación, México., 1985.

[9] SECOFI (c), “*NMX-AA-022-1985 Protección al Ambiente-Contaminación Del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Selección y Cuantificación de Subproductos*”. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). Diario Oficial de la Federación, México.,” 1985.

[10] SEMARNAT, “*Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*”. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2020. Consultado el 2 de mayo de 2026. [En línea]. Disponible en: www.gob.mx/inecc

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo de la SECTEI bajo el Convenio SECTEI/108/2025, y a las facilidades dadas por la SEDEMA y la Secretaría de Obras y Servicios (SOBSE). Asimismo, se agradece y reconoce el trabajo de los compañeros de servicio social de la UAM Azcapotzalco: Hiromi Salazar, Ricardo Adair, Jennifer García, Gustavo Hernández, Miguel Portillo, Athenea Zárate y Alicia Reyes, quienes apoyaron en el muestreo y la caracterización de residuos.

I.9 Caracterización fisicoquímica de los Residuos Sólidos Urbanos en la estación de transferencia de Milpa Alta, Ciudad de México.

Abril González Osornio*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Alethia Vázquez Morillas*
Alejandro Islas Maya*
Jesús Eduardo González Carrera*
Claudia Andrea Mateos Vargas*
Judit Montaña Mendoza*

Resumen

Este trabajo presenta la caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos urbanos recolectados en la estación de transferencia de Milpa Alta, Ciudad de México, con el objetivo de analizar sus propiedades físicas, químicas y energéticas mediante dos jornadas representativas de muestreo. La investigación aporta información técnica actualizada sobre la composición y comportamiento de los residuos manejados en sistemas de recolección diferenciada, contribuyendo al entendimiento de los factores que influyen en sus características y en su manejo integral. Asimismo, el estudio permite comparar los resultados obtenidos con valores reportados en la literatura, identificando similitudes y diferencias asociadas con la composición de los residuos y las condiciones locales de operación. Los resultados mostraron diferencias significativas entre ambas jornadas. La primera presentó predominancia de residuos orgánicos, altos contenidos de humedad y una relación carbono-nitrógeno dentro de rangos típicos para residuos biodegradables, además de valores de pH y conductividad eléctrica asociados con etapas tempranas de degradación biológica. En contraste, la segunda jornada se caracterizó por la presencia de materiales inorgánicos, baja humedad y elevados valores de poder calorífico. En conjunto, los resultados evidencian que la segregación influye directamente en las propiedades fisicoquímicas y energéticas de los residuos, generando perfiles claramente diferenciados y consistentes con tendencias reportadas en estudios nacionales e internacionales sobre residuos sólidos urbanos.

Palabras Clave: *Gestión integral de residuos, Recolección diferenciada, Parámetros fisicoquímicos, Valorización final*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

E-mail: al2222006360@azc.uam.mx

1. Introducción

La gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) representa uno de los principales desafíos ambientales de las ciudades actuales. De acuerdo con la legislación mexicana, un RSU se define como todo material o producto descartado proveniente de casas habitación o de actividades con características similares a las domésticas [1]. Su generación está asociada al crecimiento demográfico, la urbanización acelerada y los patrones de consumo; en México, estos factores se intensifican en las grandes metrópolis, generando volúmenes de residuos que requieren sistemas de gestión más eficientes [2].

Para una gestión integral adecuada, es indispensable clasificar correctamente los RSU. La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) los clasifica en residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos. De forma complementaria, la literatura técnica considera sus características físicas, sanitarias y potencial de tratamiento [3]. En términos prácticos, los RSU se dividen en una fracción orgánica, integrada por materiales biodegradables como restos de alimentos y poda, y una fracción inorgánica compuesta por plásticos, vidrios y otros materiales que en algunos casos son reciclables o reutilizables [4]. Esta diferenciación es fundamental para definir estrategias de valorización. El conocimiento de las propiedades fisicoquímicas de los RSU determina su comportamiento durante el manejo y condicionan la selección de opciones de tratamiento [5]. Entre los parámetros más relevantes se encuentran el peso volumétrico, contenido de humedad, pH, conductividad, relación carbono/nitrógeno (C/N), contenido de materia orgánica y poder calorífico, indicadores que permiten evaluar procesos como compostaje, digestión anaerobia, reciclaje o valorización energética [3]. Estudios realizados en la Ciudad de México han reportado variaciones importantes en estos parámetros según la alcaldía de origen, evidenciando la necesidad de caracterizaciones específicas [4–11]. Las estaciones de transferencia constituyen instalaciones estratégicas donde los residuos son descargados, compactados y enviados a plantas de selección o disposición final [3]. Entre ellas destaca la estación de transferencia de Milpa Alta, alcaldía de carácter rural-periurbano y baja generación de residuos, cuyas características agrícolas y sociodemográficas configuran un perfil de RSU poco estudiado [9–11].

Por ello, este estudio se realizó con el objetivo de caracterizar física, química y energéticamente los residuos sólidos urbanos recolectados en dicha estación de transferencia, a fin de generar información técnica actualizada sobre su composición. Esta información permite identificar fracciones con potencial de aprovechamiento favoreciendo la recuperación de materiales y energía que actualmente podrían estar siendo desaprovechados. Asimismo, proporciona elementos técnicos para la toma de decisiones orientadas a optimizar la gestión integral de los residuos, reducir la cantidad destinada a disposición final y promover esquemas más sostenibles de manejo de los RSU en la alcaldía.

2. Metodología

Se realizaron dos jornadas de muestreo en la estación de transferencia de la alcaldía Milpa Alta, Ciudad de México. Debido a las condiciones de muestreo y a la logística operativa de la estación de transferencia, las muestras obtenidas estuvieron constituidas predominantemente por una sola fracción de residuos. En consecuencia, el día 1 (martes) estuvo integrado principalmente por residuos orgánicos y el día 2 (miércoles) por residuos inorgánicos.

En cada jornada se obtuvo una muestra bruta de aproximadamente 56 kg. Posteriormente, cada muestra fue sometida al método de cuarteo con el fin de reducirla a una muestra de trabajo representativa de 6 kg para el análisis fisicoquímico. Una vez obtenida la muestra de trabajo, se aplicó nuevamente el método de cuarteo hasta obtener una muestra de 2 kg, la cual fue utilizada para la separación y clasificación de las fracciones de residuos de acuerdo con la norma NADF-024-AMBT-2013. Finalmente, se llevó a cabo la preparación de las muestras para la determinación de sus propiedades fisicoquímicas, empleando los métodos NMX indicados en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de residuos sólidos urbanos (RSU)

Parámetros	Métodos
Peso volumétrico	NMX-AA-019-1985
PH y conductividad eléctrica	NMX-AA-025-1984
Humedad	NMX-AA-016-1984
Materia orgánica	NMX-AA-018-1984
Nitrógeno total	NMX-AA-024-1984
Poder calorífico	NMX-AA-034-1985
Relación C/N	NMX-AA-067-1985
Cenizas	NMX-AA-021-1984

3. Resultados y discusión

En la Tabla 2 se muestran los valores obtenidos para los parámetros fisicoquímicos de la fracción orgánica del primer día de muestreo y el segundo día de la fracción inorgánica.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del día 1 y 2 de muestreo

Parámetros	Día 1: Fracción analizada - Orgánicos	Día 2: Fracción analizada - Inorgánicos
Peso volumétrico (kg/m ³)	347 ± 0.025	13 ± 0.012
pH	6.360 ± 0.178	7.237 ± 0.064
Conductividad eléctrica (µS/cm)	1044.667 ± 4.933	220.000 ± 2.000
Humedad (%)	76.067 ± 1.510	3.398 ± 2.805
Materia orgánica (%)	70.349 ± 1.722	94.860 ± 1.039
Nitrógeno total (%)	1.667 ± 0.152	0.351 ± 0.152
Poder calorífico base seca (MJ/kg)	15.646 ± 0.158	26.297 ± 0.126
Poder calorífico base húmeda (MJ/kg)	1.889 ± 0.291	25.318 ± 0.687
Relación C/N	24.478	156.779
Cenizas (%)	29.651 ± 1.722	5.140 ± 1.039

3.1. Peso volumétrico

El peso volumétrico mostró un fuerte contraste entre ambas jornadas: 347 ± 0.025 kg/m³ para la fracción orgánica (día 1) y 13 ± 0.012 kg/m³ para la fracción inorgánica (día 2). El valor elevado del día 1 es consistente con residuos alimentarios húmedos y biodegradables, cuyo alto contenido de agua

incrementa la masa por unidad de volumen. En América Latina, los RSU presentan típicamente entre 125 y 250 kg/m³, con un promedio de 155 kg/m³ en Costa Rica [5]. Además, en Berriozábal, Chiapas, se reportaron 162.48 kg/m³ para residuos mezclados, valor superior al promedio nacional mexicano de 153.12 kg/m³ reportado [9]. El resultado obtenido en este estudio supera ampliamente dichos valores.

En contraste, el día 2 presentó un peso volumétrico muy bajo, característico de materiales ligeros y porosos como plásticos, papel, cartón y textiles.

3.2. pH

El potencial de hidrógeno refleja el estado ácido-base de los residuos y los procesos bioquímicos asociados. La fracción orgánica (día 1) presentó un pH de 6.36 ± 0.178 , ligeramente ácido, mientras que la fracción inorgánica (día 2) registró 7.23 ± 0.064 , cercano a la neutralidad.

La acidez del día 1 se relaciona con la actividad microbiana durante la degradación de restos orgánicos, donde se generan ácidos orgánicos volátiles como acético y láctico. Los RSU suelen presentar pH entre 5.5 y 6.5 [3], por lo que el valor obtenido se ubica en el límite superior de este intervalo, indicando una etapa temprana de degradación. Además, en RSU de Santiago de Cuba se reportó que la alta humedad favorece procesos fermentativos que modifican el pH [6].

Por otro lado, el pH casi neutro del día 2 es consistente con la predominancia de materiales secos e inorgánicos como plásticos, vidrio y metales, los cuales presentan escasa actividad biológica y mínima generación de ácidos orgánicos. Esto explica la estabilidad del pH y confirma el bajo grado de degradación de esta fracción

3.3. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica indica la concentración de iones en solución y permite estimar la carga salina y el grado de descomposición del residuo. La fracción orgánica presentó $1,044.667 \pm 4.933$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor cuatro veces mayor que el registrado en la fracción inorgánica; 220.000 ± 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El valor elevado del día 1 se asocia con la liberación de iones derivados de la degradación de proteínas, carbohidratos y lípidos, como potasio, amonio, cloruros y fosfatos. En fracciones orgánicas de RSU destinadas a compostaje se han reportaron conductividades entre 3.90 y 5.10 mS/cm [6]. El valor obtenido en este estudio es inferior, lo que sugiere una etapa inicial de mineralización y una liberación iónica aún limitada.

La baja conductividad del día 2 confirma la predominancia de materiales inertes como plásticos, vidrio, metales y papel, con escasa capacidad de liberar iones al medio.

3.4. Humedad

El contenido de humedad evidenció una marcada diferencia entre ambas fracciones: la orgánica presentó 76.067 ± 1.510 %, mientras que la inorgánica registró 3.398 ± 2.805 %, más de 22 veces menor. El valor del día 1 supera los rangos comúnmente reportados para RSU sin segregación, cuya humedad suele variar entre 25 y 60 % [3]. Esto indica una fracción compuesta principalmente por residuos alimentarios frescos, como frutas, verduras y restos de comida con alta retención de agua.

La humedad del día 2 (3.4 %) es característica de materiales secos y no higroscópicos como plásticos, metales y vidrio [3]. La desviación estándar relativamente alta sugiere cierta heterogeneidad, posiblemente por la presencia de papel o cartón ligeramente húmedo, comportamiento común en fracciones inorgánicas mixtas de RSU.

3.5. Materia orgánica

La materia orgánica, determinada por pérdida por ignición, presentó valores de 70.349 ± 1.722 % en la fracción orgánica (día 1) y 94.860 ± 1.039 % en la fracción inorgánica (día 2).

El contenido del día 1 es consistente con residuos ricos en restos alimentarios y vegetales biodegradables. En estudios sobre RSU destinados a compostaje se han reportado contenidos elevados de materia orgánica asociados a fracciones biodegradables y celulósicas [10]. El resultado obtenido (70.35 %) indica una fracción altamente concentrada en material biodegradable y con poca presencia de materiales inertes.

El elevado contenido del día 2 (94.86 %) requiere considerar que la pérdida por ignición no distingue entre materia orgánica biodegradable y materiales carbonados no biodegradables. Plásticos, papel, cartón y textiles se consumen durante la calcinación y son cuantificados como materia orgánica. Para RSU con alta fracción plástica y celulósica se reportaron contenidos de materia volátil de 79.42 % [10]. Por ello, el 94.86 % refleja principalmente combustibilidad y no biodegradabilidad.

3.6. Nitrógeno total

El nitrógeno total refleja la riqueza proteica del residuo y, junto con el carbono, define su aptitud para procesos biológicos. La fracción orgánica presentó 1.667 ± 0.152 %, mientras que la fracción inorgánica registró 0.351 ± 0.152 %.

El valor del día 1 se encuentra dentro del rango esperado para fracciones orgánicas de RSU con alta presencia de residuos alimentarios. En RSU se reportaron contenidos entre 0.91 y 1.335 %, aumentando en residuos con mayor proporción proteica [9]. El resultado obtenido sugiere una mezcla de residuos vegetales y alimentarios.

El bajo contenido del día 2 se asocia con materiales como papel, cartón y textiles naturales, que contienen pequeñas cantidades de nitrógeno [3].

3.7. Poder calorífico base seca y base húmeda

El poder calorífico constituye quizás el parámetro donde la separación entre ambas fracciones queda más gráficamente expresada como se muestra en la Figura 1, la distinción entre base seca y base húmeda revela con precisión el factor del agua sobre el contenido energético del neto del material.

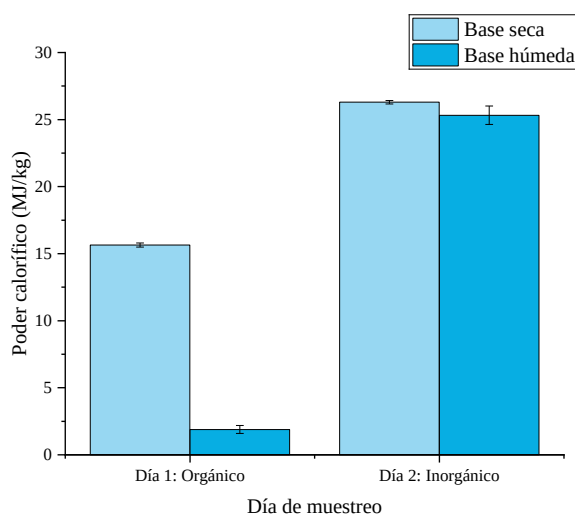


Figura 1. Comparativa de poder calorífico (MJ/kg): base seca vs. húmeda

La diferencia entre el poder calorífico en base seca y base húmeda del día 1 evidencia el efecto

limitante de la humedad sobre el aprovechamiento energético. Aunque en base seca la fracción orgánica alcanzó 15.646 MJ/kg, valor consistente con residuos biodegradables, en base húmeda descendió a 1.889 MJ/kg debido al elevado contenido de humedad (76 %). El poder calorífico inferior típico de los RSU mixtos es de 9–11 MJ/kg [8]; por ello, el valor en base seca del día 1 supera este intervalo, mientras que el valor en base húmeda queda muy por debajo, confirmando que el agua es el principal factor que limita su valorización energética en estado natural.

En contraste, la fracción inorgánica del día 2 presentó valores prácticamente equivalentes en base seca (26.297 MJ/kg) y húmeda (25.318 MJ/kg), con una diferencia de solo 0.979 MJ/kg, debido a su bajo contenido de humedad (3.4 %). Los residuos con alta proporción de plásticos, papel y textiles suelen presentar elevados poderes caloríficos, mientras que aquellos con alta humedad o cenizas muestran valores menores [8]. Además, combustibles derivados de residuos ricos en plásticos y papel alcanzan normalmente entre 13 y 15 MJ/kg [8]. El valor obtenido en este estudio supera ampliamente ese rango, indicando una elevada presencia de plásticos de alto contenido energético, como polietileno y polipropileno.

3.8. Relación C/N

La relación carbono/nitrógeno (C/N) refleja el balance de nutrientes necesarios para la actividad microbiana y la aptitud del residuo para tratamientos biológicos. La fracción orgánica del día 1 presentó una relación C/N de 24.478, mientras que la fracción inorgánica del día 2 alcanzó 156.779.

El valor del día 1 se encuentra muy próximo al rango óptimo reportado para RSU orgánicos separados adecuadamente (25:1–30:1), el cual favorece una actividad microbiana equilibrada [9]. El resultado obtenido sugiere una ligera mayor presencia de nitrógeno respecto al carbono disponible, posiblemente asociada a restos proteicos como carne, lácteos o leguminosas. Además, la relación entre carbono y nitrógeno depende de la composición de los residuos y de la degradación de la materia orgánica durante el tratamiento biológico [9].

En contraste, la relación C/N del día 2 (156.779) es extremadamente alta debido al bajo contenido de nitrógeno (0.351%) y al predominio de materia orgánica carbonada no proteica (94.86%), principalmente plásticos, papel y cartón. Esto indica una cantidad insuficiente de nitrógeno para sostener actividad microbiana, confirmando el carácter poco biodegradable de esta fracción.

3.9. Cenizas

El contenido de cenizas representa la fracción mineral inorgánica no combustible del residuo, es decir, el material remanente tras la incineración completa. El día 1 presentó 29.651 ± 1.722 %, mientras que el día 2 registró únicamente 5.140 ± 1.039 %.

El valor elevado de cenizas en la fracción orgánica del día 1 supera lo esperado para residuos estrictamente alimentarios y sugiere la presencia de partículas de tierra, arena, fragmentos cerámicos, metales pequeños o vidrio fino arrastrados junto con los residuos en sistemas urbanos sin separación eficiente en la fuente. En residuos orgánicos agroindustriales caracterizados en Chiapas, las cenizas representan el contenido mineral inorgánico no combustible y su magnitud depende del tipo de material y del grado de contaminación con material particulado [9]. Además, el valor de cenizas del día 1 mantiene una relación complementaria con la materia orgánica: $70.35 + 29.65 = 100\%$, indicando que la muestra queda completamente descrita por ambas fracciones.

El bajo contenido de cenizas del día 2 (5.14 %) es consistente con la predominancia de materiales de combustión casi completa, como plásticos, papel y textiles. Para RSU con alta proporción plástica y celulósica se reportó un contenido de cenizas de 7.76 % [10], superior al obtenido en este estudio, lo que refuerza la baja presencia de material mineral.

4. Conclusiones

La caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos urbanos recolectados en la estación de transferencia de la alcaldía de Milpa Alta permitió cumplir con el objetivo de identificar las principales diferencias composicionales, físicas y energéticas entre las corrientes evaluadas, así como analizar los factores que influyen en su comportamiento durante el manejo y transferencia. Los resultados evidenciaron una segregación efectiva entre residuos predominantemente orgánicos e inorgánicos, reflejada en perfiles fisicoquímicos claramente contrastables entre ambas jornadas de muestreo.

La fracción orgánica presentó un elevado contenido de humedad (76.067 %) y una relación carbono-nitrógeno dentro del intervalo considerado adecuado para residuos biodegradables (24.478), lo que confirma la predominancia de materia orgánica fácilmente biodegradable y coincide con valores reportados en la literatura para residuos alimenticios. De igual manera, el pH ligeramente ácido (6.36) y la conductividad eléctrica registrada (1044 $\mu\text{S}/\text{cm}$) indicaron que los residuos se encontraban en una etapa temprana de degradación biológica. No obstante, se identificó que la humedad constituye el principal factor limitante de sus propiedades térmicas, ya que el poder calorífico disminuyó de manera considerable de 15.646 MJ/kg en base seca a 1.889 MJ/kg en base húmeda.

Por otro lado, la corriente predominantemente inorgánica presentó un contenido mínimo de humedad (3.40 %) y un elevado poder calorífico (26.297 MJ/kg), asociado principalmente con la presencia de materiales plásticos y celulósicos. Estos resultados demuestran que la composición de los residuos influye directamente en sus propiedades energéticas y evidencian la heterogeneidad existente entre las rutas de recolección analizadas.

La principal importancia de este trabajo radica en que proporciona información técnica específica actualizada sobre las características de los residuos generados en Milpa Alta, permitiendo comparar los resultados obtenidos con investigaciones previas y contribuyendo al entendimiento de los factores que condicionan su comportamiento fisicoquímico. Finalmente, se recomienda que futuros estudios incorporen campañas de muestreo estacionales y mayor número de análisis complementarios, con el fin de evaluar la variabilidad temporal de los residuos y fortalecer la planeación de estrategias de gestión integral en la Ciudad de México.

5. Referencias

- [1] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Diario Oficial de la Federación. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPGIR.pdf>
- [2] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de residuos. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- [3] Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). Gestión integral de residuos sólidos (J. M. Tejero Monzón, Trad.; Vol. 1 y 2). McGraw-Hill.
- [4] Santiago Valentín, E. (2024). Estudio de caracterización y parámetros críticos de residuos en la Ciudad de México [Trabajo Terminal de Licenciatura]. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. <http://hdl.handle.net/11191/10045>
- [5] Mora-Barrantes, J. C., Rodríguez-Valerio, D., & Badilla-Aguilar, Y. (2018). Análisis de la composición de residuos sólidos ordinarios en Costa Rica. Tecnología en Marcha, 31(1), 45–56. <https://doi.org/10.18845/tm.v31i1.3512>

- [6] Colón-Rodríguez, A., Pérez-Bonet, E., & Suárez-Crespo, Y. (2017). Caracterización físico-química de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos en Santiago de Cuba. *Centro Azúcar*, 44(3), 56–66. https://centroazucar.uclv.edu.cu/index.php/centro_azucar/article/view/256
- [7] Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Martínez-Farré, F. X., Valero, J., & López, M. (2010). Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technology*, 101(3), 995–1001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.007>
- [8] Ayyanar, A. K., Raja, S., & Kumar, S. (2023). Characterization of municipal solid waste as potential fuel for energy needs. *Sustainability*, 15(4), 3669. <https://doi.org/10.3390/su15043669>
- [9] Sánchez Roque, Y., Hernández Navarro, M. D., & Gómez Solís, L. (2023). Caracterización físicoquímica de residuos orgánicos del estado de Chiapas, México, destinados a la producción de biogás. *Revista Politécnica*, 19(38), 192–198. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v19n38a15>
- [10] Sarkar, C., Majumder, A., & Das, S. (2021). Seasonal characterization of municipal solid waste for selecting feasible waste treatment technology. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 72(3), 321–334. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1987739>
- [11] Durán Moreno, A., Masud, Y., & Vázquez Morillas, A. (2013). Mexico City's municipal solid waste characteristics and composition analysis. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(1), 39–46. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/32442>

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el financiamiento otorgado a través del Convenio SECTEI/188/2025. Asimismo, se reconoce el apoyo y las facilidades proporcionadas por la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) y la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México (SOBSE), las cuales hicieron posible la realización de este estudio. De igual manera, se agradece la colaboración del alumnado, profesorado y personas voluntarias de la UAM-A, así como el respaldo del Departamento de Energía de la universidad por las facilidades de transporte brindadas para las actividades de recolección de muestras.

I.10 Generación y composición de residuos en el municipio Naranjos, Amatlán, Veracruz.

Bryan Yair González Barrera*
Rosa María Espinosa Valdemar*
Arely Areanely Cruz Salas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
María Sabina Benítez Gutiérrez*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Karla Yarenni Ramos Rojas*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Karla Coral Pérez Gaytán*

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo generar un diagnóstico integral sobre la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en el municipio de Naranjos Amatlán, Veracruz, mediante un análisis de generación y composición realizado en dos temporadas de 2025. Los resultados mostraron una generación per cápita de 0.38 y 0.55 kg/hab/día para la primera y segunda temporada, respectivamente, valores inferiores al promedio nacional reportado por SEMARNAT. Sin embargo, esta menor generación no implica una gestión adecuada, ya que los residuos continúan siendo depositados en un tiradero a cielo abierto sin controles ambientales, generando riesgos para la salud y el ambiente. El análisis de composición reveló que los residuos orgánicos fueron la fracción predominante en ambas temporadas, alcanzando hasta 38.27 % en la segunda temporada. Entre los subproductos más abundantes destacaron los restos de alimentos, papel higiénico y servilletas, pañales desechables y materiales plásticos como polietileno. Asimismo, se identificó un importante potencial de aprovechamiento de residuos reciclables, como vidrio, PET, HDPE, cartón y metales, ya que actualmente este potencial no es aprovechado debido a la falta de infraestructura y programas municipales.

Palabras Clave: *caracterización, clasificación, gestión, orgánicos, reciclaje*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX. Teléfono 53189000 ext. 2196

E-mail: kyrr@azc.uam.mx

1. Introducción

El manejo de los residuos sigue siendo un problema importante en muchas comunidades, especialmente por las dificultades en su recolección, tratamiento y disposición final. En gran parte de las localidades todavía predomina un modelo basado únicamente en recoger los residuos y depositarlos en rellenos sanitarios o tiraderos, dejando en segundo plano alternativas como el reciclaje, el aprovechamiento y el tratamiento adecuado de los residuos [1]. Dentro de los residuos que terminan en estos sitios se encuentran materiales como papel, cartón, plásticos, metales y residuos orgánicos, los cuales aún podrían reutilizarse o aprovecharse de alguna manera. Sin embargo, al no reincorporarse a nuevos procesos productivos, se desperdician recursos que todavía tienen valor. Esto provoca una mayor extracción de materias primas nuevas, generando más presión sobre los ecosistemas y aumentando la contaminación ambiental [2].

De acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [3], diariamente se generan más de 38 mil toneladas de residuos que podrían aprovecharse, además de más de 56 mil toneladas de residuos orgánicos que pueden tratarse mediante procesos como el compostaje o la biodigestión. A esto se suman cerca de 27 mil toneladas de otros residuos cuyo aprovechamiento es más limitado.

En México, muy pocos municipios cuentan con información actualizada sobre la generación y composición de sus residuos sólidos urbanos. De los 2,469 municipios del país, menos del 6 % ha realizado este tipo de estudios [4]. En el caso del estado de Veracruz, que está conformado por 212 municipios, solamente nueve han desarrollado estudios relacionados en los últimos cuatro años, lo que representa apenas el 4.25 % [5].

El municipio de Naranjos Amatlán, ubicado al norte del estado de Veracruz y colindante con Tamalín, Tantima y Chinampa de Gorostiza, enfrenta problemas importantes relacionados con el manejo de sus residuos sólidos [6]. Actualmente, el municipio no cuenta con un sitio de disposición final que cumpla con la normativa ambiental, por lo que los residuos se depositan en un tiradero a cielo abierto cercano a la comunidad de Soledad Chiquita. Esta situación ha generado molestias y riesgos para la población cercana, principalmente por los malos olores y las emisiones derivadas de la quema de residuos [7].

Debido a que el municipio no cuenta con un manejo adecuado de los residuos sólidos urbanos, este proyecto tuvo como objetivo generar información básica sobre la cantidad y el tipo de residuos que se producen. Estos datos servirán como punto de partida para desarrollar estrategias y acciones orientadas a mejorar la gestión integral de los residuos en el municipio de Naranjos Amatlán, Veracruz.

2. Metodología

El presente estudio se llevó a cabo en el sitio de disposición final del municipio de Naranjos, Veracruz, ubicado cerca de la comunidad de Soledad Chiquita (21°18'55"N, 97°41'34"W). El trabajo se desarrolló en dos periodos: el primero del 9 al 15 de junio de 2025 y el segundo del 24 al 31 de agosto del mismo año. Los residuos analizados fueron de distintas colonias del municipio que cuentan con servicio de recolección: 16 de septiembre, Escuadrón 201, Adalberto Tejeda, Manuel Ávila Camacho, Tamaulipas, CNOP, Campo de Empleados, Bicentenario Constitución, Flores Magón, Americana, Cervantes, Nuevo Naranjos, Mariano Escobedo, Belisario Domínguez, Emiliano Zapata, FONAPO, 5 de Mayo, Progreso, El Trébol, Delicias, Cafetal, Petrolera, Amatlán, Tierra y Libertad, además de instituciones de educación básica y media superior y el tianguis de la Zona Centro. Todos estos residuos se trasladaron al sitio de disposición final del municipio.

La metodología utilizada en este proyecto se basó y adaptó del estudio “Composición de residuos plásticos en tres ciudades del país” [8]. El trabajo se desarrolló a partir de tres etapas principales, las cuales se muestran en la Figura 1.

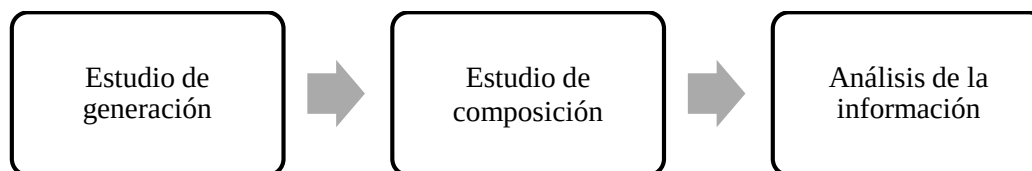


Figura 3. Metodología del estudio

2.1 Estudio de generación

Antes de iniciar el estudio, se realizó una reunión con las autoridades municipales para solicitar los permisos correspondientes y recopilar información relacionada con el manejo de los residuos en el municipio.

La estimación de la generación de residuos sólidos urbanos se llevó a cabo diariamente durante siete días en el sitio de disposición final, en un horario de 8:00 a 18:00 horas, durante ambas temporadas de muestreo. Para ello, se registró la información de cada vehículo que ingresaba al sitio, incluyendo los camiones recolectores municipales y vehículos particulares que acudían a depositar residuos, como puede observarse en la Figura 2.



Figura 2a y 2b. Recolección de información de los vehículos al ingresar al sitio

Los datos recopilados incluyeron las colonias de donde provenían los residuos, la hora de ingreso y el volumen aproximado transportado por cada unidad, se optó por esta medida debido a que el sitio no cuenta con una báscula industrial.

Posteriormente, con base en la información obtenida, se estimó el volumen total de residuos ingresados al sitio. Este cálculo se realizó de manera visual, tomando como referencia la cantidad de tambo de 200 litros que equivalían al volumen observado y, en el caso de los camiones recolectores, considerando su capacidad máxima y consultando con los conductores si la unidad venía completamente llena. Finalmente, utilizando valores de densidad determinados en campo, se estimó la masa total de los residuos generados.

Para ambas temporadas se realizó un estudio de composición de RSU en el sitio de disposición final (véase Figura 3) con la finalidad de evaluar posibles variaciones.



Figura 3. Metodología del estudio de composición

2.2 Estudio de composición

Durante la primera temporada se trabajó con residuos recolectados el viernes 13 de junio, provenientes de las rutas Delicias, Petrolera, CNOP, Escuelas y Bicentenario. Para la segunda temporada se utilizaron residuos del jueves 28 de agosto, correspondientes a las rutas Emiliano Zapata, Amatlán, Progreso, 16 de septiembre y Ricardo Flores Magón. Estas rutas fueron seleccionadas por ser representativas del municipio, ya que correspondían a las colonias con mayor frecuencia de recolección durante la semana.

Los residuos fueron recolectados directamente después de que los camiones los descargaban en el sitio de disposición final. Se eligieron bolsas que contenían residuos domésticos y se colocaron en tambo con capacidad de 200 L. Una vez llenos, los residuos se compactaban y el tambo volvía a llenarse hasta el borde. Para cada temporada se integró una premuestra compuesta por residuos equivalentes a cinco tambo de 200 L, lo que representó aproximadamente un metro cúbico de residuos.

La muestra representativa de cada temporada se obtuvo mediante el método de cuarteo, tomando como referencia la norma mexicana NMX-AA-015-1985 con algunas adecuaciones [9]. El procedimiento se realizó directamente en el sitio de disposición final. Primero se extendió un plástico negro de aproximadamente 6×5 metros y dentro de éste se marcó un cuadrante de 3×3 metros, el cual se dividió en cuatro partes iguales. Posteriormente, las bolsas recolectadas se abrieron y los residuos se vaciaron sobre el área delimitada. Con ayuda de palas, los residuos se mezclaron hasta obtener una muestra homogénea. Después se distribuyeron dentro de los cuatro cuadrantes y se eliminaron dos cuadrantes opuestos. A partir de los dos cuadrantes restantes se obtuvo la muestra representativa con la que se realizó la clasificación de subproductos, obteniéndose muestras de 30 kg para ambas temporadas (Ver Figura 4).



Figura 4a y 4b. Procedimiento de cuarteo

El peso volumétrico se determinó utilizando los residuos descartados de los cuadrantes. Para ello, los tambo se llenaron con residuos sin compactar y posteriormente se dejaron caer desde una altura aproximada de 10 cm en tres ocasiones (Figura 5a). Este procedimiento se realizó por triplicado en cada temporada. Finalmente, los tambo fueron pesados y se midió la altura ocupada por los residuos (Figura 5b). Esta metodología se basó en una adaptación de la norma mexicana NMX-AA-019-1985 [10].



Figura 5a y 5b. Procedimiento para la determinación del peso volumétrico

La clasificación y cuantificación de los subproductos se realizó a partir de una adaptación de la norma NMX-AA-022-1985 [11]. Para ello, se trabajó con una muestra representativa de residuos sólidos urbanos, la cual fue de 30 kg en la primera temporada y de 35 kg para la segunda temporada. Esta muestra se separó en cinco categorías generales y 24 subproductos distintos. El procedimiento consistió en colocar la muestra sobre mesas plegables cubiertas con plástico. Posteriormente, los residuos fueron separados manualmente y depositados en bolsas transparentes previamente identificadas con el nombre de cada subproducto. Una vez concluida la separación, cada fracción fue pesada, finalmente, el porcentaje de cada subproducto se obtuvo dividiendo su masa entre la masa total de la muestra representativa y multiplicando el resultado por cien.

2.3 Análisis de la información

La información obtenida durante el estudio fue organizada y analizada mediante tablas y gráficas que permitieron identificar los principales patrones en la generación y composición de los residuos sólidos urbanos. En el caso del estudio de generación y composición, se determinaron los porcentajes de cada categoría y subproducto, lo que permitió identificar los residuos con mayor presencia en ambas temporadas. Posteriormente, los resultados se compararon con información reportada en la literatura y documentos oficiales para evaluar la situación del municipio y proponer alternativas que contribuyan a mejorar la gestión integral de los residuos sólidos urbanos.

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan y discuten los resultados obtenidos durante las dos temporadas de muestreo realizadas en el sitio de disposición final de Naranjos Amatlán. Primero se analizó la generación de residuos sólidos urbanos, considerando tanto los residuos recolectados por el servicio municipal como aquellos transportados por particulares; posteriormente, se examinó la composición de los residuos y su comparación con datos reportados a nivel nacional.

3.1 Estudio de generación

Durante la primera temporada del estudio se registró un ingreso total semanal de 52,238.75 kg de residuos sólidos urbanos (RSU), con un promedio diario de $7,462.68 \pm 3,247.77$ kg provenientes de los camiones recolectores del municipio. En la segunda temporada, el ingreso total semanal aumentó a 75,219.12 kg de RSU, con un promedio diario de $10,745.59 \pm 4,620.01$ kg.

Además de los residuos recolectados por el servicio municipal, también se registró el ingreso de residuos transportados por particulares. Durante la primera temporada se estimó un total semanal de 19,587.06 kg de RSU, con un promedio diario de $2,798.15 \pm 2,286.08$ kg. Para la segunda temporada, el ingreso de residuos por parte de particulares fue de 28,720.65 kg a la semana, con un promedio

diario de $4,102.95 \pm 2,239.92$ kg. Cabe mencionar que, durante el domingo de la segunda temporada, no fue posible permanecer en el sitio de disposición final debido a cuestiones de seguridad. Sin embargo, se logró obtener la información correspondiente gracias al apoyo de los choferes, quienes proporcionaron las rutas realizadas y el promedio de residuos recolectados durante ese día. Los resultados obtenidos mostraron una generación per cápita de 0.38 kg/hab/día durante la primera temporada y de 0.55 kg/hab./día en la segunda, considerando tanto los residuos recolectados por los camiones municipales como aquellos transportados por particulares.

Al comparar estos valores con el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos [12], donde se reporta una generación per cápita nacional de 1.076 kg/hab./día de residuos domésticos, se observa que el municipio de Naranjos presenta valores inferiores al promedio del país. De igual manera, la generación registrada también se encuentra por debajo del promedio correspondiente a la región oriente, estimada en 1.018 kg/hab/día. Estas diferencias podrían estar relacionadas con las características propias del municipio, como su tamaño poblacional, el tipo de actividades económicas predominantes y patrones de consumo menos intensivos en comparación con ciudades más urbanizadas y con mayor densidad poblacional.

3.2 Estudio de composición

El análisis de las categorías de RSU (Figura 6) muestra que, en ambas temporadas, los residuos orgánicos representaron la fracción predominante, con 27.43 % en la primera temporada y 38.27 % en la segunda temporada. En segundo lugar, se ubicaron los residuos sanitarios, con 20.68 % y 18.89 %, en la primera y segunda temporada, respectivamente, seguidos por los residuos plásticos, que representaron 20.13 % en la primera temporada y 18.00 % en la segunda temporada.

Para la primera temporada, los residuos específicos con mayor proporción fueron los restos de alimentos (24.58 %), seguidos por pañales desechables (9.88 %), papel higiénico y servilletas (9.68 %), botellas de vidrio (8.50 %) y bolsas y películas plásticas (8.47 %). En la segunda temporada, los restos de alimentos continuaron siendo la fracción predominante (35.86 %), seguidos por papel higiénico y servilletas (14.59 %), bolsas y películas plásticas (9.35 %), botellas de vidrio (4.85 %) y cartón (4.67 %).

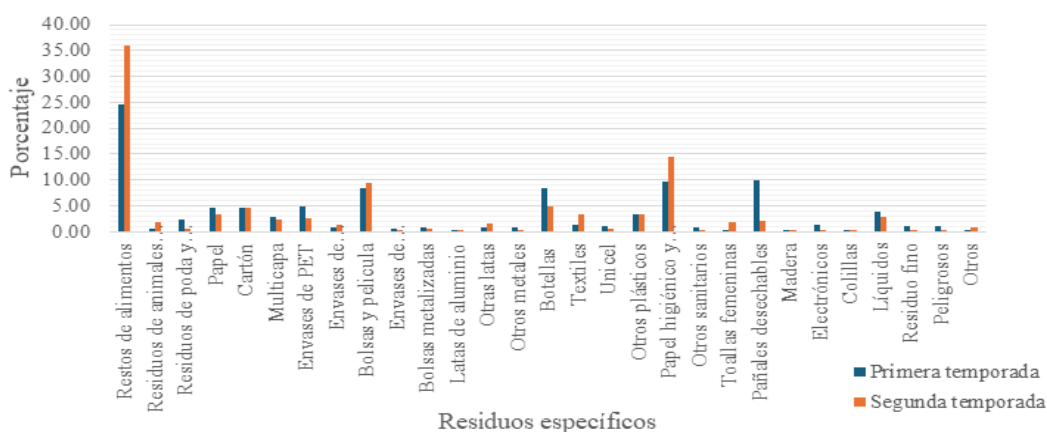


Figura 6. Composición de RSU de la primera y segunda temporada por residuos específicos

Al realizar un comparativo de los porcentajes más representativos de cada categoría de residuos para la primera temporada (residuos orgánicos, reciclables y desechables e higiene personal) con los valores reportados a nivel nacional para dichos subproductos (Tabla 1), se observa que los restos de alimentos y el polietileno (PE) corresponden a los subproductos de mayor presencia. Asimismo, en el caso de los pañales desechables, el porcentaje registrado para el municipio fue superior al valor reportado a nivel nacional.

Tabla 1. Comparación del porcentaje de subproductos nacionales contra locales de la primera temporada

Subproductos	Composición local (%)	Composición nacional (%)
Restos de alimentos	24.58	29.19
Pañales	9.88	5.49
Polietileno (HDPE y LDPE)	9.36	7.69

Para la segunda temporada, el comparativo de cada categoría de residuos (residuos orgánicos, reciclables y desechables e higiene personal) con los valores reportados a nivel nacional para dichos subproductos (Tabla 2) muestra que los restos de alimentos y el polietileno (PE) fueron los subproductos con mayor presencia. Por otro lado, para el caso del papel higiénico y servilletas, no se encontraron datos reportados a nivel nacional que permitieran realizar una comparación directa.

Tabla 2. Comparación del porcentaje de subproductos nacionales contra locales de la segunda temporada

Subproductos	Composición local (%)	Composición nacional (%)
Restos de alimentos	35.86	29.19
Papel higiénico y servilletas	14.56	Dato no disponible
Polietileno (HDPE y LDPE)	10.61	7.69

4. Conclusiones

El presente estudio permitió elaborar un diagnóstico integral sobre la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) en el municipio de Naranjos Amatlán, Veracruz, aportando información previamente inexistente y fundamental para la planeación y la toma de decisiones municipales. A partir del estudio de generación y el análisis de composición en dos temporadas del año, se identificaron de manera clara las principales limitaciones y áreas de oportunidad para mejorar el sistema de manejo de residuos sólidos urbanos.

Los resultados mostraron que el municipio presenta una generación per cápita inferior al promedio nacional reportado por SEMARNAT, con valores de 0.38 y 0.55 kg/hab/día para la primera y segunda temporada, respectivamente, considerando tanto los residuos recolectados por camiones municipales como particulares. Sin embargo, esta menor generación no se traduce en una gestión eficiente, ya que persisten prácticas como la disposición de residuos en un tiradero a cielo abierto sin controles ambientales, situación que representa riesgos para la salud de la población cercana y para los ecosistemas locales.

El análisis de composición confirmó que los residuos orgánicos constituyen la fracción predominante en ambas temporadas, lo que resalta la pertinencia de implementar programas de compostaje comunitario o municipal que permitan disminuir la cantidad de residuos enviados al sitio de disposición final. Asimismo, la presencia significativa de materiales reciclables, como vidrio, PET, HDPE, metales y cartón, evidencia un importante potencial de aprovechamiento que actualmente no se explota debido principalmente a la falta de infraestructura, capacitación y coordinación institucional.

De igual forma, se identificó que no existen programas municipales de compostaje, reciclaje o recolección diferenciada, ni evaluaciones previas para la instalación de infraestructura destinada al tratamiento de residuos orgánicos.

El diagnóstico realizado permitió formular propuestas basadas en evidencia orientadas a fortalecer la gestión integral de los residuos en el municipio. Entre las principales propuestas destacan la implementación de programas de separación primaria y secundaria, la creación de centros de acopio formales, el desarrollo de iniciativas de compostaje, la capacitación del personal municipal y de los pepenadores, así como la necesidad de transitar hacia un sitio de disposición final que cumpla con los requisitos establecidos en la NOM-083-SEMARNAT-2003 [13].

En conjunto, los resultados obtenidos confirman que Naranjos, Amatlán requiere una modernización urgente de su sistema de gestión de residuos, sustentada en datos confiables, participación ciudadana y coordinación interinstitucional. La información generada en este proyecto constituye la primera línea base integral con la que cuenta el municipio, a partir de la cual podrán tomarse futuras decisiones técnicas y administrativas orientadas a mejorar la salud ambiental, el bienestar social y el aprovechamiento sostenible de los residuos.

5. Referencias

- [1] Santiago, D. (2023). *Estudio de generación y caracterización de residuos sólidos domiciliarios (RSD) en la cabecera municipal de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas* [Tesis de licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas].
- [2] Taboada-González, P., Aguilar-Virgen, Q., Cruz-Sotelo, S. E., & Ramírez-Barreto, M. E. (2013). Manejo y potencial de recuperación de residuos sólidos en una comunidad rural de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 43–48.
- [3] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2023). *¿Sabes a dónde van a parar los residuos que generamos día con día?* Gobierno de México. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/sabes-a-donde-van-a-parar-los-residuos-que-generamos-dia-con-dia?idiom=es>
- [4] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2020). *México en cifras*. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/#collapse-Resumen>
- [5] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2023). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2023: Tabulados básicos con estudios de generación de residuos sólidos urbanos* (Documento de diseño). INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/>
- [6] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010: Naranjos Amatlán, Veracruz de Ignacio de la Llave*. https://www.inafed.gob.mx/wb2/ELOCAL/ELOC_Enciclopedia
- [7] *La Opinión de Poza Rica*. (2024). *Se quejan por contaminación del basurero de Naranjos*. <https://laopinion.net/se-quejan-por-contaminacion-del-basurero-de-naranjos/>
- [8] Cruz Salas, A. A., Álvarez Zeferino, J. C., Vázquez Morillas, A., Ojeda Benítez, S., Cruz Sotelo, S., & Tsydenova, N. (2018). Composición de residuos plásticos en tres ciudades del país. En *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos: Los residuos como recurso* (Vol. 11, pp. 22–30).
- [9] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). (1985). *Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente—Contaminación del suelo—Residuos sólidos municipales—Muestreo—Método de cuarteo*. *Diario Oficial de la Federación*.
- [10] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). (1985). *Norma Mexicana NMX-AA-*

019-1985. *Protección al ambiente—Contaminación del suelo—Residuos sólidos municipales—Peso volumétrico “in situ”—Método de cuarteo*. Diario Oficial de la Federación. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-019-1985.pdf>

[11] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). (1985). *Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente—Contaminación del suelo—Residuos sólidos municipales—Selección y cuantificación de subproductos*. Diario Oficial de la Federación. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf>

[12] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. SEMARNAT. <https://www.gob.mx/inecc>

[13] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (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.

I.11 Evaluación de la presencia de littering en espacios abiertos de la Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco.

Karen Ceron Hernández*
Karla Yarenni Ramos Rojas*
Rosa María Espinosa Valdemar*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Arely Areanely Cruz Salas*

Resumen

Este estudio cuantificó el littering, residuos depositados inadecuadamente, en áreas abiertas de la UAM-Azcapotzalco mediante dos muestreos sistemáticos de las semanas 3 y 7 del trimestre 25-O, en 50 puntos de 1 m² cada uno. Se midió la concentración, la composición de residuos y el índice de contaminación (IC). En el muestreo 1, la concentración de residuos y el IC fueron mayor con 4.65 ± 9.54 g/m²/día y 28.08 ± 29.06 piezas/m²/día, respectivamente, donde el IC se catalogó como muy sucio; la composición estuvo dominada por plásticos (37.20 %), papel y cartón (22.77 %) y colillas de cigarro (20.22 %). En el muestreo 2, la concentración promedio se redujo un 70.3%, con 1.38 ± 2.25 g/m²/día y el IC entró en la categoría de sucio (13.92 ± 13.03 piezas/m²/día); los plásticos predominaron con una media de 47 %. Las pruebas estadísticas no paramétricas mostraron diferencias significativas en concentración e IC según el muestreo, el punto y el día. Como propuestas de mejora se sugiere: rediseñar ubicación y capacidad de contenedores en rutas críticas, aumentar frecuencia de recolección, establecer sanciones por disposición inadecuada y lanzar campañas permanentes de concientización basadas en los hallazgos del diagnóstico. Este estudio sienta una línea base para futuras intervenciones.

Palabras Clave: *IES, manejo de residuos, plásticos*

*Universidad autónoma metropolitana, unidad Azcapotzalco Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, celular: 5583623459, al2153035326@azc.uam.mx, kyrr@azc.uam.mx, rmev@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx

E-mail: aacs@azc.uam.mx

1. Introducción

El littering, o abandono intencional de residuos en espacios públicos fuera del sistema de gestión establecidos, representa un problema ambiental y social. Sus consecuencias incluyen la contaminación de suelo y aire, el aumento del riesgo de inundaciones por obstrucción de drenajes, la degradación del paisaje y el daño a la fauna. Un efecto particularmente crítico es la generación de microplásticos a causa de la degradación de los plásticos, los cuales pueden afectar a microorganismos benéficos, pueden ser absorbidos por las plantas e ingresar a la cadena trófica, con riesgos potenciales para la salud humana y animal [1].

La Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) cuenta con cinco unidades (Azcapotzalco, Cuajimalpa, Iztapalapa, Lerma y Xochimilco) y Rectoría General. [Haga clic o pulse aquí para escribir texto.](#) La unidad Azcapotzalco (UAM-A) se ubica en el cruce de la avenida San Pablo y el Eje 5 Norte, frente al deportivo Reynosa [2], su comunidad asciende a aproximadamente 20,417 personas, de las cuales el 95.45 % corresponde al alumnado de licenciatura y posgrado, el número de la plantilla docente corresponde a 962 empleados. La matrícula del año 2020 al 2024 da un total de 228,788 [3].

En 2003 la UAM-A implementó el plan de manejo integral de residuos sólidos “Separación por un mejor UAMbiente”, derivado de ello se cuentan con contenedores de plástico de diferente color para el depósito de residuos, blanco para recuperables (papel y cartón, Tetrapak, vidrio, polietileno de alta densidad PET y aluminio), rojo para no recuperables (servilletas y papel sucio, bolsas de plástico y papel, envolturas, vasos, platos y cubiertos desechables y artículos escolares) y amarillo para residuos sanitarios. Los dos primeros contenedores se encuentran colocados en pasillos, planta baja, plazas, accesos y cafetería, mientras que los últimos contenedores se encuentran en los sanitarios. Asimismo, se han colocado contenedores cilíndricos de metal tanto en oficinas académicas y administrativas, cuyas fracciones son recuperables, no recuperables, papel y cartón [4].

No obstante, en la UAM-A persiste la problemática de residuos inorgánicos en particular en espacios abiertos como las áreas verdes, los estacionamientos, las canchas, los campos, entre otros. Los residuos inorgánicos en las áreas verdes terminan mezclados con los desechos de poda y jardinería que posteriormente se llevan a la Planta de Composta de la unidad para su tratamiento. En un estudio realizado en la Planta de Composta en el 2024, se encontraron 2.08 kg de residuos inorgánicos en 951.21 kg (5.85 m³) de composta madura. En este estudio se encontraron tanto residuos inorgánicos completos (sin fragmentar), cuyo material predominante fue el plástico (93.81% en masa, 99.24 % en piezas), como residuos fragmentados donde el subproducto predominante fue el plástico (42.21 % en masa, 73.33 % en piezas). La presencia de estos residuos en las áreas verdes de la universidad se relaciona con las prácticas inadecuadas del depósito de residuos, por parte de la comunidad universitaria [5].

Lo antes mencionado afecta al proceso de composteo y contamina el producto final, comprometiendo la calidad de la composta obtenida; además los plásticos presentes pueden generar microplásticos que alteran las propiedades del suelo, inhiben la actividad de microorganismos esenciales y pueden ser absorbidos por las raíces, afectando el crecimiento vegetal y representando un riesgo de bioacumulación.

Por lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo general evaluar las concentraciones y tipos de residuos generados por littering en áreas abiertas de la UAM-A, a fin de establecer estrategias para su manejo adecuado.

2. Metodología

Esta investigación se desarrolló en las áreas abiertas de la UAM-A. El proceso se estructuró en diferentes etapas como se describe a continuación.

2.1. Muestreo de residuos en las áreas abiertas de la UAM-A

Para definir los puntos de muestreo, primero se identificaron los espacios abiertos de la unidad, incluyendo las áreas verdes. Esto se realizó en Google Earth mediante la sobreposición espacial de dichas zonas sobre imágenes satelitales, lo que permitió distinguir claramente entre áreas libres y construidas (Figura 1). A cada área se le asignó un nombre y se obtuvo su superficie total, resultando un total de 59 áreas distintas.

Con la superficie total conocida, se calculó cuántos cuadrantes de 1 m² cabrían en cada una de las 59 áreas, asignando a cada cuadrante un número de forma consecutiva. Haciendo este procedimiento, se tuvieron en total 138,203 cuadrantes de los cuales se eligieron aleatoriamente 50 con ayuda de la aplicación Aleatorio UX. Cada uno de estos números aleatorios correspondió a un cuadrante específico dentro de un área determinada, estableciendo así los 50 puntos de muestreo del estudio.

La recolección de residuos se realizó durante los cinco días hábiles de dos semanas distintas del trimestre 25-O, el Muestreo 1 se realizó en la semana 3 y el Muestreo 2 en la semana 7. En cada uno de los 50 puntos, establecidos anteriormente, se colocó un marco de PVC de 1 m² para acotar el área de estudio. Se procedió a recoger la totalidad de los residuos sólidos visibles dentro de este marco, incluyendo aquellos que estuvieran parcialmente dentro del mismo. Los desechos recolectados fueron almacenados en bolsas de plástico transparente, las cuales fueron etiquetadas con la información del punto, día y muestreo correspondiente para su posterior análisis en el laboratorio.



Figura 1. Espacios abiertos identificados en la UAM-A

2.2. Clasificación de residuos, estimación su concentración y el índice de contaminación

Los residuos obtenidos del muestreo se clasificaron en el laboratorio de Tecnologías Sustentables, de la UAM-A, a partir de una adaptación de la norma NMX-A-022-1985 [6]. Se establecieron siete categorías generales y sus subcategorías correspondientes: plásticos (envolturas, bolsas, unicel y fragmento de película, cubiertos, tapas y otros plásticos), papel y cartón (papel de oficina, metalizado y de estraza; servilletas y cartón de cajas), metales (tornillos y otros metales), cerámicos (loseta y fragmentos), textiles (hilo y tela), residuos de construcción (pintura y asbesto), colillas de cigarros, vidrio transparente y de color y orgánicos (restos de alimentos y fauna muerta).

Una vez clasificados, a cada grupo de residuos por punto, día y muestreo se le determinó su masa utilizando dos tipos de básculas digitales una de 50 g y otra de 40 kg según la masa del residuo, y se contabilizó el número de piezas. Con estos datos se calculó la concentración másica (gramos por metro cuadrado, g/m²). Posteriormente, se determinó el Índice de Contaminación (IC) para cada punto, día y muestreo, aplicando la siguiente ecuación [7]:

$$\text{índice de contaminación (IC)} = \frac{\text{Número de residuos (piezas)}}{\text{área (m}^2\text{)}} * 20 \quad (\text{Ec. 1})$$

2.3. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico, se utilizó el software Statgraphics con la versión 19.7.02, todos los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95 %. De los 500 datos en total, primero se aplicó la prueba de Kolmogórov-Smirnov para evaluar la normalidad de los datos. Como los datos no siguieron una distribución normal, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas en la concentración de residuos y el IC numérico en función del día de muestreo, el punto de muestreo y el número de muestreo.

2.4. Propuesta para el manejo adecuado de los residuos

Finalmente, con base en los resultados de las concentraciones de residuos, su índice de contaminación y su composición, así como las observaciones realizadas durante las jornadas de recolección, se estableció un conjunto de estrategias para optimizar la gestión de los residuos en los espacios libres de la unidad y prevenir la contaminación derivada del littering.

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados de la concentración y composición de residuos, su índice de contaminación y el análisis estadístico de los datos.

3.1. Concentración e índice de contaminación de residuos

En la Tabla 1 se presentan los resultados promedio diario de la concentración de residuos y el índice de contaminación (IC) tanto por punto como por muestreo. El IC numérico se tradujo a una clasificación cualitativa, dando los siguientes grupos:

- Muy Limpio (ML): IC entre 0 y 2, no se aprecian residuos en el punto de muestreo
- Limpio (L): IC entre 2 y 5, no se aprecian residuos en un área grande del punto de muestreo
- Moderado (M): IC entre 5 y 10, hay algunos residuos en el punto de muestreo
- Sucio (S): IC entre 10 y 20, hay muchos residuos en el punto de muestreo
- Muy Sucio (MS): IC mayor a 20, casi todo el punto de muestreo está cubierto con residuos

Tabla 1. Promedio diario de concentración e índice de contaminación de residuos

Punto	Nombre	Muestreo 1		Muestreo 2	
		Concentración (g/m ² /día)	IC (piezas/m ² /día)	Concentración (g/m ² /día)	IC (piezas/m ² /día)
1	Sendero 5	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.04 ± 0.09	8.00 ± 10.95 (M)
2	Cancha abierta	0.76 ± 1.69	12.00 ± 26.83 (S)	2.08 ± 4.66	8.00 ± 17.89 (M)
3	Área verde D2	0.82 ± 1.39	24.00 ± 32.86 (MS)	0.41 ± 0.60	44.00 ± 69.86 (MS)
4	Estacionamiento D	0.77 ± 1.08	44.00 ± 87.64 (MS)	0.01 ± 0.02	8.00 ± 10.95 (M)
5	Estacionamiento W1	1.22 ± 2.73	4.00 ± 8.94 (L)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
6	Estacionamiento B	0.54 ± 1.20	32.00 ± 71.55 (MS)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
7	Área lateral G	1.38 ± 2.45	60.00 ± 73.48 (MS)	0.30 ± 0.45	16.00 ± 26.08 (S)
8	Plaza roja	0.78 ± 1.37	24.00 ± 43.36 (MS)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
9	Estacionamiento D	0.01 ± 0.01	4.00 ± 8.94 (L)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
10	Sendero 3	0.16 ± 0.36	16.00 ± 35.78 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
11	Sendero 2	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.01 ± 0.01	4.00 ± 8.94 (L)

Estudios de caracterización de residuos

12	Sendero 1	2.21 ± 2.95	44.00 ± 58.99 (MS)	0.03 ± 0.07	4.00 ± 8.94 (L)
13	Área verde B2	0.54 ± 0.57	36.00 ± 29.66 (MS)	1.02 ± 1.32	48.00 ± 75.63 (MS)
14	Sendero 2	0.01 ± 0.02	4.00 ± 8.94 (L)	1.41 ± 3.12	16.00 ± 16.73 (S)
15	Gimnasio abierto	1.46 ± 3.24	12.00 ± 17.89 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
16	Área verde B	0.55 ± 0.81	48.00 ± 65.73 (MS)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
17	Cancha abierta	0.30 ± 0.62	12.00 ± 17.89 (S)	0.41 ± 0.91	8.00 ± 17.89 (M)
18	Plaza roja	0.28 ± 0.46	44.00 ± 45.61 (MS)	0.14 ± 0.31	16.00 ± 35.78 (S)
19	Sendero 5	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
20	Estacionamiento D	0.17 ± 0.39	4.00 ± 8.94 (L)	0.13 ± 0.30	4.00 ± 8.94 (L)
21	División CSH	1.20 ± 2.22	44.00 ± 51.77 (MS)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
22	Estacionamiento B	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
23	Área posterior a la cancha	5.15 ± 10.64	28.00 ± 30.33 (MS)	45.00 ± 100.62	4.00 ± 8.94 (L)
24	Área verde B	1.16 ± 1.68	40.00 ± 28.28 (MS)	0.83 ± 0.52	124.00 ± 127.59 (MS)
25	Estacionamiento B	1.66 ± 3.70	12.00 ± 26.83 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
26	Estacionamiento W1	0.22 ± 0.50	8.00 ± 17.89 (M)	0.24 ± 0.53	16.00 ± 35.78 (S)
27	Cancha abierta	4.13 ± 9.01	16.00 ± 21.91 (S)	7.67 ± 15.24	24.00 ± 16.73 (MS)
28	Espacio abierto T	3.71 ± 4.73	92.00 ± 90.11 (MS)	4.48 ± 3.90	96.00 ± 58.99 (MS)
29	Sendero 3	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
30	Área verde B2	0.69 ± 0.98	28.00 ± 33.47 (MS)	0.22 ± 0.49	8.00 ± 17.89 (M)
31	Área de la cancha 4	1.33 ± 1.51	148.00 ± 133.12 (MS)	1.11 ± 2.31	24.00 ± 35.78 (MS)
32	Estacionamiento D	1.55 ± 2.60	72.00 ± 139.71 (MS)	0.94 ± 2.10	12.00 ± 26.83 (S)
33	Estacionamiento W1	0.13 ± 0.29	4.00 ± 8.94 (L)	0.78 ± 1.74	4.00 ± 8.94 (L)
34	Estacionamiento B	0.03 ± 0.06	4.00 ± 8.94 (L)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
35	Andador duela	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
36	Espacio abierto T	37.66 ± 83.99	20.00 ± 20.00 (S)	0.04 ± 0.08	4.00 ± 8.94 (L)
37	División CSH	0.59 ± 1.08	24.00 ± 21.91 (MS)	0.02 ± 0.04	8.00 ± 17.89 (M)
38	Área edificio K	4.38 ± 9.38	88.00 ± 141.84 (MS)	0.44 ± 0.77	20.00 ± 24.49 (S)
39	Estacionamiento W1	1.60 ± 3.57	4.00 ± 8.94 (L)	0.06 ± 0.13	4.00 ± 8.94 (L)
40	Área verde B3	0.71 ± 1.44	16.00 ± 26.08 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
41	Estacionamiento D	1.57 ± 3.52	8.00 ± 17.89 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
42	Área verde B	0.83 ± 0.64	40.00 ± 31.62 (MS)	0.06 ± 0.09	8.00 ± 10.95 (M)
43	Área lateral G	2.84 ± 4.71	132.00 ± 130.84 (MS)	0.62 ± 0.72	104.00 ± 166.97 (MS)
44	Área verde B	3.67 ± 6.10	28.00 ± 26.83 (MS)	0.45 ± 0.63	32.00 ± 41.47 (MS)
45	Sendero 2	0.11 ± 0.24	28.00 ± 62.61 (MS)	0.04 ± 0.07	20.00 ± 28.28 (S)
46	Área verde B	0.16 ± 0.35	20.00 ± 44.72 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
47	Área verde D2	0.09 ± 0.14	12.00 ± 17.89 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
48	Sendero 3	0.64 ± 1.37	32.00 ± 50.20 (MS)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
49	Estacionamiento D	117.01 ± 261.61	12.00 ± 17.89 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
50	Estacionamiento B	27.61 ± 60.05	20.00 ± 34.64 (S)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 (ML)
Promedio		4.65 ± 9.54	28.08 ± 29.06 (MS)	1.38 ± 2.25	13.92 ± 13.03 (S)

De manera general se aprecia que, de los dos muestreos, el primero fue el que presentó una mayor concentración de residuos con $4.65 \pm 9.54 \text{ g/m}^2/\text{día}$, el muestreo 2 tuvo una concentración de residuos de $1.38 \pm 2.25 \text{ g/m}^2/\text{día}$ que representa alrededor de 3 veces menos que el muestreo 1 y un porcentaje de reducción del 70.31 %. Esto podría deberse a que los residuos del muestreo 1, en especial en el día 1, corresponden a lo acumulado hasta que se realizó el muestreo, lo que explica porque la concentración de residuos es 3 veces más que en el muestreo 2. Esto a su vez indica que en el muestreo dos la limpieza diaria logró mantener concentraciones de residuos más bajas.

Lo anterior también se refleja en el índice de contaminación, ya que para el caso del muestreo 1 este correspondió a $28.08 \pm 29.06 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$ lo que se traduce a muy sucio, mientras que en el muestreo 2 el valor se encontró en $13.92 \pm 13.03 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$ catalogándolo como sucio.

Respecto a los resultados por punto, se puede apreciar que en el muestreo 1 los tres puntos con mayores concentraciones de residuos fueron el 49 con $117.01 \pm 261.61 \text{ g/m}^2/\text{día}$ de promedio, con un día que alcanzó 585 g/m^2 por un residuo voluminoso de jarciería, punto 36 con $37.66 \pm 83.99 \text{ g/m}^2/\text{día}$ y punto 50 con $27.61 \pm 60.05 \text{ g/m}^2/\text{día}$. Estos puntos se ubican en estacionamientos y áreas cercanas a edificios donde hay un elevado tránsito de personas diariamente.

En cuanto al índice de contaminación, se encontró que en el muestreo 1 el valor más alto fue para el punto 31 con $148.00 \pm 133.12 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$, seguido del punto 43 con $132.00 \pm 130.84 \text{ (MS) piezas/m}^2/\text{día}$, a ambos les corresponde la categoría de muy sucio. La diferencia de los puntos entre el IC y las concentraciones de residuos se debe a que en el segundo se considera la masa de residuos y no las piezas, tal como lo hace el IC. Esto indica que se pueden tener varias piezas de residuos en un punto, pero si son ligeras, no arrojan concentraciones elevadas.

En el muestreo 2, en los puntos 49 y 50 no hubo presencia de residuos y el punto 36 tuvo una concentración de $0.04 \pm 0.08 \text{ g/m}^2/\text{día}$. Para ese muestreo, el punto 23 alcanzó la concentración más alta de residuos con $45.00 \pm 100.62 \text{ g/m}^2$, ubicado en la parte posterior a la cancha abierta de básquetbol, una zona de alto tránsito estudiantil. El mayor valor de IC en este muestreo fue para el punto 23 con $124.00 \pm 127.59 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$, seguido del punto 43 con $104.00 \pm 166.97 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$ y el punto 28 con $96.00 \pm 58.99 \text{ piezas/m}^2/\text{día}$, todos ellos entran en la categoría de muy sucio.

En varios puntos se encontró que tanto las concentraciones como el IC promedio fue de 0, para el muestreo 1 los puntos fueron 1, 11, 19, 22, 29 y 35, estos puntos se localizaron zonas de bajo flujo peatonal. La ausencia total de residuos en estas zonas confirma que la mayor parte del littering está relacionado a las actividades de la comunidad universitaria, así como su falta de educación ambiental y no por fuentes externas como el arrastre del viento. En el muestreo 2 hubo más puntos, comparado con el muestreo 1, donde tanto las concentraciones como el IC fue de 0, los puntos fueron 5, 6, 8, 9, 10, 11, 15, 16, 19, 21, 22, 25, 29, 34, 35, 40, 41, 46, 47, 48, 49 y 50. Con esto se establece que los puntos sin residuos en todo el estudio fueron 11, 19, 22, 29 y 35. Esto se asocia a que son áreas de bajo tránsito peatonal, por ejemplo, estacionamientos alejados o senderos poco utilizados.

3.2. Composición de residuos

En la Figura 2 se presentan los porcentajes de las categorías de residuos, con base en la masa de los residuos. En el caso del muestreo 1 (Figura 2a) se observa que, a lo largo de todos los días de este muestreo, los plásticos constituyeron la fracción predominante, con valores que oscilaron entre 31.57 % para el día 3 y 40.05 % para el día 2, lo que arroja un promedio de 37.20 %. En segundo lugar, se ubicó el papel y cartón, con una media de 22.77 %, seguido de las colillas de cigarro, que representaron en promedio 20.22 %. Por debajo del 4 % se encontraron los residuos de construcción, constituyendo el 3.64 %, los textiles (3.63 %), los metales (3.63 %) y vidrio (3.39 %).

Para el segundo muestreo, la composición másica diaria aparece en la Figura 2b, nuevamente, predominaron los plásticos con un promedio del 47 %, le siguieron el papel y cartón (20.30 %), y colillas de cigarro (18.14 %), estas fueron las tres categorías dominantes. Cabe señalar que en esta

oportunidad no se detectó vidrio en ninguna jornada de muestreo, y los materiales con menor presencia fueron los textiles con 0.65 % y los metales con 0.03 %.

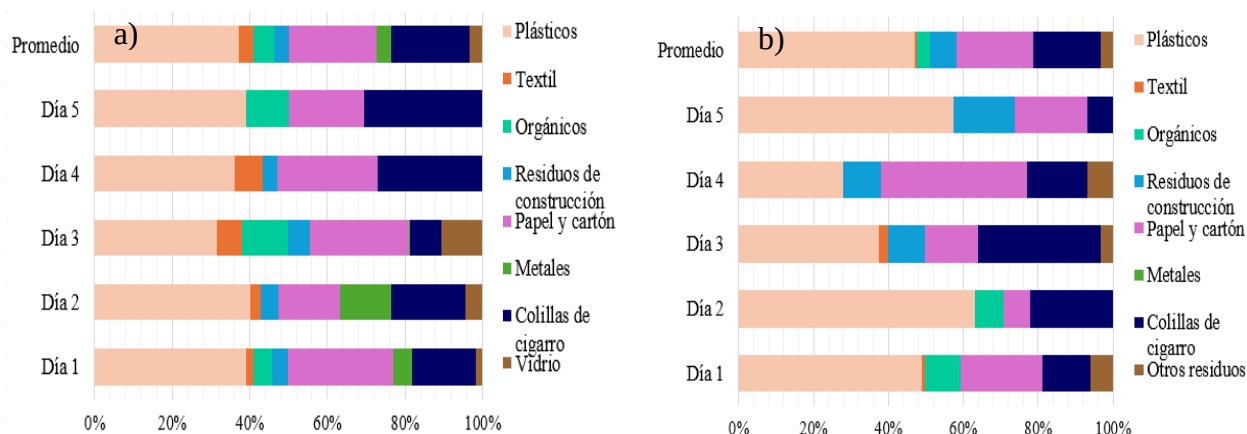


Figura 2. Categorías de residuos: a) muestreo 1 y b) muestreo 2

3.3. Análisis estadístico

En cuanto al análisis con la prueba no paramétrica, se encontró que, si hubo diferencias estadísticamente significativas entre la mediana de la concentración de residuos y los factores punto, día y número de muestreo, así como entre la mediana del índice de contaminación de residuos y los factores antes mencionados. En el caso del factor día y muestreo, es importante resaltar que se encontró que el día 1 y muestreo 1 presentaron la mayor concentración de residuos, así como el mayor índice de contaminación; esto tiene sentido porque al ser el primer día y muestreo, los residuos presentes eran el acumulado a lo largo del tiempo hasta el primer día y muestreo en el que se realizó la recolección de residuos. Lo anterior refuerza los resultados numéricos de la concentración promedio de residuos e índice de contaminación tanto por día como por muestreo mencionados en la sección 3.1.

3.4. Propuestas para el manejo adecuado de residuos provenientes de littering

El problema del littering en los espacios abiertos de la UAM-A responde a una combinación de factores, como lo son, conductas sociales, deficiencias en la infraestructura, así como falta de educación ambiental.

Para evitar la acumulación de residuos alrededor de los contenedores, se requiere un rediseño de la ubicación y capacidad de los contenedores en las rutas de mayor tránsito, o bien establecer una recolección más frecuente, por parte del personal de intendencia, que evite el desbordamiento. Ello implica realizar un estudio de flujos peatonales que permita instalar contenedores de mayor capacidad en puntos de convergencia estratégicos: entradas a edificios, lugares de reunión eventual, por mencionar algunos ejemplos. Dichos puntos deberían contar al menos la separación diferenciada que ya existe en la UAM-A: botes blancos para inorgánicos valorizables y rojos para todo lo demás.

El diseño actual por sí solo es insuficiente si no va acompañada de un cambio cultural sostenido. Por ello, se propone lanzar una campaña permanente, respaldada por el Plan de desarrollo sostenible ante el cambio climático 2022-2030, en donde se aborda la gestión integral de los residuos, con el fin de gestionar responsablemente los residuos sólidos urbanos generados en la UAM-A. Se recomienda utilizar los hallazgos específicos de este estudio para que pueda funcionar como un diagnóstico para crear campañas de concientización atractivas para la comunidad universitaria.

En este tipo de campañas se debe resaltar tanto la responsabilidad individual como la colectiva. Es fundamental involucrar a líderes estudiantiles, deportivos y artísticos, y organizar campañas periódicas de limpieza y saneamiento en las áreas más afectadas, transformando la actividad de recolección en un acto social y de apropiación del espacio. En los puntos de reunión donde se realizan festividades, una estrategia concreta sería condicionar el permiso de uso del espacio a realizar una limpieza del mismo al final del evento.

4. Conclusiones

Este trabajo analizó la presencia de residuos dispuestos inadecuadamente (littering) en 50 puntos diferentes en los espacios abiertos de UAM-A, mediante la obtención de la concentración de residuos, su composición y el índice de contaminación.

La concentración promedio diaria de residuos se encontró en 4.65 ± 9.54 g/m²/día para el muestreo 1, mientras que en el muestreo 2 tuvo la concentración de residuos fue de 1.38 ± 2.25 g/m²/día lo que representa una reducción del 70.31 %. Esto se relaciona con el índice de contaminación, pues en el muestreo 1 el valor fue de 28.08 ± 29.06 piezas/m²/día clasificado como muy sucio, en cambio el muestreo 2 tuvo un valor de 13.92 ± 13.03 piezas/m²/día el cual entra en la categoría de sucio.

Los puntos con mayor concentración de residuos fueron el 49 para el muestreo 1 con 117.01 ± 261.61 g/m²/día ubicado en estacionamientos y el punto 23 en el muestreo 2 con 45.00 ± 100.62 g/m², ubicado en la parte posterior a la cancha abierta de básquetbol. Ambas zonas son de alto tránsito estudiantil. La categoría con mayor presencia en ambos muestreos fue la de plásticos con una media de 37.20 % en el muestreo 1 y 47.00 % en el muestreo 2.

Algunas propuestas para hacer frente a esta problemática incluyen rediseñar ubicación y capacidad de contenedores en rutas críticas, aumentar la frecuencia de recolección, establecer sanciones por disposición inadecuada y lanzar campañas permanentes de concientización basadas en los hallazgos del diagnóstico. La información obtenida proporciona la base para conocer la problemática de littering en espacios abiertos de la UAM-A.

5. Referencias

- [1] Texas Disposal Systems, “Leading the Way”, 2026. doi: <https://www.texasdisposal.com/blog/the-real-cost-of-littering/>.
- [2] UAM Azcapotzalco - Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, “Ubicación de la UAM Azcapotzalco”. [En línea]. Disponible en: <https://www.azc.uam.mx/>
- [3] UAM - Universidad Autónoma Metropolitana, “Anuario estadístico 2024”, CDMX, 2024. Consultado: el 5 de mayo de 2026. [En línea]. Disponible en: https://coplan.azc.uam.mx/webdocumentos/anuarios/Anuario_2024.pdf
- [4] UAM Azcapotzalco - Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, “Plan de manejo de residuos de carácter urbano, de manejo especial y peligrosos de la Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco”, Ciudad de México, 2024.
- [5] A. Y. Cruz, J. C. Álvarez, A. A. Cruz, y R. M. Espinosa, “Caracterización de residuos plásticos en la composta de la UAM Azcapotzalco”, en *12° Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos*, Ciudad de México, 2024, pp. 456–465. [En línea]. Disponible en: <https://www.eners.com.mx/eners/encuentros/diezsiete.html>
- [6] SCFI - Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, “Norma mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Selección y cuantificación de subproductos”, 1985. [En línea]. Disponible en:

<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFs/NMX-AA-022-1985.pdf>

[7] Ronen Alkalay, Galia Pasternak, y Alon Zask, “Clean-coast index—A new approach for beach cleanliness assessment”, vol. 50, 2007, pp. 352–362. Consultado: el 5 de mayo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569106001542>

I.12 Generación, composición y valorización de los residuos en el Mercado San Gregorio Atlapulco, Xochimilco.

Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Jesús Eduardo González Carrera*
Mariana Mendoza Córdoba*
Adilene Galindo Vara*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**
Alethia Vázquez Morillas*

Resumen

Los mercados públicos representan una fuente importante de generación de residuos sólidos urbanos debido a las actividades comerciales asociadas a la venta de diversos productos y preparación de alimentos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la generación, composición y aprovechamiento de residuos sólidos en el Mercado San Gregorio Atlapulco, ubicado en la alcaldía Xochimilco, Ciudad de México.

El estudio se dividió en tres etapas: levantamiento de información mediante encuestas, estudio de generación y clasificación de residuos. La generación promedio obtenida fue de 166.34 ± 40.45 kg/día, equivalente a 1.32 kg/local·día. La mayor proporción correspondió a residuos orgánicos (67.28 %), seguida de residuos inorgánicos valorizables (15.65 %), residuos mezclados (11.96 %) e inorgánicos no valorizables (5.10 %).

Se identificaron dinámicas de separación y valorización previamente establecidas dentro del mercado, principalmente para residuos orgánicos, cartón, cajas de madera y PET. A partir de los residuos actualmente aprovechados, se estimó una reducción potencial del 53.62 % en los residuos destinados a disposición final, obteniendo una generación posterior a la valorización de 0.70 kg/local·día.

Los resultados evidencian el potencial de implementación de estrategias de economía circular en mercados públicos mediante el fortalecimiento de las prácticas de separación y aprovechamiento de residuos.

Palabras Clave: *mercados públicos, separación, valorización, recolección, economía circular*

* Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128
Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

**Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX Teléfono 53189000 ext. 2196

E-mail ay_cg@outlook.com

1. Introducción

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se encuentran descritos en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Estos presentan características domiciliarias, sin embargo, la fuente puede o no ser proveniente de casa habitación.

Es allí donde los residuos no domiciliarios cobran relevancia, ya que se generan en diversas fuentes y actividades. Debido a la concentración de establecimientos dedicados a la compra, venta y distribución de productos, los mercados públicos se destacan como una fuente puntual de generación de residuos.

En estos espacios, la generación de residuos se caracteriza por una alta proporción de la fracción orgánica, la cual puede representar entre el 50 - 83 %, mientras que el resto corresponde a residuos inorgánicos [1], [2].

De acuerdo con Quispe Wiracocha, (2024) la inadecuada gestión de residuos es un problema asociado a la falta de información actualizada. La ausencia de estudios de caracterización a escala local dificulta identificar las necesidades y deficiencias actuales, respecto al diseño de estrategias orientadas al manejo integral y valorización de los residuos.

En México, existen estudios generales, pero estos no permiten comprender con detalle la generación y composición de residuos en fuentes específicas como los mercados públicos.

En la alcaldía Xochimilco existen 11 mercados [4]. Entre ellos se encuentra el Mercado San Gregorio Atlapulco, ubicado en el pueblo con el mismo nombre. El mercado forma parte del comercio de la zona, donde se lleva a cabo la venta de alimentos, productos y servicios que se integran en la dinámica local, donde se incluye la generación de residuos. Cuenta con una superficie de 1,728 m² en donde se distribuyen 153 locales, de los cuales 126 se encuentran activos. La afluencia varía entre 180 y 250 personas/día, según el día de la semana y la interacción entre comerciantes, compradores, recolectores y autoridades [5].

Al involucrar a distintos actores se pueden favorecer las prácticas de separación, recuperación y aprovechamiento de residuos, lo que representa un área de oportunidad para la implementación de estrategias de economía circular orientadas a disminuir la disposición final y promover el aprovechamiento de materiales.

Bajo este contexto, resulta necesario generar información que permita identificar las características de los residuos generados y las dinámicas de aprovechamiento presentes en mercados, con la finalidad de contribuir al desarrollo de estrategias orientadas a la economía circular y a la valorización de residuos. Por ello, el objetivo del presente estudio fue evaluar la generación, composición y aprovechamiento de residuos sólidos en el Mercado San Gregorio Atlapulco.

2. Metodología

El presente estudio se dividió en tres etapas: el levantamiento de información del mercado, la determinación de la generación y la clasificación de los residuos.

2.1. Levantamiento de información

Se aplicaron encuestas al personal administrativo y a locatarios del Mercado San Gregorio Atlapulco, con el fin de conocer las dinámicas en materia de residuos, desde la infraestructura, la separación, el almacenamiento y la recolección.

Se registraron datos generales del mercado, así como aspectos relacionados con la gestión de residuos, considerando la frecuencia y el tipo de recolección (municipal, privada o informal), el tipo de transporte recolector y las perspectivas acerca del manejo de residuos.

Se aplicaron 30 encuestas a diferentes locatarios seleccionados de forma aleatoria con el objetivo de recabar información sobre el giro comercial y el manejo de residuos, lo que permitió conocer sus prácticas de separación y la gestión por tipo de material, especificando cuál es su destino (venta, donación, entrega al personal recolector u otro). Por otro lado, en caso de no llevar a cabo estas prácticas, se identificaron las razones.

2.2. Estudio de generación y toma de muestra

El estudio de generación se llevó a cabo durante tres días consecutivos (de lunes a miércoles), los cuales corresponden a la operación habitual de generación y manejo de residuos. Para la cuantificación se utilizó una balanza digital con capacidad de 200 ± 0.01 kg.

Respecto al pesaje, se establecieron dos puntos estratégicos dentro del mercado: el primero, en la entrada principal, donde se colocó la balanza, y el segundo, en la parte trasera, donde se instaló un centro de almacenamiento temporal que sirvió para resguardar los residuos hasta su disposición.

Los residuos generados fueron pesados y registrados diariamente, considerando las siguientes fracciones: orgánico, inorgánico valorizable, inorgánico no valorizable y residuos mezclados. Adicionalmente, se identificaron aquellos residuos que contaban con valorización con el fin de conocer su proporción.

A partir de los datos obtenidos de cada fracción del lunes y martes, se determinaron las proporciones de generación con la Ecuación 1. Los valores fueron promediados para estimar la composición general de los residuos del mercado.

$$\% \text{ subproducto} = \frac{\text{masa del subproducto}}{\text{masa total}} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

Con base en los promedios obtenidos y considerando la masa establecida para la clasificación en la NMX-AA-15-1985, se conformó una muestra representativa de 50 kg a partir de los residuos generados el miércoles, manteniendo la separación preexistente.

Posteriormente, la muestra fue trasladada a la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A), para su análisis.

2.3. Peso volumétrico y clasificación

Con la muestra obtenida, se procedió a determinar el peso volumétrico (Ec.2) por tipo de residuo utilizando envases de volumen y masa conocidos. Se realizó una modificación al procedimiento establecido en NMX-AA-19-1985, debido a que los residuos no alcanzaron el volumen máximo del recipiente (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1985).

$$P_v = \frac{\text{masa de los residuos sólidos (kg)}}{\text{volumen del recipiente (m}^3\text{)}} \quad (\text{Ec. 2})$$

Posteriormente, se procedió a separar y clasificar manualmente los residuos considerando las categorías de orgánicos, plásticos, papel y cartón, metales, sanitarios, textiles, vidrios, manejo especial y otros [6]. Dichas clasificaciones fueron subdivididas en 58 apartados según la naturaleza de cada una.

3. Resultados y discusión

El mercado San Gregorio Atlapulco contaba previamente con un centro de acopio temporal, sin embargo, su operación presentaba deficiencias relacionadas con el almacenamiento, así como la presencia de fauna no deseada y la generación de malos olores.

De acuerdo con la información proporcionada por los locatarios y los antecedentes, el mercado fue reconstruido tras el terremoto de 2017 [7], proceso durante el cual se eliminó el espacio destinado al

almacenamiento de residuos.

A pesar de no contar con infraestructura dedicada al acopio de los residuos, se identificaron dinámicas de separación y valorización que favorecen el aprovechamiento de residuos orgánicos e inorgánicos del mercado.

De las encuestas realizadas a los locatarios se reportó que el 93.33 % (28 locatarios) realiza una separación primaria, lo que es congruente con lo especificado en la NADF-024-AMBT-2013 donde se especifican los días y tipos de residuos a recolectar [8]. Entre los materiales que reportaron separar se encuentran los residuos orgánicos, el PET, cartón, entre otros.

Respecto al sistema de recolección, el mercado depende de las rutas establecidas por la CDMX, las cuales mantienen la separación establecida por día y rechazan los residuos que no corresponden a lo indicado. Dado que no se cuenta con una recolección directa al mercado, los locatarios son quienes se responsabilizan de entregarlos directamente al camión.

Asimismo, se identificaron dinámicas de aprovechamiento para diferentes fracciones de residuos. En el caso de los residuos orgánicos, los recolectores informales recuperan parte del material para su uso como alimento para el ganado. De manera similar, una casa de rehabilitación realiza periódicamente el acopio de frutas y verduras que han sufrido algún defecto, impidiendo que sean desechados.

Para los residuos inorgánicos valorizables, los locatarios reportaron la separación para su posterior entrega a un locatario el cual realiza la comercialización, lo que evidencia la existencia de prácticas de valorización previas a la disposición final dentro del mercado.

Con los datos recabados durante el estudio de generación se determinó el promedio por tipo de residuo, cuyos resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Generación promedio y proporción por tipo de residuo

Tipo de residuo	Masa (kg)	% masa
Orgánico	113.21 ± 46.67	67.28
Inorgánico valorizable	24.32 ± 26.45	15.65
Inorgánico no valorizable	9.18 ± 9.59	5.10
Mezclados	19.63 ± 7.66	11.96
Masa total promedio	166.34 ± 40.45	100

La mayor proporción corresponde a los residuos orgánicos (67.28 %), los cuales se encuentran asociados a las actividades comerciales respecto a la remoción de tallos, hojas y cáscaras de frutas y verduras y a la venta de alimentos. Esta proporción es congruente con lo reportado en otros mercados donde la mayor generación corresponde a residuos orgánicos [1], [2].

En contraste, los residuos inorgánicos valorizables representan el 15.65 %, donde se destacan materiales como el cartón, cajas de madera y PET lo que corresponde a actividades comerciales y de embalaje. Aunque esta es una fracción menor respecto a los residuos orgánicos, estos toman igual relevancia por su poder de comercialización y aprovechamiento.

Por otro lado, la presencia de residuos mezclados (11.96 %) refleja que aún existen limitaciones en las prácticas de separación, posiblemente asociadas a la poca valorización de ciertos materiales como el papel. Esto favorece que tanto los residuos mezclados como los inorgánicos no valorizables (5.10 %) sean destinados a disposición final.

A partir de lo obtenido, se determinó una generación promedio de residuos de 166.34 ± 40.45 kg. Con base en el número de locales activos, se obtuvo una generación de 1.32 kg/local·día. En estudios realizados en mercados de Veracruz se determinó una generación de 5.61 kg/local·día (Mercado 27 de septiembre, Poza Rica) [9] y de 2.86 kg/local·día (Mercado Héroes del 47, Tuxpan) [10]. En ambos casos, la generación de residuos es mayor que la del Mercado San Gregorio Atlapulco.

La generación por local permite identificar el potencial de implementación de estrategias dirigidas a fuentes específicas, como los mercados públicos, lo que facilita el diseño de programas de separación y aprovechamiento acordes con sus dinámicas de generación.

Respecto a los datos reportados en la Tabla 1 donde la masa total de los residuos orgánicos es de 113.21 ± 46.67 kg, actualmente, en promedio se recuperan 74.33 ± 19.96 kg y de los residuos inorgánicos valorizables (24.32 ± 26.45 kg), el 21.47 ± 30.36 kg son aprovechados. Esta última fracción presentó una mayor variabilidad asociada a las dinámicas de compra-venta y resurtido de mercancía.

En la Figura 1 se presenta la proporción de residuos que actualmente cuentan con procesos de valorización (azul) y aquellos que, aunque no son aprovechados (naranja), presentan potencial de valorización. Los resultados muestran que la fracción con aprovechamiento existente predomina, lo que refleja la participación activa de los actores involucrados en las dinámicas de separación y recuperación de residuos en el mercado.

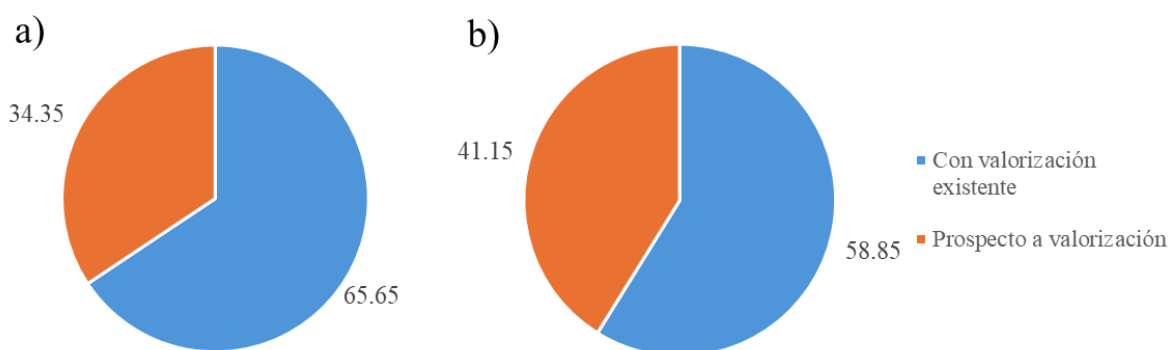


Figura. 1. Proporción de residuos con valorización existente y potencial de valorización. a) orgánicos, b) inorgánicos valorizables

Considerando las dinámicas actuales de aprovechamiento, se estimó que aproximadamente 77.70 kg de residuos son destinados diariamente a disposición final, lo que evidencia el impacto de las prácticas de valorización existentes en la reducción de residuos dentro del mercado.

Asimismo, se estimó la generación posterior a la valorización, obteniéndose un valor de 0.70 kg/local·día, lo que representa una reducción del 53.62 % respecto a la generación inicial.

Lo anterior demuestra que, aun sin contar con infraestructura formal para el almacenamiento temporal de residuos, los actores involucrados han desarrollado mecanismos de aprovechamiento que contribuyen a disminuir la cantidad de residuos enviados a disposición final.

Desde el enfoque de economía circular, estas prácticas representan una oportunidad para fortalecer esquemas de valorización local, promoviendo el aprovechamiento de materiales y reincorporándolos a cadenas productivas. Además, la consolidación de estas dinámicas podría contribuir a reducir costos de recolección y transporte, así como los impactos ambientales asociados a la disposición final.

Los resultados de peso volumétrico muestran diferencias importantes entre las fracciones evaluadas, asociadas principalmente a la composición y características físicas de cada residuo (Tabla 2).

Tabla 2. Determinación de peso volumétrico por tipo de residuo

Tipo de residuo	Peso volumétrico (kg/m ³)
Orgánico	474.55
Inorgánico valorizable	60.01
Mezclado	32.60

La fracción orgánica presentó el mayor peso volumétrico (474.55 kg/m^3), lo cual puede atribuirse a su alto contenido de humedad y a la presencia predominante de restos de frutas, verduras y residuos alimenticios. Estas características favorecen una mayor compactación y densidad respecto a otras fracciones [11].

Por otro lado, los residuos inorgánicos valorizables registraron un peso volumétrico de 60.01 kg/m^3 . Esta baja densidad se relaciona principalmente con la presencia de materiales ligeros y voluminosos como cartón, cajas de madera y envases plásticos, los cuales ocupan un mayor espacio respecto a su masa.

La fracción de residuos mezclados presentó el menor peso volumétrico (32.60 kg/m^3), debido a la presencia de plásticos de baja densidad (bolsas y plásticos de embalaje) que dificultan la compactación.

Estas diferencias son relevantes para el diseño de estrategias de almacenamiento y recolección, ya que el volumen ocupado por los residuos influye directamente en la frecuencia de recolección, la capacidad de contenedores y las necesidades de infraestructura dentro del mercado.

La clasificación de los residuos permitió identificar la composición de los residuos sólidos generados en el Mercado de San Gregorio Atlapulco. La composición porcentual obtenida mediante la clasificación manual se presenta en la Figura 2.

La categoría con mayor proporción correspondió a los residuos orgánicos, con un 65.63 % del total generado, lo cual coincide con los resultados obtenidos durante el estudio de generación. Dentro de esta categoría, los residuos de alimentos no comestibles representaron la subcategoría predominante, con 21.34 %. Asimismo, se identificó una importante presencia de desperdicio de frutas y verduras (5.24 %), proteínas (3.90 %) y tortillas, pan y cereales (1.91 %), evidenciando el predominio de residuos asociados a actividades de comercialización y preparación de alimentos.

La segunda categoría con mayor generación fue papel y cartón, con una participación de 16.63 %. En esta categoría destacó el cartón, que representó 12.96 % del total de residuos, mientras que el papel aportó 3.57 %. Estos resultados sugieren una importante generación de materiales de empaque y embalaje derivados de las actividades comerciales del mercado.

En tercer lugar, se encontró la categoría de otros, con 8.61 %, donde la madera fue la subcategoría más representativa, con 7.28 %. Posteriormente, los residuos plásticos representaron 4.96 % del total generado, destacando principalmente los envases de PET (1.50 %) y las bolsas de acarreo rectas (1.24 %).

La categoría de residuos sanitarios presentó una proporción de 2.06 %, siendo el papel sanitario y las servilletas la subcategoría predominante, con 2.03 %. Por otra parte, los residuos de vidrio representaron 1.85 %, mientras que los metales y textiles registraron las menores proporciones, con 0.23 % y 0.03 %, respectivamente.

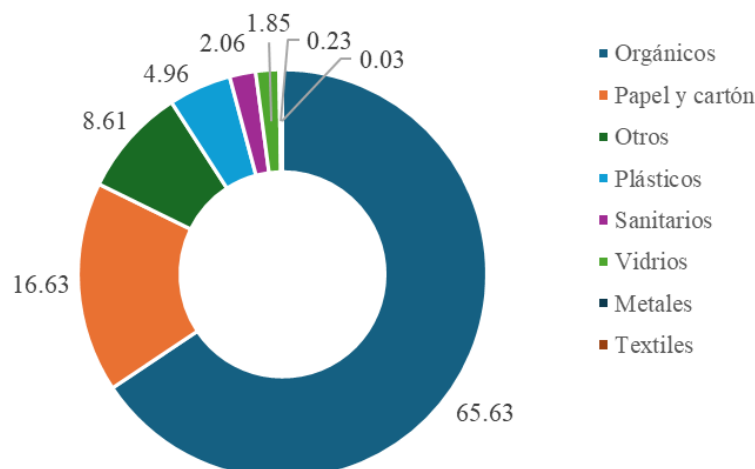


Figura. 2. Composición porcentual de residuos clasificados

Al contrastar ambos análisis (generación y composición), se observó una diferencia de 1.65 % para los residuos orgánicos, indicando consistencia entre la generación observada y la muestra clasificada. Esto sugiere que las prácticas de separación primaria realizadas por los locatarios favorecen una adecuada segregación de este tipo de residuos.

En contraste, los residuos inorgánicos valorizables presentaron una diferencia de 6.09 %, lo cual evidencia que aún existe material potencialmente aprovechable que permanece dentro de los residuos mezclados.

Lo anterior indica que el fortalecimiento de las prácticas de separación podría incrementar significativamente las tasas de valorización y reducir aún más la cantidad de residuos destinados a disposición final.

4. Conclusiones

El Mercado San Gregorio Atlapulco presenta una generación predominante de residuos orgánicos, asociada principalmente a las actividades de venta, limpieza y preparación de alimentos. La composición observada fue congruente con la reportada en otros mercados públicos, donde la fracción orgánica representa el principal componente de los residuos generados.

A pesar de no contar con infraestructura formal para el almacenamiento temporal de residuos, se identificaron dinámicas funcionales de separación y valorización impulsadas por locatarios y actores externos, permitiendo el aprovechamiento de residuos orgánicos e inorgánicos valorizables.

Las prácticas actuales de recuperación permitieron estimar una reducción potencial del 53.62 % en la cantidad de residuos destinados a disposición final, evidenciando el impacto de las actividades de valorización existentes dentro del mercado.

Asimismo, la clasificación detallada permitió identificar materiales con potencial adicional de aprovechamiento que aún permanecen dentro de los residuos mezclados, lo que demuestra la necesidad de fortalecer las estrategias de separación en fuente e infraestructura de almacenamiento.

Los resultados obtenidos evidencian que los mercados públicos poseen un alto potencial para la implementación de estrategias de economía circular orientadas a la valorización de residuos, reducción de disposición final y fortalecimiento de esquemas locales de aprovechamiento.

5. Referencias

- [1] O. Buenrostro, G. Bernache, S. Cram, and G. Bocco, “Análisis de la Generación de Residuos Sólidos en los Mercados Municipales de Morelia, México,” *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 15, no. 1, pp. 27–32, Nov. 1999, doi: 10.20937/RICA.32763.
- [2] M. Teresa De Jesús, T. Olivera, G. T. Vergara Quijada, and W. Á. Cisneros, “Gestión sustentable de residuos sólidos urbanos en mercados públicos regionales: caso Berriozábal, Chiapas,” 2025.
- [3] J. A. Quispe Wiracocha, “Caracterización de residuos sólidos no domiciliarios generados en los establecimientos comerciales del mercado central de la ciudad de Ilave – 2022.,” *Universidad Privada San Carlos*, Jan. 2024, Accessed: Apr. 29, 2026. [Online]. Available: <http://repositorio.upsc.edu.pe/handle/20.500.14891/728>
- [4] SEDECO, “Listado de los mercados públicos de la Ciudad de México,” Secretaría de Desarrollo Económico. Accessed: Oct. 16, 2025. [Online]. Available: https://www.sedeco.cdmx.gob.mx/storage/app/media/MERCADOS/2020/ListadoMercados_Publicos PAG SEDECO.pdf
- [5] María del Carmen Serralde Martínez, “Entrevista, Mercado San Gregorio Atlapulco,” 2026.
- [6] Secretaría de Cultura, “Mercado San Gregorio Atlapulco in Mexico City’s Chinampas District.” Accessed: May 09, 2026. [Online]. Available: <https://mexicocity.cdmx.gob.mx/venues/mercado-san-gregorio-atlapulco/>
- [7] SEDEMA, “Norma ambiental para el Distrito Federal NADF-024-AMBT-2013, que establece los criterios y especificaciones técnicas bajo los cuales se deberá realizar la separación, clasificación, recolección selectiva y almacenamiento de los residuos del distrito federal,” Jul. 2015.
- [8] A. M. Acosta Salinas and A. L. Sánchez Meza, “Plan de manejo de residuos sólidos urbanos generados en el Mercado 27 de septiembre en Poza Rica, Veracruz,” Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, 2022. Accessed: Feb. 19, 2025. [Online]. Available: <https://cdigital.uv.mx/items/50467fba-2bce-4534-9599-64b3f2abe348>
- [9] B. E. Raya Cruz, I. A. Chamorro Florescano, K. A. Lira Rodriguez, and J. M. Pech Caché, “Caracterización de los residuos sólidos en el mercado ‘Héroes del 47’ de Tuxpan, Veracruz,” *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*, vol. 10, no. 2, pp. 22–37, Dec. 2022, doi: 10.47808/REVISTABIOAGRO.V10I2.422.
- [10] R. Daniel, S. Martínez, L. Díaz Jiménez, O. Aguilar Juárez, and S. Carlos Hernández, “Characterization of municipal solid waste with the perspective of biofuels and bioproducts recovery in Northeast Mexico,” vol. 26, pp. 3665–3680, 2069, doi: 10.1007/s10163-024-02069-4.

Agradecimientos

A la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México (SECTEI), que, a través del convenio SECTEI/108/2025, financió y apoyó la realización de este estudio, y a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), por el impulso a proyectos como este. Gracias a este apoyo fue posible el desarrollo de toda la logística, del trabajo de campo y del seguimiento del análisis para la obtención de los resultados.

Se agradece al Mercado San Gregorio Atlapulco, a su administrador, a sus locatarios y a sus recolectores, quienes, con su cooperación, entusiasmo y cordialidad, compartieron el día a día de sus residuos. A los profesores, alumnos y voluntarios de la UAM-A cuya participación ha sido clave para que todas las actividades realizadas se hayan realizado.

I.13 Generación y composición de residuos sólidos en tres instituciones educativas de nivel superior.

Aidee Yeraldí Cruz Guadarrama*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**
Arely Areanely Cruz Salas*
Giovana Valeria González González***
Carlos Enrique Palacios Díaz****

Resumen

Las instituciones de educación superior representan fuentes puntuales de generación de residuos sólidos urbanos debido a la concentración de estudiantes, docentes y trabajadores. El objetivo del presente estudio fue comparar la generación y composición de residuos sólidos en tres instituciones de educación superior ubicadas en la Zona Metropolitana del Valle de México: la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco y Unidad Lerma. El estudio de generación se realizó durante cinco días en los centros de acopio de cada institución. Asimismo, se determinó el peso volumétrico y se realizó la clasificación manual de residuos en nueve categorías y 32 subcategorías. La generación promedio obtenida fue de 26.57 ± 7.59 g/usuario·día, donde la UAM-A presentó la mayor generación per cápita (33.17 g/usuario·día), mientras que la FES-I registró los valores más bajos (18.27 g/usuario·día). El peso volumétrico promedio fue de 55.94 ± 26.34 kg/m³.

Las principales categorías identificadas fueron residuos orgánicos (28.42 %), sanitarios (22.61 %) y plásticos (19.53 %). A nivel de subcategorías destacaron los residuos de alimentos, poda y jardinería, papel sanitario y servilletas, así como papel. Los resultados muestran que, aunque existen diferencias asociadas a las dinámicas académicas y operativas de cada institución, se mantienen patrones comunes en las fracciones predominantes de residuos. Esta información puede servir como base para fortalecer estrategias y planes de manejo de residuos en instituciones de educación superior.

Palabras Clave: *caracterización, clasificación, educación ambiental, manejo integral, per cápita*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

**Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX

***Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón C.P. 52005 Lerma de Villada, Estado de México

****Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Av. De los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala C.P.54090 Tlalnepantla, Estado de México, Teléfono 53189000 ext. 2196

E-mail ay_cg@outlook.com

1. Introducción

En México las instituciones de educación superior concentran un gran número de estudiantes, docentes y trabajadores, donde las actividades que se realizan se vinculan a la generación de residuos sólidos urbanos (RSU).

Durante el periodo de 2024-2025 se reportaron 4,059,754 estudiantes del nivel superior repartidos por las diversas instituciones en el país [1], lo que al complementarse con las actividades que se llevan a cabo, estas se convierten en fuentes puntuales de generación de residuos. Sin embargo, existe información limitada sobre estudios comparativos entre instituciones que permitan reconocer tendencias y similitudes en su generación y composición.

En materia normativa no se cuenta con un apartado exclusivo para estas, sin embargo, se rigen por la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), la cual establece principios para el manejo integral de los residuos.

El presente estudio se realizó en tres instituciones de educación superior. La Facultad de Estudios Superiores Iztacala (FES-I) se encuentra ubicada en Tlalnepantla, Estado de México y cuenta con una comunidad aproximada de 20,615 usuarios, considerando docentes, trabajadores y la matrícula promedio de 2025 [2]. Dentro de las instalaciones se cuenta con un centro de acopio de residuos provenientes de las áreas de investigación en bioterios (cuidado de animales de la unidad) y dos centros de acopio de RSU, uno donde se acopian los RSU de la clínica de la unidad y otro dirigido a los residuos de la comunidad. Este último es el que fue incluido en este estudio.

Por otra parte, la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A) ubicada en Azcapotzalco, Ciudad de México (CDMX) cuenta con una población aproximada de 16,643 usuarios de acuerdo con los anuarios estadísticos. La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAM-L), se encuentra ubicada en Lerma, Estado de México, y registró alrededor de 1,728 usuarios en 2025 [3]. En ambos casos solo cuentan con un centro de acopio para los residuos de las unidades.

Las tres instituciones cuentan con botes especiales para la recuperación de diversos tipos de residuos como lo es el PET, además, cuentan con planes de manejo de residuos peligrosos y de manejo especial, así como con tratamiento parcial de residuos orgánicos mediante la elaboración de composta.

Además del tamaño poblacional, las instituciones presentan diferencias en sus actividades académicas y áreas de formación. Se cuenta con carreras relacionadas a las ciencias biológicas y de la salud (FES I y UAM-L) [4], así como, ciencias básicas e ingeniería, ciencias sociales y humanidades, (UAM-A y UAM-L), además de ciencias y artes para el diseño (UAM-A). Estas diferencias reflejan dinámicas institucionales distintas que podrían influir en la generación y composición de residuos.

El objetivo del estudio fue comparar la generación y composición de los residuos sólidos en tres diferentes instituciones de educación de nivel superior con la finalidad de encontrar tendencias y similitudes que puedan servir de base a otras universidades para realizar planes de manejo de residuos.

2. Metodología

En la presente sección se describen las diferentes etapas que comprendieron la experimentación en las tres instituciones educativas de nivel superior.

2.1. Estudio de generación

Este estudio se llevó a cabo en los centros de acopio de cada unidad. Previo al inicio, en las instituciones donde se realiza el acopio no controlado de los residuos se realizó una operación limpieza, la cual consistió en el marcado de las bolsas con residuos almacenados de días anteriores que podrían confundirse con los residuos que conformaron el análisis.

Durante todo el estudio se implementó la identificación y el marcado de las bolsas o residuos, asegurando que cada medición correspondiera al día establecido.

El pesaje de los residuos se realizó a lo largo de cinco días (de lunes a viernes) utilizando una balanza de 40.000 ± 0.005 kg. Se aplicaron dos tipos de pesajes en función de la disponibilidad operativa: a) *en el sitio*, donde se contó con una persona, que cubrió el horario en el que los residuos llegaban al centro de acopio, b) *fuera del sitio*, donde se contó con dos horarios: el matutino para la identificación de los residuos procedentes de un día anterior y el vespertino para contabilizar los residuos pertenecientes al día en curso. En ambos casos se registró la masa de los residuos para su posterior análisis [5].

Adicionalmente, en cada institución se seleccionaron dos días aleatorios, cuyos residuos fueron recolectados, identificados y almacenados para su posterior caracterización. La masa de la muestra varió en función de la generación registrada en cada sitio.

2.2. Peso volumétrico y clasificación

Para la caracterización de los residuos, se consideraron dos escenarios según la masa de la muestra.

Por un lado, al tener una muestra de más de 50 kg de residuos, se realizó el método de cuarteo con base en la norma NMX-AA-15-1985 en la que en un cuadrado de 4 x 4 m, se incorporaron todos los residuos, considerando que aquellos que se encontraban en bolsa fueron vaciados e incorporados para homogeneizarlos [6]. Descartando dos cuadrantes para posteriormente homogeneizar y tomar una muestra representativa de 30 a 35 kg para su clasificación. Posteriormente, se determinó el peso volumétrico.

En el caso de las muestras que contaron con menos de 50 kg, se procedió a trabajar con la totalidad de la masa, realizando directamente el análisis de peso volumétrico con base en la metodología estipulada en la NMX AA-19-1985 [7] y la clasificación de residuos a partir de una modificación de la NMX-AA-22-1985 [8].

En la determinación del peso volumétrico se utilizó un envase de volumen y masa conocidos, el cual fue llenado con los residuos; se azotó tres veces a una distancia aproximada de 10 cm del suelo. Posteriormente, con un flexómetro, se midieron cinco puntos considerando la distancia entre el borde del recipiente y los residuos. Se registró la masa neta de los residuos y se calculó el peso volumétrico.

La clasificación de los residuos se realizó mediante la separación manual de la muestra en nueve categorías y 32 subcategorías.

2.3. Análisis de la información

Con el objetivo de comparar los resultados entre las instituciones se normalizó la generación diaria, obteniendo la generación per cápita, expresada en g/usuario·día. Asimismo, se promediaron los pesos volumétricos obtenidos en cada institución, lo que permitió determinar la desviación estándar con la finalidad de identificar variaciones asociadas a la composición y densidad de los residuos generados.

Por otro lado, al obtener la composición de residuos, se calculó la proporción másica de cada categoría y subcategoría. Posteriormente, se identificaron las fracciones predominantes y las similitudes en la composición entre instituciones.

Adicionalmente, las subcategorías clasificadas fueron agrupadas para determinar la proporción de residuos con potencial de aprovechamiento, los cuales pueden ser destinados a reciclaje o compostaje, realizando un contraste entre los residuos generados, los de potencial de aprovechamiento y los que se destinan a sitios de disposición final.

3. Resultados y discusión

La generación de residuos entre instituciones presentó variaciones asociadas a las características de cada comunidad universitaria y a la densidad poblacional que recibe.

La institución que tuvo mayor generación fue la UAM-A con 552.06 ± 109.60 kg·día, seguida de la FES-I (376.73 ± 116.88 kg·día) y por último la UAM-L, sin embargo, estos datos no pueden ser comparados entre sí dado que la densidad poblacional es diferente en cada una de ellas es por eso que en la Tabla 1 se observa que, al normalizar los datos respecto a la población universitaria, se obtuvo una generación promedio de 26.57 ± 7.59 g/usuario·día. La UAM-A presentó la mayor generación per cápita (33.17 g/usuario·día), seguida de la UAM-L (28.27 g/usuario·día), mientras que la FES-I registró los valores más bajos, esto se puede vincular a que únicamente se analizó uno de los centros de acopio con la posibilidad de tener una fuga de residuos.

Tabla 1. Datos obtenidos de a partir del estudio de generación por institución

Institución	Generación diaria (g/usuario·día)	Promedio diario (kg)
FES-I	18.27	376.73 ± 116.88
UAM-A	33.17	552.06 ± 109.60
UAM-L	28.27	48.84 ± 16.50
Promedio	26.57 ± 7.59	No aplica

Los datos obtenidos presentan similitud con otras instituciones, como es el caso del Instituto Tecnológico de Toluca donde se reportó una generación de 28.95 g/estudiante·día [9]. Otro estudio realizado en la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco en 2017 se registró una generación aproximada de 38.9 g/estudiante·día y en 2018 de 33.6 g/estudiante·día [10]. Esto sugiere que la generación per cápita se encuentra dentro de los valores reportados por otras instituciones; sin embargo, en estos estudios se excluye al personal docente y a los trabajadores que influyen de igual manera en la generación de residuos.

Aunque la generación diaria total fue variable entre instituciones, la normalización por usuario permitió establecer una comparación entre sitios de estudio.

En el caso del peso volumétrico se obtuvo un valor promedio de 55.94 ± 26.34 kg/m³ que indica que tan densos son los residuos de acuerdo con la composición de estos. Aunque los residuos de las universidades son catalogados como RSU, estos no cuentan con un peso volumétrico similar al reportado para la zona centro del país en el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (173.37 kg/m³) [11].

En otros estudios, como el realizado en la Universidad Nacional Autónoma de México (en Ciudad Universitaria) en 2011, se determinó que sus residuos contaban con un peso volumétrico de 77.73 kg/m³ [12]. Por otro lado, a nivel internacional, en el campus Robledo de la Universidad Nacional de Colombia se reportó un valor de 54.06 kg/m³ [13]. Estos valores son más bajos que el promedio nacional, ya que su composición se ve influenciada por las características y por una mayor presencia de materiales ligeros, como papel y plásticos, así como por prácticas de separación previa en las instalaciones universitarias.

En la Tabla 2 se observan las nueve categorías analizadas, presentando las proporciones obtenidas en la clasificación, destacando en naranja las tres más altas por caracterización en cada institución. Con esto podemos determinar las similitudes entre instituciones.

Estudios de caracterización de residuos

En el caso de los orgánicos, en los seis estudios llevados a cabo, en dos de ellos los orgánicos no fueron predominantes, sin embargo, este es el residuo que se genera en mayor proporción con un promedio de 28.42 %. Entre las categorías de coincidencia para todas las instituciones se encuentran los residuos sanitarios (22.61 %).

En cambio, se observa que la generación de residuos de manejo especial que llegan a los centros de acopio es prácticamente nula, lo que hace referencia a buenas prácticas en sus planes de manejo.

Tabla 2. Clasificación de residuos por proporción masa de residuos

Categoría	FES Iztacala (%)		UAM-A (%)		UAM-L (%)		Promedio (%)
	Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	
Orgánicos	46.17	37.68	23.47	14.9	23.36	24.95	28.42
Sanitario	15.85	13.87	21.41	25	26.18	33.38	22.62
Plásticos	19.93	25.53	17.97	20.41	16.7	16.63	19.53
Papel y cartón	8.84	10.48	16.2	23.08	16.54	19.66	15.80
Otros	5.47	5.86	7.26	9.19	8.65	2.42	6.48
Vidrio	2.74	4.51	9.01	4.63	6.28	1.66	4.81
Metales	0.82	1.94	2.65	1.15	1.93	1.09	1.60
Textiles	0.18	0.14	1.95	1.41	0.37	0.12	0.70
Manejo especial	0	0	0.08	0.23	0	0.09	0.07

En la Figura 1 se muestran los cinco residuos más generados dentro de las tres instituciones; a pesar de las diferencias en tamaño poblacional y actividades académicas, se observaron coincidencias en las fracciones predominantes, principalmente en residuos de alimentos, poda y jardinería, y papel sanitario y servilletas, lo que evidencia alta similitud para poder generar estrategias aterrizadas a estos residuos.

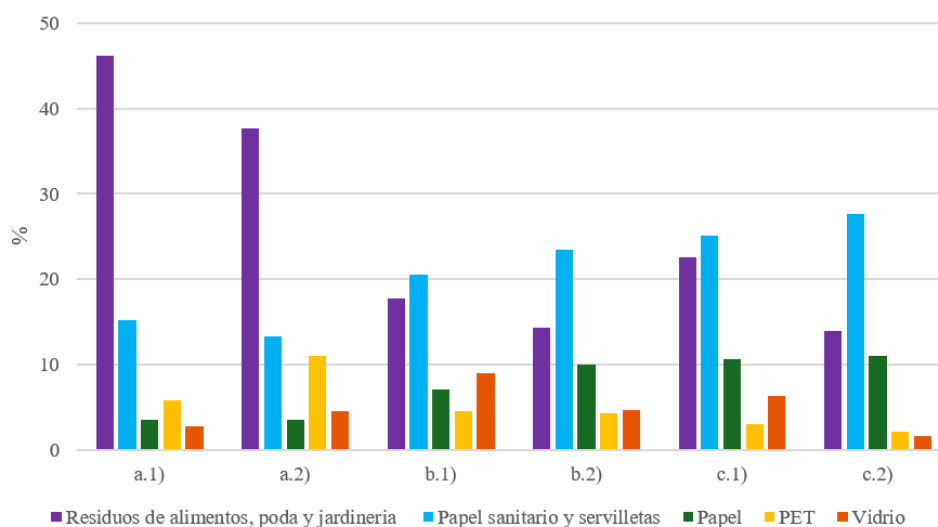


Figura 1. Subclasificación de los cinco residuos más generados en las instituciones, a.1-2) FES-1, b.1-2) UAM-A, c.1-2) UAM-L

Los residuos de poda, jardinería y alimentos representaron la fracción de mayor proporción (25.34 % de la clasificación general), siendo la FES-I la que alcanzó el mayor valor, obteniendo un promedio

de 41.92 % para su institución, mientras que en la UAM-A y UAM-L se registraron proporciones menores. Esta diferencia puede asociarse a la cantidad de material que es dispuesto a proceso de composteo. Asimismo, la presencia de residuos alimenticios refleja la dinámica cotidiana de consumo en las instalaciones.

Por otra parte, los residuos de papel sanitario y servilletas presentaron coincidencias en las tres instituciones al ser uno de los residuos de mayor generación en estas (20.88 %), particularmente en la UAM-L, donde se presentó un promedio de 26.38 % en la institución. La generación constante de esta categoría evidencia no solo el uso cotidiano de materiales sanitarios dentro de espacios universitarios, sino también posibles patrones de consumo y desperdicio asociados a la dinámica de la comunidad estudiantil y administrativa. El papel también se mantuvo entre las fracciones predominantes en las tres instituciones, con valores relativamente similares. Esto puede relacionarse con las actividades académicas y administrativas desarrolladas dentro de las universidades, donde el uso de materiales impresos continúa siendo frecuente a pesar de la incorporación de herramientas digitales. En conjunto, los resultados muestran que, aunque la composición de residuos puede variar entre instituciones, existen patrones comunes en las fracciones de mayor generación. Esto sugiere que las universidades comparten dinámicas de consumo similares, lo cual puede servir como base para el diseño y fortalecimiento de planes de manejo enfocados en residuos orgánicos, sanitarios y materiales reciclables como papel y plásticos.

La baja presencia de residuos potencialmente peligrosos y de manejo especial dentro de los centros de acopio también sugiere que las instituciones cuentan con mecanismos de separación y manejo diferenciados funcionales, evitando que estos se conviertan en una problemática mayor al ser revueltos con los RSU.

Al realizar un análisis en los materiales con potencial de valorización se obtuvo un promedio del 58.86 ± 8.19 % (Tabla 3), lo que refleja que más de la mitad de los residuos generados en las instituciones pueden recibir un tratamiento y evitar que estos lleguen a disposición final. Sin embargo, es poco probable que se pueda contar con un aprovechamiento del 100 %, dado que existen diversos factores que se ven influenciados en la generación y disposición, como la población flotante; no todos los residuos tienen la misma aceptación y comercialización en el mercado de reciclables, por lo que es primordial reforzar el sistema de separación institucional con campañas de concientización.

Tabla 3. Residuos con potencial de aprovechamiento

Clasificación	Subclasificación	FES-I (%)		UAM-A (%)		UAM-L (%)		Promedio (%)
		Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	
Orgánico	Poda, jardinería y alimentos	46.15	37.68	17.70	14.73	22.55	13.96	25.39
	Madera	0.02	0.00	0.27	0.27	0.03	0.02	0.10
	Otros orgánicos	0.00	0.00	0.00	0.15	0.10	1.15	0.23
	Líquidos	0.00	0.00	5.50	0.17	0.69	9.82	2.70
Plásticos	Bolsas y películas metalizadas	1.08	0.74	1.13	0.73	0.62	0.69	0.83
	PET	5.75	10.98	4.58	4.30	3.03	2.16	5.13
Plásticos	Envases rígidos	3.00	2.23	1.13	3.05	2.80	5.39	2.93
	Tapas	0.00	0.00	0.51	0.00	0.37	0.22	0.18

Tabla 3. Residuos con potencial de aprovechamiento (continuación)

Clasificación	Subclasificación	FES-I (%)		UAM-A (%)		UAM-L (%)		Promedio (%)
		Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	Estudio 1	Estudio 2	
Papel y cartón	Papel	3.49	3.54	7.03	10.02	10.68	10.97	7.62
	Cartón	4.32	5.06	3.99	3.01	3.30	5.68	4.23
	Cartón encerado	0.00	0.00	2.33	1.88	1.24	1.66	1.19
	Cartón multilaminado	1.02	1.88	1.82	4.02	1.32	1.35	1.90
Metales	Latas de aluminio	0.30	0.68	0.80	0.43	0.40	0.36	0.49
	Otras latas	0.00	0.46	1.13	0.00	0.37	0.34	0.38
	Otros metales	0.52	0.80	0.72	0.72	1.16	0.40	0.72
Vidrio	Vidrio	2.74	4.51	9.01	4.63	6.23	1.66	4.80
Manejo especial	Electrónicos	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.08	0.02
Total		68.40	68.56	57.71	47.69	54.92	55.90	58.86 ± 8.19

4. Conclusiones

Las instituciones de educación superior evaluadas presentaron diferencias en la generación y composición de residuos asociadas a sus características poblacionales, actividades académicas y dinámicas operativas. No obstante, la normalización de los datos por usuario permitió identificar tendencias comparables entre instituciones.

La generación promedio por usuario·día se encontró dentro de los valores reportados por otros estudios universitarios nacionales, mientras que el peso volumétrico fue considerablemente menor al promedio nacional de residuos sólidos urbanos, lo que sugiere una composición dominada por materiales ligeros como papel y plásticos, así como la posible influencia de prácticas de separación previa dentro de las instalaciones universitarias.

En términos de composición, los residuos orgánicos, sanitarios y plásticos representaron las categorías predominantes en las tres instituciones. Asimismo, a nivel de subcategorías se identificaron coincidencias importantes en residuos de poda y jardinería/alimentos, papel sanitario y servilletas, así como papel, lo que evidencia patrones comunes de consumo y generación dentro de espacios universitarios.

La baja presencia de residuos de manejo especial y potencialmente peligrosos en los centros de acopio sugiere que las instituciones cuentan con mecanismos de separación diferenciada relativamente funcionales. Es de suma importancia mencionar que los planes de manejo actuales forman parte de una gestión integral de residuos dirigida a la disminución y aprovechamiento de los residuos generados, que, si bien actualmente cuentan con áreas de oportunidad para la toma de decisiones futuras, al contar con una comparación entre instituciones se amplía el panorama y refuerza la necesidad de crear estrategias bajo el mismo argumento.

5. Referencias

- [1] Secretaría de Educación Pública, “Sistema Educativo de los Estados Unidos Mexicanos: Principales Cifras 2024-2025,” 2025. Accessed: May 14, 2026. [Online]. Available: https://www.planeacion.sep.gob.mx/Doc/estadistica_e_indicadores/principales_cifras/principales_cifras_2024_2025.pdf
- [2] C. Ochoa Aranda, “La FES Iztacala y su gran adaptabilidad al cambio... - Gaceta UNAM.” Accessed: Apr. 09, 2026. [Online]. Available: <https://www.gaceta.unam.mx/la-fes-iztacala-y-su-gran-adaptabilidad-al-cambio/>
- [3] Universidad Autónoma Metropolitana, “Anuario estadístico 2025,” 2025.
- [4] “Oferta Académica | UNAM.” Accessed: May 11, 2026. [Online]. Available: <https://www.oferta.unam.mx/fesiztacala.html>
- [5] SEDUE-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, “NMX-AA-61-1985 Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de la Generación,” 1985.
- [6] SECOFI-Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, “NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos Sólidos Municipales-Muestreo-Método de cuarteo,” 1985.
- [7] SEDUE-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, “NORMA MEXICANA NMX-AA-19-1985 Protección al Ambiente- Contaminación del Suelo-Residuos Municipales- Peso Volumétrico ‘In Situ,’” México, 1985.
- [8] SEDUE-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, “NORMA MEXICANA NMX-AA-22-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Selección y Cuantificación de Subproductos.”
- [9] M. del C. Mañón Salas, Y. Hernández Tamayo, and M. del C. Hernández Berriel, *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos “Caracterización, tratamiento y valorización de residuos,”* vol. 18. 2025. [Online]. Available: www.somers-ac.org.
- [10] I. Ávila Lázaro, J. R. Laines Canepa, L. A. Magaña Magaña, J. A. Sosa Olivier, G. Hernández Jerónimo, and E. Núñez Rodríguez, “Residuos sólidos en la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: una estimación y potencial de aprovechamiento,” 2020.
- [11] “Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos,” 2026, Accessed: Jun. 10, 2026. [Online]. Available: <https://www.gob.mx/semarnat>
- [12] U. S. eco puma, “Estudio Diagnóstico del Sistema de Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en Ciudad Universitaria,” 2011.
- [13] E. Cavajal-Flórez, J. J. Toro-Yepes, and M. I. Realpe-Erzo, “Caracterización de residuos sólidos en una institución de educación superior: caso de estudio campus Robledo de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín,” *Tecnología y ciencias del agua*, vol. V, no. 6, pp. 159–165, 2014, doi: 10.24850/J-TYCA-IMTA.

Agradecimientos

A las instituciones que abrieron sus puertas del mundo de sus residuos y a todos los que formaron parte del equipo de trabajo en campo y logística. Sin ellos, estos resultados no hubieran podido ser determinados ni publicados.

I.14 Composición de los residuos textiles de domicilios de la Ciudad de México.

María Sabina Benítez Gutiérrez*
Maribel Velasco Pérez*
Alethia Vázquez Morillas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Arely Areanely Cruz Salas*
Alejandro Islas Maya*
Bryan Yair González Barrera*

Resumen

La creciente generación de residuos textiles presenta desafíos por los impactos ambientales asociados a la moda rápida y la baja disponibilidad de información de las características de estos residuos. En este trabajo se clasificaron muestras de residuos textiles domiciliarios provenientes de las 16 alcaldías de la Ciudad de México. Las muestras se tomaron en colonias de tres estratos socioeconómicos (alto, medio y bajo) y en dos temporadas (estiaje y lluvia). La clasificación por tipo de fibra se realizó con el método de flama, en el que se combustiona una pequeña cantidad del residuo textil y se observan las características de la flama, el residuo de la combustión y el olor generado. Se encontró que en la temporada de estiaje predominaron las fibras sintéticas en los estratos bajo y medio, mientras que en el estrato alto predominó la mezcla de fibras. En la temporada de lluvia, en el estrato bajo predominaron las fibras naturales, en el medio las sintéticas y en el alto la mezcla de fibras naturales y sintéticas. Sin embargo, se identificó que la clasificación de los textiles por este método está sujeta a la interpretación de la persona que realiza la prueba. Se recomienda, implementar técnicas adicionales para una clasificación más confiable.

Palabras Clave: *fibra sintética, flama, generación, residuos postconsumo.*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva El Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, teléfono: 5534320785

E-mail:al2193001626@azc.uam.mx

1. Introducción

La industria textil ha experimentado un crecimiento acelerado durante los últimos años impulsado principalmente por la moda rápida [1]. Este modelo se caracteriza por la fabricación masiva de prendas de las últimas tendencias, permitiendo a los consumidores tener acceso a artículos de moda inmediatamente. Asimismo, sus procesos de fabricación priorizan la cantidad sobre la calidad, las prendas son diseñadas para tener una vida útil corta lo que genera el ciclo de compra y desecho [2], lo que ha provocado un aumento considerable en la generación de residuos textiles. Diversos estudios señalan que la industria textil es la segunda más contaminante después de la petrolera, debido a su consumo de energía [3-5].

Los residuos textiles representan una problemática ambiental considerable debido a que gran parte de estos terminan en rellenos sanitarios o sitios de disposición final, limitando su aprovechamiento y propiciando la contaminación ambiental [6]. Del mismo modo, una proporción significativa de las prendas está compuesta por fibras sintéticas, materiales derivados del petróleo que presentan lenta degradación y contribuyen a la generación de micro y nanoplásticos que son liberados durante el uso y lavado, estas microfibras han sido identificadas en cuerpos de agua y suelos [7].

Debido a esta problemática, diversos países han comenzado a impulsar estrategias de economía circular enfocadas en la reutilización, reciclaje y valorización de residuos textiles. Sin embargo, el desafío principal para implementar sistemas eficientes de gestión está relacionado con la información limitada de su cuantificación y composición.

Tanto los residuos textiles preconsumo como posconsumo representan una fuente relevante para la industria del reciclaje textil; sin embargo, los residuos preconsumo han recibido mayor atención debido a que su separación y procesamiento resultan más sencillos [8]. En contraste, los residuos textiles posconsumo presentan mayores dificultades para su aprovechamiento, ya que suelen encontrarse mezclados con otros residuos sólidos urbanos, además de contener distintos tipos de fibras, acabados, colorantes y contaminantes que complican su clasificación y reciclaje. A pesar de ello, los residuos posconsumo constituyen una fracción importante debido al creciente descarte de prendas derivado del aumento en los patrones de consumo [9].

En la Ciudad de México (CDMX), la información sobre residuos textiles es aún limitada. Aunque existen investigaciones relacionadas con residuos sólidos urbanos y gestión de residuos, los textiles suelen agruparse dentro de categorías generales, dificultando el análisis específico de su generación y composición.

La identificación de las fibras presentes en los residuos textiles es fundamental para evaluar su potencial de reciclaje y aprovechamiento. Para ello, se emplean métodos como la inspección visual, las pruebas de combustión y el análisis microscópico, debido a su facilidad de aplicación y confiabilidad en la identificación de fibras textiles [10].

La caracterización de residuos textiles en domicilios funciona como herramienta para comprender las tendencias de consumo y desecho de la población, así como para identificar oportunidades de reutilización, reciclaje o valorización.

En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo principal analizar la composición de los residuos textiles de los domicilios de la CDMX, considerando tres niveles socioeconómicos (alto, medio y bajo) y dos periodos estacionales (estiaje y lluvia). Para ello, se llevó a cabo un muestreo en las 16 alcaldías de la ciudad, seleccionando una colonia representativa según el estrato predominante.

2. Metodología

La metodología se dividió en 3 etapas: muestreo domiciliario, caracterización de residuos y clasificación de residuos textiles por tipo de fibra.

2.1 Muestreo domiciliario

En la Tabla 1, se muestra la clasificación de las alcaldías de la Ciudad de México considerada para la realización del muestreo, los niveles socioeconómicos se determinaron según información proporcionada por el Consejo de Evaluación de la Ciudad de México [11].

Tabla 1. Estratificación económica de las 16 alcaldías de la CDMX

Estrato socioeconómico	Alcaldía
Alto	Miguel Hidalgo
	Benito Juárez
Medio	Cuauhtémoc
	Cuajimalpa
	Azcapotzalco
	Álvaro Obregón
	Gustavo A. Madero
	Iztacalco
	Venustiano Carranza
	Coyoacán
Bajo	Magdalena Contreras
	Xochimilco
	Tlalpan
	Iztapalapa
	Milpa Alta
	Tláhuac

Se seleccionó una colonia en cada alcaldía de la Ciudad de México y en cada colonia seleccionada se invitó a participar a 30 hogares elegidos de forma aleatoria, en los cuales se recolectaron los residuos generados diariamente durante ocho días consecutivos y se registró la masa generada por cada vivienda. En el primer día del muestreo se realizó la “operación limpieza”, es decir se recolectaron los residuos, pero no se registró su masa, esto con el propósito de asegurar que las muestras recolectadas correspondieran a un periodo de generación de 24 h.

2.2 Caracterización de residuos

Se obtuvo una muestra representativa de aproximadamente 50 kg de cada estrato socioeconómico mediante el método de cuarteo con base en la NMX-AA-015-1985 [12]. Posteriormente se realizó la clasificación de cada muestra representativa en categorías generales como: plásticos, orgánicos, textiles, vidrio, entre otros, siguiendo los lineamientos de la norma NMX-AA-022-1985 [10].

2.3 Clasificación de residuos textiles por tipo de fibra

Los residuos textiles recuperados fueron lavados para facilitar su manejo y por cuestiones de seguridad. Posteriormente, se clasificaron de acuerdo con su tipo de fibra mediante la prueba de flama. Esta técnica permitió identificar el comportamiento de las fibras frente al calor, observando características como el color de la llama, la velocidad de combustión, el olor desprendido y el residuo generado después de la quema. Para esta prueba pequeñas secciones de cada textil fueron expuestas a una flama y los resultados se compararon con referencias bibliográficas para determinar el tipo de fibra del que estaba compuesto el textil. Para esta determinación se utilizó la Tabla 2 como referencia.

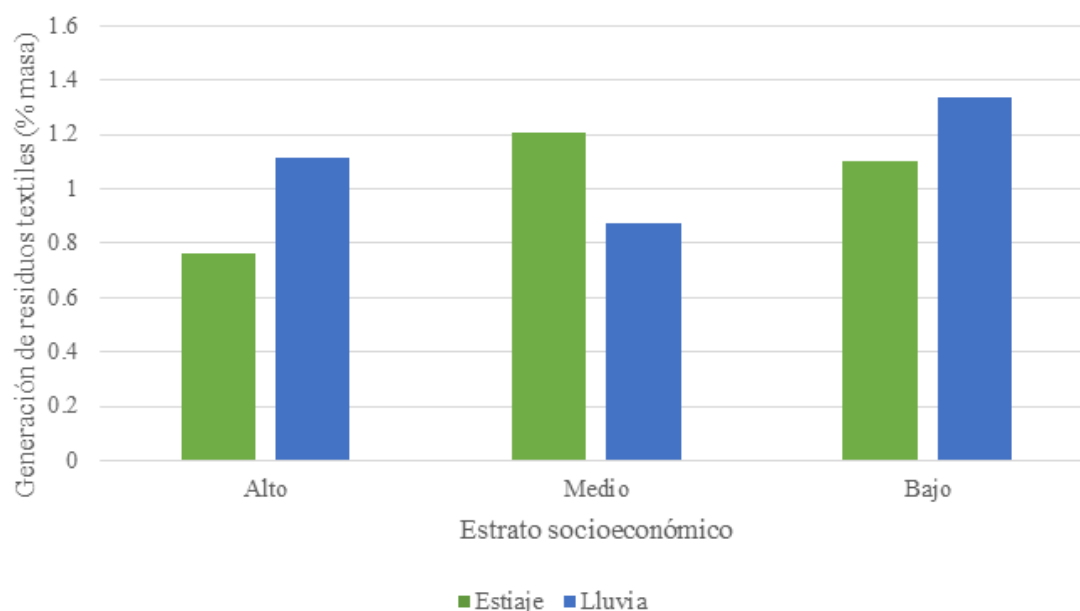
Tabla 2. Comportamiento de fibras textiles al someterlos al fuego [13]

Fibra	Tipo de residuo	Olor
Algodón	Cenizas ligeras	Similar al papel quemado
Lino	Cenizas densas	Similar al pelo quemado
Poliéster	Residuo plástico	Plástico quemado
Nylon	Residuo plástico	Olor sintético y químico
Mezcla de fibras naturales y sintéticas	Cenizas ligeras con residuos plásticos	Olor a papel quemado y un toque químico

La prueba de flama permitió la clasificación de los residuos textiles en tres grupos principales: fibras naturales, fibras sintéticas y mezclas de fibras.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos de la generación de residuos textiles en la CDMX se presentan en la Figura 1.

**Figura 4** Generación de residuos textiles por estrato socioeconómico durante temporada de estiaje y lluvia

Los resultados mostraron variaciones en la generación de residuos textiles entre estratos socioeconómicos y temporadas del año. En total, se recolectaron 6.396 kg de residuos textiles, registrándose una mayor cantidad durante la temporada de lluvia (51.98 %), en comparación con el estiaje (48.02 %). En ambas temporadas, el estrato bajo presentó la mayor generación de residuos textiles con valores superiores respecto a los demás estratos socioeconómicos. Se estima que en la CDMX se generan aproximadamente 3.1 kg/pp/año de residuos textiles y que entre 1.4 y 2.4 % de los residuos domiciliarios en esta entidad son textiles. No existen otras estimaciones recientes de la generación de residuos textiles en CDMX, pero en el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos se estimó que a nivel nacional el 2.82 % de los residuos sólidos urbanos eran trapo y 0.15 % eran algodón [14]. Sin embargo, estos datos no son comparables con los obtenidos en el presente estudio, ya que este último corresponde a residuos domiciliarios, mientras que el diagnóstico básico además de las fuentes domiciliarias incluye a los residuos sólidos urbanos provenientes de otras fuentes.

Los resultados obtenidos mediante la prueba de flama mostraron algunas diferencias entre los tres niveles socioeconómicos y ambas temporadas como se observa en la Figura 2.

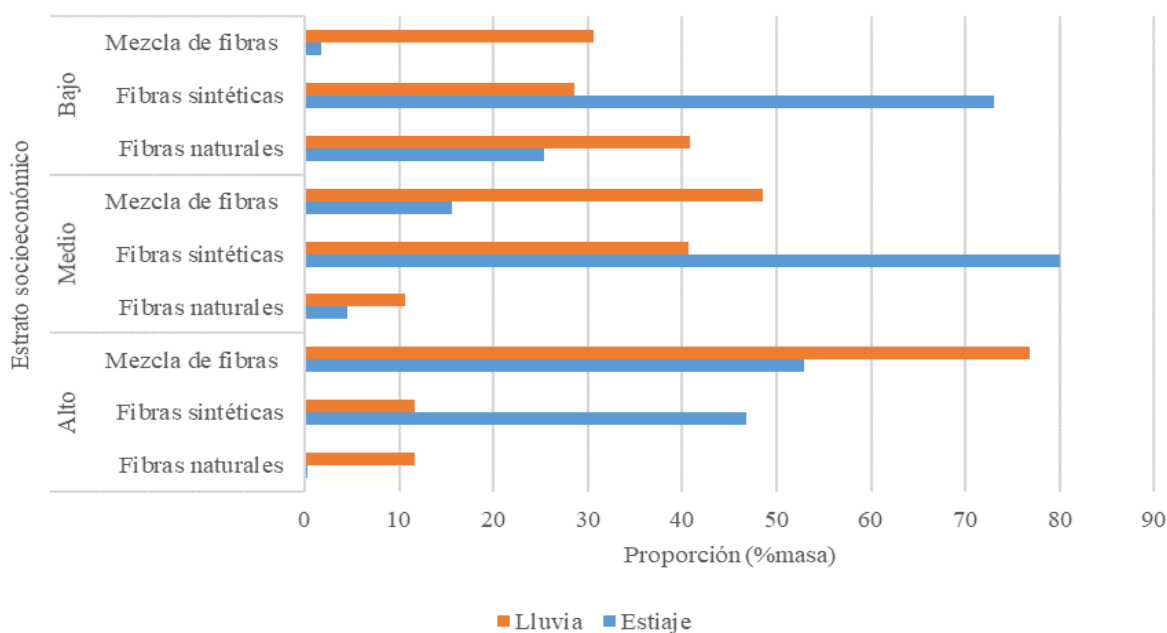


Figura 2. Composición de residuos textiles basada en análisis de prueba de flama, según estrato socioeconómico en temporadas de estiaje y lluvia

La prueba de flama permitió identificar y clasificar de manera rápida y económica las características de combustión de las fibras textiles. Los residuos textiles sintéticos presentaron principalmente formación de residuos duros, mientras que las fibras naturales generaban residuos de ceniza. En cuanto a las mezclas, mostraron comportamientos similares a ambos tipos de fibras por lo que resultaron más difíciles de identificar. Durante este procedimiento se identificó que la clasificación de las fibras depende de la percepción de la persona que realiza la prueba de flama, ya que tanto el tipo de residuo de la combustión como el olor que se genera durante la combustión están sujetos a la interpretación. Aunque existen otras técnicas para la clasificación de textiles (observación de las fibras con microscopía, disolución secuencial y espectroscopía infrarroja, entre otros), éstas son costosas o requieren un tiempo largo.

Con respecto a la composición de residuos textiles, estuvieron compuestos principalmente por fibras sintéticas y mezclas de fibras, mientras que las fibras naturales tuvieron una menor presencia. Además, se observó una tendencia al incremento de las mezclas de fibras durante la temporada de lluvia, particularmente en los estratos socioeconómicos alto y medio. El estrato bajo mostró una tendencia distinta, caracterizado por una mayor proporción de fibras sintéticas en estiaje y un aumento de fibras naturales durante la temporada de lluvia.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos evidencian que existen variaciones en la generación y composición de los residuos textiles según el estrato socioeconómico y la temporada del año, esta información podría contribuir al desarrollo de alternativas de manejo y aprovechamiento de este tipo de residuos.

La prueba de flama permitió estimar la composición de los residuos textiles generados en los distintos estratos socioeconómicos de la CDMX. Mediante este método fue posible diferenciar de manera rápida y económica las fibras naturales, sintéticas y mezclas de fibras, a partir de sus características de combustión, formación de residuos y comportamiento frente al fuego. Los resultados mostraron que las fibras sintéticas y las mezclas tuvieron una mayor presencia en la mayoría de los estratos socioeconómicos.

Asimismo, se observó que la prueba de flama es una técnica práctica, accesible y de bajo costo para la identificación preliminar de fibras textiles, convirtiéndola en una herramienta útil para estudios de caracterización de residuos en contextos donde no se cuenta con acceso a tecnologías más costosas. No obstante, debido a que algunas fibras, especialmente las mezclas textiles, presentan comportamientos de combustión similares, la identificación no es completamente precisa. Del mismo modo, esta técnica tiene un alcance cualitativo, ya que solo permite realizar una caracterización general de los materiales y dificulta la identificación exacta de las fibras. Por ello, se recomienda complementar esta técnica con otros métodos de análisis, como pruebas microscópicas o químicas, que permitan obtener resultados más confiables sobre la composición de los residuos textiles.

5. Referencias

- [1] Delgado, S. (2022, 13 de enero). *Los residuos textiles, altos contaminantes*. Gaceta UNAM
- [2] Martínez de Albéniz, F. C. V. (2014). *Fast fashion: Business model overview and research opportunities*.
- [3] Muthu, S. S. (Ed.). (2014). *Roadmap to sustainable textiles and clothing: Environmental and social aspects of textiles and clothing supply chain*. Springer Science and Business Media.
- [4] Leal Filho, W., Perry, P., Heim, H., Dinis, M. A. P., Moda, H., Ebhuoma, E., & Paço, A. (2022). An overview of the contribution of the textiles sector to climate change. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 973102. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.973102>
- [5] Fonseca, A., Ramalho, E., Gouveia, A., Henriques, R., Figueiredo, F., & Nunes, J. (2023). Systematic insights into a textile industry: Reviewing life cycle assessment and eco-design. *Sustainability*, 15(21), 15267. <https://doi.org/10.3390/su152115267>
- [6] Oxfam. (2004). *Moda que aprieta: La precariedad de las trabajadoras de la confección y la responsabilidad social de las empresas*.
- [7] Periyasamy, A. P. (2025). Functionalized textile microplastics: A closer look at the issues, strategy, and legislation on the microplastic reduction. *Kuwait Journal of Science*, 52(3), 100395. <https://doi.org/10.1016/j.kjs.2025.100395>
- [8] Ramírez-Escamilla, H. G., Martínez-Rodríguez, M. C., & Domínguez-Solís, D. (2025). El papel de la tecnología para la gestión integral de residuos textiles en México: una revisión. *INTER DISCIPLINA*, 13(37), 149–165.
- [9] Houck, M. M. (Ed.). (2009). *Identification of textile fibers*. Woodhead Publishing.
- [10] EVALÚA - Consejo de Evaluación del Desarrollo Social de la Ciudad de México. (2020). *Índice de Desarrollo Social de la Ciudad de México, 2020*.
- [11] SCFI - Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (1985). *NMX-AA-015-1985, Protección al ambiente–Contaminación del suelo–Residuos sólidos municipales–Muestreo–Método de cuarteo*. México.
- [12] SCFI - Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1985). *NMX-AA-022-1985, protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-selección y cuantificación de subproductos*.
- [13] Luna, C. (2016). Identificación de fibras textiles mediante análisis pirotécnico | PDF. <https://es.slideshare.net/slideshow/identificacin-de-fibras-textiles-mediante-analisis-pirotecnico-autoguardado/64973303#2>
- [14] SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*.

Agradecimientos

Se reconoce y agradece el apoyo brindado por la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México (SECTEI) para el desarrollo de esta investigación, mediante el proyecto SECTEI/133/2023.

Asimismo, se agradece a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) por las facilidades y el apoyo brindado durante el desarrollo del proyecto.

Finalmente, se expresa su más sincero agradecimiento a los alumnos y voluntarios que participaron y brindaron apoyo durante las actividades de muestreo y caracterización de residuos, sin su colaboración este proyecto no habría sido posible.

I.15 Características fisicoquímicas de los residuos de fondas de comida de la alcaldía Xochimilco.

Gustavo Hernández Cruz*
Arely Areanely Cruz Salas*
Maribel Velasco Pérez*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Alethia Vázquez Morillas*

Resumen

El potencial de aprovechamiento de los residuos se determina en parte por sus características, y éstas se relacionan con el origen de los residuos. Las fuentes no domiciliarias contribuyen de forma importante a la generación de residuos en la Ciudad de México, por lo que determinar sus características puede contribuir a su aprovechamiento. En esta investigación se determinaron las características fisicoquímicas de residuos de fondas de comida de la alcaldía de Xochimilco. Se obtuvo una muestra compuesta de residuos de cinco fondas ubicadas en colonias de los estratos socioeconómicos bajo o muy bajo en Xochimilco. Las propiedades fisicoquímicas se determinaron para la muestra tal como se recolectó y para las fracciones orgánica e inorgánica. Los resultados mostraron diferencias importantes entre las fracciones de residuos. La fracción orgánica presentó los mayores valores de peso volumétrico y humedad, así como un pH ácido, evidenciando su alto contenido de materia orgánica. En contraste, la fracción inorgánica registró menor humedad y valores cercanos a la neutralidad para el pH, pero destacó por su alto poder calorífico, asociado a materiales como plásticos y papel. La fracción mezclada mostró valores intermedios en casi todos los parámetros, excepto la conductividad eléctrica que presentó el mayor valor. En general, se observó un alto contenido de materia orgánica en todas las fracciones y relaciones C/N elevadas, lo que refleja una predominancia de compuestos ricos en carbono y variaciones en el contenido de nitrógeno. Estos resultados permiten evaluar alternativas de aprovechamiento de los residuos generados.

Palabras Clave: *alimentos, aprovechamiento, establecimientos, orgánicos, poder calorífico, residuos no domiciliarios.*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 420, Colonia Nueva El Rosario, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, México. Teléfono: 7202178334
E-mail: al2193044756@azc.uam.mx, aacs@azc.uam.mx, mvp@azc.uam.mx, perlaso@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx

1. Introducción

La Ciudad de México es la capital del país y cuenta con una superficie de 1,479 km². Esta entidad se divide en 16 alcaldías, siendo Xochimilco una de ellas, ubicada al sureste y con una superficie de 118 km² y una población estimada de 450,550. Esta alcaldía se caracteriza por ser una zona de estrato socioeconómico bajo [1]. De acuerdo con datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en 2020 se registraron 1,978 establecimientos de preparación de alimentos en la alcaldía de Xochimilco, cifra que, con el paso de los años, probablemente ha incrementado [2]. Estos establecimientos incluyen fondas, establecimientos de pequeña escala que ofrecen comida tradicional y económica, enfocados principalmente en el servicio de almuerzo. Éstas se caracterizan por contar con menús del día o comida corrida, que incluye entrada, plato fuerte, acompañamientos y bebida, además de preparaciones caseras elaboradas con ingredientes frescos. Generalmente, operan de manera familiar, con infraestructura sencilla y precios accesibles, lo que las convierte en una opción común para la alimentación cotidiana [3].

En esta alcaldía se generan diariamente aproximadamente 520.70 toneladas de residuos sólidos urbanos, no obstante, actualmente no hay datos sobre la cantidad y características fisicoquímicas de residuos provenientes de fuentes no domiciliarias, tales como las fondas, lo que representa un desafío significativo para su adecuada gestión [4]. Para abordar esta problemática de manera efectiva, es indispensable contar con información actualizada que permita comprender las características fisicoquímicas de los residuos, las cuales varían en función del tipo de establecimiento, los hábitos de consumo y las actividades humanas. A su vez la información de las características fisicoquímicas permite establecer un posible aprovechamiento para evitar que los residuos lleguen a disposición final. Con base en lo anterior, se desarrolló el presente estudio en establecimientos de alimentos, específicamente en cinco fondas ubicadas en la alcaldía de Xochimilco, donde se analizaron diversos parámetros fisicoquímicos, entre ellos: peso volumétrico, pH, conductividad eléctrica, contenido de humedad, materia orgánica, cenizas, nitrógeno total, relación carbono/nitrógeno (C/N) y poder calorífico. Además, esta investigación está enmarcada en el Convenio SECTEI/188/2025, denominado Generación y caracterización de los residuos sólidos provenientes de fuentes no domiciliarias y estaciones de transferencia de la Ciudad de México.

Los resultados obtenidos permiten establecer una línea base de las características fisicoquímicas de los residuos provenientes de fuentes no domiciliarias de residuos, tal como las fondas, lo que ayuda a proponer alternativas para su valorización.

2. Metodología

La metodología empleada en este estudio se estructuró con el propósito de evaluar las características fisicoquímicas de los residuos sólidos generados en establecimientos de preparación de alimentos (fondas) en la alcaldía de Xochimilco. Las etapas comprenden el muestreo en campo, la integración de muestras compuestas, la cuantificación de subproductos y la determinación de parámetros fisicoquímicos en laboratorio, conforme a normas vigentes.

2.1 Selección de establecimientos

Se seleccionaron fondas ubicadas en calles ubicadas en los estratos socioeconómicos bajo o muy bajo de la alcaldía Xochimilco mediante invitación directa a participar en el estudio, logrando la colaboración de cinco establecimientos. El estrato socioeconómico se determinó de acuerdo con el Índice de Desarrollo Social del Consejo de Evaluación de la Ciudad de México.

2.2. Muestreo de residuos e integración de la muestra compuesta

En las fondas seleccionadas se recolectaron los residuos generados el miércoles y se conformó una muestra compuesta integrada por residuos provenientes de todas las fondas. La masa aproximada de la muestra compuesta fue de 50 kg.

2.3. Cuantificación de subproductos y peso volumétrico

La muestra fue trasladada al centro de acopio de residuos de la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco, donde se llevó a cabo la cuantificación de subproductos conforme a la norma NMX-AA-022-1985 [5], así como la determinación del peso volumétrico conforme a la norma NMX-AA-019-1985.

2.4. Preparación de la muestra para el análisis fisicoquímico

De la muestra total, se tomó una fracción de 5 kg destinada al análisis fisicoquímico. Esta submuestra fue trasladada al laboratorio, donde se sometió a un proceso de cuarteo conforme a la NMX-AA-015-1985 para obtener una muestra representativa reducida de aproximadamente 1.5 kg [6]. Durante esta etapa, se definieron las tres fracciones de residuos: orgánicos, inorgánicos y mezclados. La fracción de residuos mezclados se conformó a partir de la composición en subproductos de la muestra compuesta. Posteriormente, los residuos fueron triturados hasta alcanzar un tamaño aproximado de 1 cm, facilitando su manejo y asegurando condiciones adecuadas para el análisis.

2.5. Determinación de parámetros fisicoquímicos

Una vez acondicionada la muestra, se procedió a la determinación de los parámetros fisicoquímicos conforme a las normas aplicables para cada caso. Los análisis se realizaron bajo condiciones controladas de laboratorio, utilizando equipo previamente calibrado. Cada determinación se llevó a cabo por triplicado y considerando el tipo de fracción de los residuos (orgánica, inorgánica y mezclada), con el fin de evaluar posibles variaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos caracterizados

Parámetro	Norma	Método	Referencia
Peso Volumétrico	NMX-AA-019-1985	Determinación in situ	[7]
pH	NMX-AA-025-1984	Potenciómetro	[8]
Conductividad eléctrica	NMX-AA-025-1984	Conductímetro	[8]
Humedad	NMX-AA-016-1984	Gravimétrico	[9]
Materia orgánica	NMX-AA-021-1985	Gravimétrico	[10]
Cenizas	NMX-AA-018-1984	Gravimétrico	[11]
Nitrógeno total	NMX-AA-024-1984	Kjendahl	[12]
Relación C/N	NMX-AA-067-1985	A partir de materia orgánica y nitrógeno total	[13]
Poder calorífico	NMX-AA-033-1985	Bomba calorimétrica	[14]

Peso volumétrico: se determinó en una probeta de volumen conocido, llenándola sin compactar el material y registrando la masa para cada fracción (Figura 1).



Figura 1. Determinación de peso volumétrico

pH y conductividad eléctrica: se determinaron a partir de un extracto acuoso de la muestra, mediante agitación, reposo y medición del sobrenadante con equipos calibrados (Figura 2).



Figura 2. Determinación de pH y conductividad eléctrica

Humedad: se determinó mediante secado en estufa hasta peso constante (Figura 3). La materia orgánica se determinó mediante pérdida por ignición en mufla a 650 °C, utilizando las muestras recuperadas de humedad (Figura 4). Mientras que las cenizas se determinaron mediante pérdida por ignición en mufla a 650 °C, utilizando muestras previamente secadas.



Figura 3. Determinación de humedad



Figura 4. Determinación de materia orgánica

Nitrógeno total: se determinó mediante digestión, destilación y titulación de la muestra (Figura 5). La relación C/N se calculó a partir de los contenidos de carbono y nitrógeno obtenidos.



Figura 5. Determinación de nitrógeno total

Poder calorífico: se determinó mediante combustión controlada de una muestra seca en bomba calorimétrica; posteriormente, se realizó el cálculo correspondiente para expresar los resultados en base húmeda (Figura 6).



Figura 6. Determinación de poder calorífico

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos permiten conocer las propiedades fisicoquímicas de los residuos generados en fondas de la alcaldía de Xochimilco, evidenciando diferencias relevantes en función del tipo de fracción (orgánica, inorgánica y mezclada). En la Tabla 2 se presentan los valores promedio y su desviación estándar para cada parámetro analizado.

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de parámetros fisicoquímicos, por fracción de los residuos de fondas en Xochimilco

Parámetro	Promedio y desviación estándar	Fracción
Peso volumétrico (kg/m ³)	426.67 ± 34.03	Orgánica
	60.00 ± 5.00	Inorgánica
	180.00 ± 25.00	Mezclada
pH	4.14 ± 0.03	Orgánica
	6.15 ± 0.16	Inorgánica
	5.16 ± 0.06	Mezclada
Conductividad (µS/cm)	344.67 ± 13.58	Orgánica
	152.33 ± 7.57	Inorgánica
	924.00 ± 57.24	Mezclada
Humedad (%)	68.50 ± 6.54	Orgánica
	13.17 ± 3.22	Inorgánica
	49.16 ± 3.70	Mezclada
Materia orgánica (%)	90.58 ± 0.08	Orgánica
	95.12 ± 0.69	Inorgánica
	81.67 ± 7.07	Mezclada
Cenizas (%)	9.42 ± 0.08	Orgánica
	4.88 ± 0.69	Inorgánica
	18.33 ± 7.07	Mezclada

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de parámetros fisicoquímicos, por fracción de los residuos de fondas en Xochimilco (continuación)

Parámetro	Promedio y desviación estándar	Fracción
Nitrógeno total (%)	1.25 ± 0.06	Orgánica
	0.26 ± 0.03	Inorgánica
	1.23 ± 0.06	Mezclada
Relación C/N	42.13 ± 1.86	Orgánica
	214.62 ± 24.07	Inorgánica
	38.69 ± 5.21	Mezclada
Poder calorífico base húmeda (cal/g)	1403.87 ± 332.84	Orgánica
	3593.52 ± 2884.03	Inorgánica
	2504.65 ± 239.08	Mezclada

El peso volumétrico mostró una variación significativa entre fracciones, registrando el valor más alto en la fracción orgánica con 426.67 kg/m³, seguido de la fracción mezclada con 180.00 kg/m³ y la inorgánica con 60.00 kg/m³. Este comportamiento refleja la mayor masa, relacionada a un mayor contenido de humedad, característico de los residuos orgánicos, en contraste con la naturaleza más heterogénea y de menor densidad aparente de los materiales inorgánicos.

En cuanto al pH, la fracción orgánica presentó un valor ácido de 4.14, asociado a la presencia de los tipos de residuos presentes, por ejemplo, cáscaras de limón, hoja de maíz, verduras y residuos óseos, entre otros. La fracción mezclada mostró un pH ácido de 5.16, mientras que la fracción inorgánica presentó valores cercanos a la neutralidad con 6.15.

La conductividad fue mayor en la fracción mezclada con 924.00 µS/cm, derivada de la combinación de distintos tipos de residuos. La fracción orgánica presentó valores intermedios con 344.67 µS/cm, mientras que la fracción inorgánica mostró los valores más bajos con 152.33 µS/cm, en concordancia con su menor contenido de compuestos solubles.

El contenido de humedad fue considerablemente mayor en la fracción orgánica de 68.50 %, lo cual es característico de residuos provenientes de la preparación de alimentos, donde predominan restos frescos de origen vegetal y animal. La fracción mezclada presentó un valor intermedio con 49.16 %, mientras que la fracción inorgánica registró el menor contenido de humedad con 13.17 %, consistente con la naturaleza de materiales como plásticos, servilletas y desechables en su mayoría los cuales no absorben agua.

Respecto a la materia orgánica, se observaron valores elevados en todas las fracciones, destacando la fracción inorgánica con 95.12 % este resultado puede atribuirse a la presencia de papel, cartón y servilletas, envases y desechables con residuos de alimentos adheridos. La fracción orgánica obtuvo 90.58 % mientras que la fracción mezclada presentó un valor de 81.67 %, debido a la combinación de materiales orgánicos e inorgánicos.

El contenido de cenizas mostró una tendencia inversa a la materia orgánica, siendo mayor en la fracción mezclada con 18.33 %, lo que indica una mayor proporción de componentes inorgánicos. La fracción orgánica presentó valores menores de 9.42 %, mientras que la fracción inorgánica registró el valor más bajo con 4.88 %, lo cual puede estar influenciado por la variabilidad de residuos analizados.

En cuanto al nitrógeno total, la fracción orgánica presentó 1.25 % y la mezclada un 1.23 % teniendo valores similares. Por su parte, la fracción inorgánica mostró un valor considerablemente menor de 0.26 %, acorde con su baja proporción de materia biodegradable.

La relación C/N fue de 42.13 para la fracción orgánica y 38.69 para la mezclada, lo que indica una proporción elevada de carbono respecto al nitrógeno, característica de residuos con presencia de materiales ricos en carbono. En contraste, la fracción inorgánica presentó un valor considerablemente alto con 214.62, reflejando un bajo contenido de nitrógeno en este tipo de residuos.

Finalmente, el poder calorífico presentó los valores más altos en la fracción inorgánica con 3593.52 cal/g, seguido de la fracción mezclada con 2504.65 cal/g y la orgánica con 1403.87 cal/g. Este comportamiento se asocia en la fracción inorgánica a la presencia de materiales con alto contenido energético, como plásticos, poliestireno expandido (unicel), cartón y papel, en comparación con los residuos orgánicos.

4. Conclusiones

Los residuos sólidos generados en fondas de la alcaldía de Xochimilco presentan características fisicoquímicas diferenciadas en función del tipo de fracción (orgánica, inorgánica y mezclada), evidenciando su naturaleza heterogénea y compleja. La fracción orgánica se caracterizó por presentar altos contenidos de humedad y valores de pH ácido, asociados a la presencia de residuos alimenticios. Por su parte, la fracción inorgánica mostró bajos contenidos de humedad, pero un mayor poder calorífico, lo cual se atribuye a la presencia de materiales como plásticos, papel, cartón y poliestireno expandido.

Se identificó que la composición de las fracciones no es completamente homogénea, observándose valores elevados de materia orgánica en la fracción inorgánica, lo cual sugiere la presencia de residuos orgánicos adheridos. La relación C/N reflejan la proporción de carbono y nitrógeno en la composición de los residuos, destacando que las fracciones orgánica y mezclada presentan características más cercanas entre sí, en comparación con la fracción inorgánica.

En conjunto, los resultados obtenidos permiten establecer un perfil fisicoquímico de los residuos generados en fondas de Xochimilco, aportando información relevante para su comprensión y análisis, así como para el desarrollo de estrategias de manejo basadas en sus propiedades.

5. Referencias

- [1] Secretaría del Medio Ambiente - SEDEMA. (2026). *Alcaldías de la Ciudad de México*. <https://proyectos.sedema.cdmx.gob.mx/datos/glosario-definicion/Alcald%C3%ADa>
- [2] INEGI. (2020). *Establecimientos de preparación y servicio de alimentos y de bebidas con categoría turística por demarcación territorial según clase del establecimiento*. https://www.inegi.org.mx/app/cuadroentidad/CDMX/2021/21/21_8
- [3] Gobierno de la Ciudad de México. (s. f.). *Introducción a la fonda de la Ciudad de México*. <https://mexicocity.cdmx.gob.mx/e/food-basics/intro-to-the-mexico-city-fonda/>
- [4] Secretaría del medio ambiente - SEDEMA. (2023). *Generación de estimada de residuos por alcaldía 2023*. <https://proyectos.sedema.cdmx.gob.mx/datos/residuos-por-alcaldia>
- [5] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1985c). *Norma Mexicana NMX-AA-022-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Selección y cuantificación de subproductos*.

- [6] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1985a). *Norma Mexicana NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Muestreo-Método de cuarteo*.
- [7] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985e). *Norma Mexicana NMX-AA-019-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Peso volumétrico "In situ"*.
- [8] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1984c). *Norma Mexicana NMX-AA-25-1984 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos-Determinación del pH-Método potenciométrico*.
- [9] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1984a). *Norma Mexicana NMX-AA-016-1984 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de humedad*.
- [10] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985b). *Norma Mexicana NMX-AA-021-1985 Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales- Determinación de materia orgánica*.
- [11] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1984b). *Norma Mexicana NMX-AA-18-1984 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de cenizas*.
- [12] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1984). *Norma Mexicana NMX-AA-24-1984 Protección al ambiente-contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Determinación de nitrógeno total*.
- [13] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985d). *Norma Mexicana NMX-AA-067-1985 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de la relación carbono / nitrógeno*.
- [14] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985f). *Norma Mexicana NMX-AA-033-1985 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de poder calorífico superior*.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el apoyo brindado mediante el convenio SECTEI/188/2025 "Generación y caracterización de residuos sólidos provenientes de fuentes no domiciliarias y estaciones de transferencia de la Ciudad de México", a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) y la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México (SOBSE) por su colaboración en el desarrollo de este trabajo. Asimismo, se extiende un agradecimiento al Departamento de Energía de la UAM-A por el apoyo con el transporte para la recolección de las muestras.

De igual manera, se agradece la participación de Miguel Portillo Guzmán, Adilene Galindo Vara y Mariana Monroy Camiruaga por el apoyo en la obtención de las muestras representativas empleadas en la caracterización y análisis fisicoquímicos, por proporcionar la muestra requerida para este estudio.

I.16 Caracterización de residuos sólidos urbanos en la Dirección General de Investigaciones de la Universidad Veracruzana.

Areli Tornero Encarnación*
Lorena De Medina Salas*
Eduardo Castillo González*
Raúl Velásquez de la Cruz**

Resumen

En México se han realizado estudios de caracterización de residuos sólidos urbanos (RSU) siendo la mayoría centrados en los residuos comerciales, sin embargo, en las instituciones de educación superior se han llevado a cabo en menores ocasiones. La caracterización es fundamental, ya que, permite obtener datos básicos los cuales son base para el manejo adecuado y estratégico de los RSU. El objetivo de este estudio fue determinar la generación y composición de los RSU generados en la Dirección General de Investigaciones (DGI) de la Universidad Veracruzana (UV) región Xalapa. Para lo anterior se realizó la determinación de la situación actual del manejo de RSU en las instalaciones mediante la aplicación de encuestas, un muestreo para la obtención de su generación y composición; además de un análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas (FODA). Como resultado se obtuvo una generación per-cápita de 0.05 kg/hab-día y la composición de los RSU fue similar a lo reportado en instituciones educativas predominando el papel y los residuos orgánicos. Como estrategias de mejora se propuso la separación en la fuente e impartición de talleres a distintos niveles.

Palabras Clave: *Caracterización, generación, manejo integral, residuos sólidos urbanos, universidades.*

*Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n. Zona Universitaria C.P. 91040, Xalapa, Veracruz. México.

**Universidad Veracruzana, Coordinación Universitaria para la Sustentabilidad. Diana Laura Rioja Vda. de Colosio 83, Emiliano Zapata, C.P. 91090, Xalapa, Veracruz, México.

1. Introducción

Las instituciones de educación superior (IES) generan RSU igual que cualquier otra dependencia con actividades similares, resultado de la ejecución de sus funciones sustantivas y administrativas, así como de la vida diaria dentro de sus espacios, ya que cuentan con estructuras que las asemejan a microciudades con comercios, servicios de cafeterías, librerías y oficinas [1]. La gestión eficaz de residuos en las IES requiere un enfoque holístico, que incluye el desarrollo de planes de minimización de residuos, la promoción de programas de reciclaje, compostaje y la incorporación de la gestión de residuos en los programas educativos [2][3].

A nivel nacional, las instituciones educativas generan un alto porcentaje de residuos reciclables (superior al 60%). El principal obstáculo para el aprovechamiento de estos radica en que aún existen numerosas IES que desconocen con certeza su generación de RSU, siendo la mayoría de publicaciones al respecto en México centradas en la caracterización de residuos comerciales y en el análisis de generación per cápita de la población en general [4].

Por lo anterior el objetivo de esta investigación fue determinar la generación y composición de RSU en la DGI de la UV, para lo cual se realizó la determinación de la situación actual del manejo de los RSU mediante la aplicación de encuestas, realizar un muestreo para la obtención de la generación y composición de los residuos, así como un análisis FODA para la identificación de diferentes estrategias para el manejo de los RSU.

2. Metodología

2.1 Situación actual del manejo de los RSU

Se realizaron recorridos en las instalaciones de la DGI para la identificación de la infraestructura existente para el manejo de los residuos en las diferentes áreas de los institutos. Aunado a lo anterior se realizó un inventario de los contenedores que se utilizan en los diferentes institutos y áreas para el depósito de sus residuos generados.

Se aplicaron cuatro encuestas, la primera dirigida al administrador general de la DGI, la cual tuvo como propósito obtener información sobre el mantenimiento, manejo y recolección de los residuos. La segunda fue para los administradores de cada instituto con la finalidad de recabar información acerca de las estrategias de manejo de residuos que se han implementado en su respectivo instituto, así como el número de islas de separación que tienen en sus áreas. Así mismo se realizó una encuesta para todo el personal la cual tuvo como propósito obtener su opinión sobre la separación de los residuos, hábitos de consumo y el manejo de RSU en sus respectivos institutos. La última encuesta se dirigió al personal técnico-manual con el objetivo de la recopilación de información sobre los horarios de recolección, separación y material para el manejo de los residuos.

Para la aplicación de la encuesta a todo el personal se determino el tamaño de muestra empleando la ecuación 1:

$$n = \frac{N Z_{\alpha}^2 p q}{e^2 (N-1) Z_{\alpha}^2 p q} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

n= tamaño de muestra buscado

N= tamaño de la Población o Universo

z= parámetro estadístico que depende el Nivel de Confianza (NC)

e= error de estimación máximo aceptado

p= probabilidad de que ocurra el evento estudiado (éxito)

q= (1-p)= probabilidad de que no ocurra el evento estudiado

2.2 Obtención de la generación

Para la obtención de la generación se realizó de acuerdo a los lineamientos establecidos en la NMX-AA-61-1985, “Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-determinación de la generación” [5] la cual plantea el muestreo con una duración de siete días, sin embargo, los días sábado, domingo y lunes se obtuvo una generación conjunta de los tres días debido a que el personal técnico-manual no labora los fines de semana. La generación per-cápita se obtuvo al dividir el peso generado de residuos entre el total de habitantes expresado en kg/hab-día aplicando la ecuación 2.

$$GPC = \frac{pw}{Np} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

GPC: Generación per-cápita (kg/hab-día)

PW= Peso generado de residuos (kg)

Np= Número de habitantes

2.3 Determinación de la composición

Para realizar la caracterización previamente se abrieron las bolsas que contenían los residuos y se empleó el procedimiento propuesto por la NMX-AA-015-1985, Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales – muestreo – método de cuarteo [6]. Para llevar a cabo la separación de los residuos se utilizaron guantes y cubrebocas como medida de seguridad. Posteriormente, al tener las dos partes opuestas de los residuos se mezclaron y se realizó la clasificación de los RSU a partir de la NMX-AA-022-1985, Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-selección y cuantificación de subproductos [7] al término de la clasificación se pesaron por separado para calcular la generación de cada subproducto.

2.4 Elaboración del análisis FODA

El análisis FODA se realizó de acuerdo con las condiciones que presenta el campus de la DGI y con los resultados obtenidos a partir de los estudios de campo y la aplicación de encuestas, con la finalidad de identificar las áreas de oportunidad y facilitar la toma de decisiones de las autoridades correspondientes. Asimismo, con todos los resultados obtenidos y la realización de este instrumento se propusieron las diferentes estrategias del manejo de los residuos para la dirección.

3. Resultados y discusión

3.1 Situación actual del manejo de RSU

A partir de los recorridos realizados se observó que se generan residuos de papel, alimenticios, plástico, cartón, aserrín y servilletas procedentes de las actividades escolares y administrativas. La disposición de los residuos generados en los diferentes institutos que conforman la DGI, se lleva a cabo mediante contenedores de plásticos de diferentes tamaños. Se encontraron 619 contenedores en la dirección para el depósito de los residuos.

Los contenedores designados para depositar los RSU generados en la DGI se encuentran a exposición ambiental, infraestructura dañada lo que causa mala estética, generación de malos olores y proliferación de plagas. De acuerdo a Caldera [8] es importante mantener la infraestructura en buenas condiciones, debido a que es el principal lugar para depositar los residuos generados en las instalaciones.

Acercas del nivel de conocimientos que tiene el personal de la DGI sobre la separación de residuos en orgánicos, inorgánicos reciclables y no reciclables, el 56% respondió que cuentan con un

conocimiento básico, el 35% con conocimientos profundos, el 8% domina el tema y el 1% considera que no tiene conocimientos acerca de este tópico.

En cuanto a la disposición en participar en diferentes estrategias de manejo de los RSU el personal respondió estar de acuerdo en la elaboración de composta, talleres de gestión, así como de implementar un plan de manejo en la DGI. Por su parte, estuvieron totalmente de acuerdo en que la disposición de residuos, la existencia de etiquetas y contenedores son requisitos importantes para el manejo de RSU. La estrategia que tuvo mayor cantidad de personas en desacuerdo fue en participar como voluntariado en la separación de residuos en los diferentes institutos que conforman la DGI (ver Figura 1).

En relación a las estrategias de manejo de RSU, un estudio por Rabaiy et al. [9] en una universidad de Arabia Saudita se afirma que el conocimiento y la conciencia de la facultad son muy importantes al diseñar herramientas educativas ambientales como cursos, talleres y folletos relacionados con la gestión de residuos los cuales son esenciales para que los estudiantes aumenten su conciencia. Además, como los jóvenes son el futuro de cualquier país, la sensibilización de los estudiantes mejorará cualquier programa nacional de segregación y reciclaje de residuos.

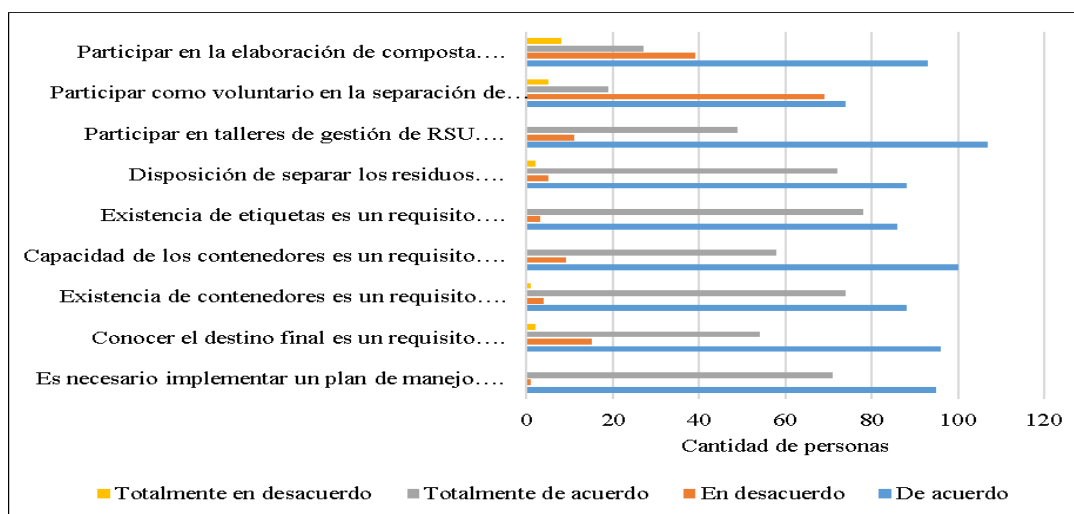


Figura 1. Disposición para la participación del personal de la DGI en estrategias de manejo de residuos.

En la DGI se han implementado diferentes estrategias para el manejo de los residuos de las cuales destacan convenios con asociaciones para la recolección de diferentes subproductos como lo son el PET, cartón y papel. Asimismo, se han implementado talleres, cursos, separación de residuos, islas de separación y recolección de pilas. De acuerdo a Macin et al. [10] las estrategias se deben de implementar cuidadosamente para lograr la prevención, reducción, reciclaje y recuperación de residuos. Por lo anterior, se recomienda la participación de las partes interesadas, la educación sobre la prevención y reducción de residuos, la colocación de contenedores de reciclaje en puntos adecuados, una cooperación más coordinada con los gobiernos locales y el envío de los residuos a instalaciones adecuadas para su reciclaje y recuperación.

3.2 Generación de RSU

La generación per-cápita de RSU en la DGI fue de 0.05 kg/hab-día. El resultado anterior se debe a diferentes factores, entre los que se encuentran los patrones de consumo de las personas y las diversas actividades de la dirección. Este resultado tiene similitudes con lo reportado por Lazo y Herrera [11], debido a que en la Universidad Privada de Tacna se genera 0.05 kg/hab-día de residuos cabe

mentonar que en esta institución tenía una población total de 5057 personas en comparación con la DGI que está integrada por 990 personas, por lo que se menciona en su investigación que estos resultados demuestran la cultura que tiene la comunidad universitaria sobre el manejo de los residuos.

Acerca del comportamiento de la generación obtenida durante una semana (ver Figura 2), se observa que el día con mayor generación fue el lunes esto se debe por la recolección conjunta de los días sábado, domingo y lunes, disminuyendo en los posteriores días. El jueves fue el día con menor generación. El viernes aumento, sin embargo, se mantuvo en la generación promedio sin rebasar los días anteriores con mayor generación. El promedio de residuos que se generan en la DGI es de 53.85 kg/día, debido a la permanencia mixta en las instalaciones en diferentes horas.

No obstante, Coyago et al. [12] obtuvo una generación diferente de 96.9 kg/día con una población de 3884 individuos, lo anterior se debe a que los individuos que interactuaron dentro de la institución son considerados como población flotante, es decir, presentan tiempos de permanencia inferiores, no obstante, el factor que interviene es la cantidad de personal por ende la cantidad de residuos será más alta.

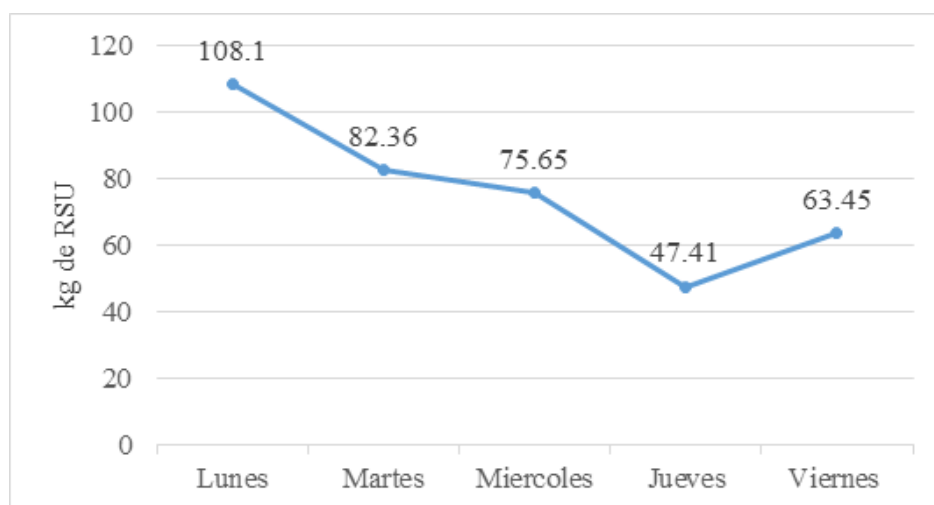


Figura 2. Variación de la generación en la semana

3.3 Composición de los RSU

La clasificación de los subproductos que se generan en la dirección se obtuvo que el de mayor porcentaje fue el aserrín con 27%, seguido de papel higiénico 12%, servilletas 11%, papel de oficina 10%, residuos alimenticios 10%, 62 cartón 8%, plástico rígido 5%, otros 4% en este tipo de subproductos incluye el algodón, equipos electrónicos, fibra, látex, madera, material ferroso, papel encerado, plástico metalizado, taparrosas, tela, hule, cerámica, LDPE, aluminio y metal no ferroso, aunado a lo anterior, papel craft 3%, plástico flexible 3%, plástico PET 3% y vidrio transparente, cartón encerado, unice y tetrapack con 1% cada uno (ver Figura 3).

Lo anterior, contrasta con el estudio de Adeniran et al. [13], ya que la clasificación fue diferente, obteniendo que el subproducto con mayor generación fueron las bolsas de polietileno con 24%, debido a que en el campus se consume agua potable que es envasada en polietileno de bajo costo y se vende en la mayoría de las instalaciones, seguido por el papel con 15%, materia orgánica 15%, plásticos 9%, materiales inertes 8%, sanitarios 7%, textil 7%, otros 6%, cuero 4%, metales 3% y vidrio 2%.

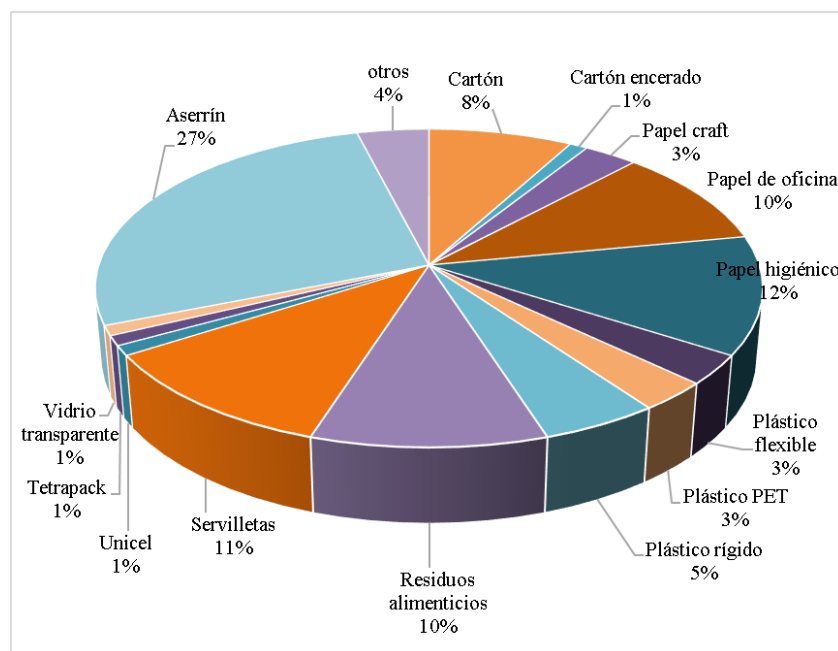


Figura 3. Composición de los RSU en la DGI.

3.4 Análisis FODA

Se presenta el análisis FODA a partir de los resultados obtenidos mediante la aplicación de encuestas al personal, así como de los recorridos realizados. Los resultados permiten identificar los factores internos y externos que influyen en la situación actual que presenta la DGI, donde cada uno de los factores son las condiciones que presenta esta dependencia (Ver tabla 1).

Tabla 1. Análisis FODA

Fortalezas	Debilidades
<ul style="list-style-type: none"> La dirección cuenta con espacio para realizar diversas estrategias, como el sitio para realizar el compostaje. Cada instituto cuenta con un presupuesto para llevar a cabo estrategias de sustentabilidad en sus instalaciones. Existe el interés de los académicos, estudiantes y técnico-manual en participar las actividades de manejo de los RSU. Existencia de políticas institucionales para el manejo integral de residuos. 	<ul style="list-style-type: none"> Aunque exista el interés por parte de la comunidad universitaria las capacitaciones y talleres al personal sobre el manejo de RSU son escasos. Deficiencias en la comunicación y organización entre el personal. Inexistencia de un plan o reglamento de manejo de RSU. Participación mínima del personal administrativo. Carencia del tratamiento de los residuos orgánicos. Seguimiento mínimo a las estrategias de separación.

Tabla 1. Análisis FODA (continuación)

Oportunidades	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> • Hay mayor cantidad de empresas e instituciones que se encargan de recolectar o recibir los residuos tales como; ECOCE, SEMARNAT, Hagamos Composta, entre otras. • Existe legislación que fundamenta el manejo integral de los RSU en las instituciones educativas. • Existen dependencias con interés de realizar proyectos de investigación de residuos como SEDEMA, INECOL, entre otras. 	<ul style="list-style-type: none"> • Falta de presupuestos en las becas de SECIHTI para invertir en proyectos de investigación relacionados con RSU. • Aumento de la generación de RSU en las instalaciones. • Deficiencias en la recolección proveniente de Limpia Pública. • Dificultades ante el cambio de actividades por parte del personal. • Aumentos en el precio de combustibles, lo que puede generar retrasos en la recolección de los residuos valorizables por parte de empresas externas.

Se propusieron diferentes estrategias para el manejo de los RSU en la dirección, tales como; generar un reglamento institucional del manejo de los RSU en la DGI, promover y mejorar las prácticas de separación desde la fuente, realizar campañas de difusión entre la comunidad para impulsar la eliminación gradualmente de productos de un solo uso en eventos o actividades de la dirección, implementar el tratamiento de los residuos orgánicos mediante el compostaje y hacer convenios con empresas que realicen la recolección y tratamiento de los diferentes subproductos generados en la DGI.

Lo anterior coincide con Yang et al. [14] donde plantearon que se debe fortalecer la difusión y la educación para que los estudiantes tengan mayores conocimientos acerca de la separación de residuos. Se pueden crear cursos relacionados con la separación de RSU, que pueden cursarse como asignaturas optativas. En consecuencia, las escuelas pueden fomentar y apoyar a las organizaciones y asociaciones estudiantiles para realizar estas actividades en el campus, con el propósito de educar a los estudiantes sobre la clasificación y la eliminación de residuos.

4. Conclusiones

De acuerdo con los resultados la DGI tiene una generación de 0.05 kg/hab-día y los principales residuos que se producen en las instalaciones son: aserrín, residuos alimenticios, servilletas, cartón, papel de oficina e higiénico. En consecuencia, es crucial sensibilizar al personal sobre sus hábitos de consumo, identificando la falta de noción sobre la compra y residuos de empaques o recipientes de un solo uso.

Las universidades, como centros de educación y formadoras de profesionales, son cruciales en la percepción de los estudiantes y su personal en la realización del manejo de RSU; por ello, se deben de implementar estrategias que motiven al personal en la colaboración de estas, donde se considere como un compromiso colectivo que exige voluntad, cambio de hábitos y una cultura ambiental sólida.

Finalmente, los resultados de este estudio orientan las prioridades a la necesidad de fortalecer la colaboración, comunicación, concientización y participación de todo el personal, en respuesta a la persistencia de una carente percepción sobre la problemática real que representa el manejo inadecuado de los residuos y las consecuencias que esto conlleva. Asimismo, resulta indispensable adoptar la prevención como estrategia principal, con la finalidad de reducir la cantidad de residuos que se destinan a los sitios de disposición final.

5. Referencias

- [1]Ruiz, C., Lupercio, A. D., & Bernal, T. A. (2018). Evaluación diagnóstica para el análisis de programas de manejo integral de residuos sólidos urbanos en dos universidades mexicanas. *Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva*, 25(3), 1-9. <https://doi.org/10.30878/ces.v25n3a12>
- [2]Abubakar, I., Al-Shihri, F. S., & Ahmed, S. M. (2016). Students' assessment of campus sustainability at the University of Dammam, Saudi Arabia. *Sustainability*, 8(1), 1-14. <https://doi.org/10.3390/su8010059>
- [3]Dawodu, A., Guo, C., Zou, T., Osebor, F., Tang, J., Liu, C., Wu, C., & Oladejo, J. (2024). Developing an integrated participatory methodology framework for campus sustainability assessment tools (CSAT): A case study of a sino-foreign university in China. *Progress in Planning*. 183, 1-31. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2023.100827>.
- [4]Ruiz, M. (2017). Contexto y evolución del plan de manejo integral de residuos sólidos en la Universidad Iberoamericana Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 337-346. <https://doi.org/10.20937/rica.2017.33>.
- [5]SECOFI. (1985). NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – muestreo – método de cuarteo. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de marzo de 1985.
- [6]SECOFI. (1985). NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – selección y cuantificación de subproductos. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de marzo de 1985.
- [7]SECOFI. (1985). NMX-AA-061-1985. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - Determinación de la generación. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la federación. 8 de agosto de 1985.
- [8]Caldera, Y. (2016). Manejo integral de los residuos sólidos en un núcleo universitario. *Revista Arbitrada Venezolana*. 11(2), 22-36.
- [9]Rabeiy, R., Almutairi, S., Birima, A., Kassem, L., & Nafady, A. (2023). A Cross-Sectional Study of Knowledge, Practice, and Management of Solid Waste Segregation in Higher Educational Institutes: A Case Study in KSA. *Sustainability*. 15(6), 5516. <https://doi.org/10.3390/su15065516>
- [10]Macin, K. E., Özçelik, K., y Atilla, O. (2021). Sıfır Atık Yönetimi'nin Çevresel Etkileri: İTÜ Ayazağa Kampüsü'nün Sıfır Atık Endeksi. 271-277.
- [11]Lazo, R. S., & Herrera, M. (2020). Caracterización de residuos sólidos en el campus Capanique de la Universidad privada de Tacna. *Ingeniería Investiga*. 2(1), 176-185. DOI: 10.47796/ing.v2i01.289
- [12]Coyago, E., Gonzales, K., Heredia, E & Sánchez, R. (2016). Recomendaciones para la caracterización y cuantificación de residuos sólidos universitarios. Caso de estudio: Universidad Politécnica Salesiana, campus sur, Quito. *Revista de Ciencias de la Vida*. 23(1), 68-79. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.07>
- [13]Adeniran, A., Nubi, A & Adelopo, A. (2017). Solid waste generation and characterization in the University of Lagos for a sustainable waste management. *Waste Management*, 67, 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.002>
- [14]Yang, X., Chen, X., Xiao, X., Xi, H., & Liu, S. (2021). College Students' Willingness to Separate Municipal Waste and Its Influencing Factors: A Case Study in Chongqing, China. *Sustainability*. 13(22), 12914. <https://doi.org/10.3390/su132212914>

I.17 Caracterización fisicoquímica de residuos sólidos urbanos generados en mercados de la Ciudad de México y su potencial de valorización.

Nataly Cardenas Quintana*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Alethia Vázquez Morillas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Gustavo Hernández Cruz*
Abril Citlalli Barba Juárez*
Yael Bravo Rivas*
Claudia Andrea Mateos Vargas*

Resumen

Los residuos sólidos generados en mercados de la Ciudad de México representan una fuente de generación importante de residuos orgánicos e inorgánicos con potencial de valorización. El objetivo de este estudio fue caracterizar fisicoquímicamente residuos sólidos urbanos generados en mercados de las alcaldías Xochimilco y Miguel Hidalgo, con la finalidad de evaluar algunas alternativas de aprovechamiento sostenible. Se realizaron muestreos en mercados ubicados en distintos estratos socioeconómicos. Posteriormente, se efectuó la cuantificación de subproductos y la determinación de parámetros fisicoquímicos. Los resultados mostraron que la fracción orgánica presentó alto contenido de humedad y materia orgánica, sin embargo, los valores de pH fueron ácidos, lo que en conjunto puede limitar algunos procesos de valorización. La alternativa más adecuada corresponde al compostaje, debido a la composición predominante de residuos orgánicos. En contraste, los residuos inorgánicos presentaron potencial para reciclaje y aprovechamiento energético. Aunque la contaminación entre fracciones dificulta su recuperación, los resultados muestran la importancia de implementar separación en la fuente para mejorar el aprovechamiento de los residuos generados en mercados y reducir los impactos ambientales asociados a su disposición final.

Palabras Clave: *Aprovechamiento energético, compostaje, materia orgánica, reciclaje, separación.*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av San Pablo Xalpa 420, Colonia Nueva El Rosario, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, México. Teléfono: 5629737419

E-mail: al2223000595@azc.uam.mx

1. Introducción

Los residuos sólidos urbanos (RSU) representan una problemática ambiental a nivel global, derivada del crecimiento poblacional y de las diferentes actividades comerciales desarrolladas en las ciudades. A nivel mundial, se estima una generación aproximada de 2,010 millones de toneladas de residuos al año [1].

Los residuos provenientes de mercados municipales constituyen una fuente importante de residuos orgánicos e inorgánicos debido a que son una fuente de abastecimiento de diferentes víveres y otros productos [2]. La fracción orgánica constituye una gran parte de los residuos generados en estos sitios 33presentan un alto contenido de humedad y materia orgánica, por lo que su manejo inadecuado ocasiona una problemática ambiental por lixiviados, olores y emisión de gases contaminantes como el metano [3].

Sin embargo, en muchos mercados municipales, los residuos son mezclados y enviados directamente a disposición final sin una separación adecuada, lo que dificulta su aprovechamiento, aumenta los impactos ambientales y limita la recuperación de materiales con un alto potencial de valorización [2].

Aunque la gestión de residuos no domiciliarios aún presenta diversas limitaciones, resulta importante considerar las propiedades fisicoquímicas de los residuos provenientes de estos sitios para proponer una valorización de estos y disminuir las problemáticas ambientales presentes.

Para determinar las alternativas de aprovechamiento más adecuadas es necesario realizar una caracterización fisicoquímica de los residuos. Parámetros como el pH, el contenido de nitrógeno, la relación carbono-nitrógeno (C/N), el poder calorífico entre otras, permiten evaluar la viabilidad de procesos como el compostaje, la digestión anaerobia, así como procesos de aprovechamiento energético. Además, la relación C/N es uno de los indicadores más importantes para el desarrollo de procesos biológicos, ya que influye en la degradación de la materia orgánica [4].

Actualmente gran parte de los RSU continúan siendo destinados a sitios de disposición final, lo que representa un desaprovechamiento de residuos con potencial de valorización. Por ello, se analizaron las características fisicoquímicas en diferentes fracciones de los residuos generados en mercados municipales con la finalidad de evaluar su potencial de valorización y las alternativas para su aprovechamiento sostenible.

2. Metodología

La metodología empleada en este estudio se estructuró con el propósito de evaluar las características fisicoquímicas de los residuos sólidos generados en 4 mercados de la Ciudad de México en 2 alcaldías Xochimilco y Miguel Hidalgo con diferentes estratos socioeconómicos, bajo y de estrato alto respectivamente. Las etapas comprenden el muestreo en campo, la integración de muestras compuestas, la cuantificación de subproductos y la determinación de parámetros fisicoquímicos en laboratorio, conforme a normas vigentes.

2.1 Selección de establecimientos

Se seleccionaron mercados ubicadas en calles correspondientes a los estratos socioeconómicos bajo, medio y alto de las alcaldías mediante invitación directa a participar en el estudio, logrando la colaboración de dos mercados por alcaldía. El estrato socioeconómico se determinó de acuerdo con el Índice de Desarrollo Social del Consejo de Evaluación de la Ciudad de México.

2.2. Muestreo de residuos e integración de la muestra compuesta

El primer muestreo en campo y la caracterización física se programó el 16,17 y 18 de febrero como días de muestreo de generación. El miércoles 18 de febrero en los mercados seleccionados se

recolectaron los residuos generados y se obtuvo una muestra compuesta para cada mercado. La masa aproximada de la muestra compuesta fue de 50 kg. Bajo la misma metodología, el segundo muestreo se llevó a cabo los días 16, 17 y 18 de marzo, donde el miércoles 18 de marzo se realizó la recolección correspondiente para obtener las muestras compuestas de 50 kg por mercado.

2.3. Cuantificación de subproductos y peso volumétrico

La muestra fue trasladada al centro de acopio de residuos de la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco, donde se llevó a cabo la cuantificación de subproductos conforme a la norma NMX-AA-022-1985 [5], así como la determinación del peso volumétrico conforme a la norma NMX-AA-019-1985 [6].

2.4. Preparación de la muestra para el análisis fisicoquímico

De la muestra total, se tomó una fracción de 5 kg destinada al análisis fisicoquímico. Esta submuestra fue trasladada al laboratorio, donde se sometió a un proceso de cuarteo conforme a la NMX-AA-015-1985 para obtener una muestra representativa reducida de aproximadamente 1.5 kg [7]. Durante esta etapa, se definieron tres fracciones de residuos: orgánicos, inorgánicos y compuesta. La fracción compuesta se conformó a partir de la composición en subproductos de la muestra principal. Posteriormente, los residuos fueron triturados hasta alcanzar un tamaño aproximado de 1 cm, facilitando su manejo y asegurando condiciones adecuadas para el análisis.

2.5. Determinación de parámetros fisicoquímicos

Una vez acondicionada la muestra, se procedió a la determinación de los parámetros fisicoquímicos conforme a las normas aplicables para cada caso. Los análisis se realizaron bajo condiciones controladas de laboratorio, utilizando equipo previamente calibrado. Cada determinación se llevó a cabo por triplicado y considerando el tipo de fracción de los residuos (orgánica, inorgánica y compuesta), con el fin de evaluar posibles variaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos caracterizados

Parámetro	Norma	Método	Referencia
Peso Volumétrico	NMX-AA-019-1985	Determinación in situ	[6]
pH	NMX-AA-025-1984	Potenciómetro	[8]
Conductividad eléctrica	NMX-AA-025-1984	Conductímetro	[8]
Humedad	NMX-AA-016-1984	Gravimétrico	[9]
Materia orgánica	NMX-AA-021-1985	Gravimétrico	[10]
Cenizas	NMX-AA-018-1984	Gravimétrico	[11]
Nitrógeno total	NMX-AA-024-1984	Kjendahl	[12]
Relación C/N	NMX-AA-067-1985	A partir de materia orgánica y nitrógeno total	[13]
Poder calorífico	NMX-AA-033-1985	Bomba calorimétrica	[14]

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en los dos muestreos en la alcaldía Miguel Hidalgo se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de residuos sólidos urbanos generados en mercados de la alcaldía Miguel Hidalgo

Alcaldía Miguel Hidalgo – Estrato alto									
Mercado “Escandón”									
	Parámetros	pH	Conductividad (μS/cm)	Nitrógeno (%)	Relación C/N	Humedad (%)	Materia orgánica	Poder Calorífico (cal/g)	Cenizas (%)
Tipo de muestra	Orgánica	6.93±0.06	710.00 ± 123	1.58± 0.01	22.83 ± 0.32	79.12 ± 3.26	93.75 ± 0.14	1066.05 ± 171.60	6.77± 0.14
	Inorgánica	6.96±0.03	79.12 ± 3.26	ND	ND	26.19±0.60	94.00 ± 2.91	4567.51 ± 385.59	5.99 ± 2.91
	Mezcla	3.96±0.33	26.19±0.60	1.06 ± 0.01	51.81±1.19	56.59 ± 14.28	94.04 ± 2.15	3336.84 ± 141.21	5.96± 2.15
Mercado “Plutarco Elías Calles el Chorrito”									
	Parámetros	pH	Conductividad (μS/cm)	Nitrógeno (%)	Relación C/N	Humedad (%)	Materia orgánica	Poder Calorífico (cal/g)	Cenizas (%)
Tipo de muestra	Orgánica	4.30±0.65	542.33 ± 40.67	1.67± 0.15	31.86 ± 2.73	91.14 ± 0.54	91.08 ± 0.19	375.87 ± 37.68	8.92± 0.19
	Inorgánica	9.10±0.55	263.00±113.70	0.53± 0.46	157.84±90.20	36.31±3.50	96.00 ± 1.45	2618.84 ± 69.67	3.99 ± 1.45
	Mezcla	5.91±0.78	1066.00±214.54	1.49± 0.30	37.42±6.64	86.14 ± 0.96	93.90 ± 0.55	678.82 ± 509.85	6.10± 0.55

ND:No detectado

Por otro lado, los valores obtenidos en Xochimilco se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica de residuos sólidos urbanos generados en mercados de la alcaldía Xochimilco

Alcaldía Xochimilco – Estrato bajo									
Mercado “San Gregorio Atlapulco”									
	Parámetros	pH	Conductividad (μS/cm)	Nitrógeno (%)	Relación C/N	Humedad (%)	Materia orgánica	Poder Calorífico (cal/g)	Cenizas (%)
Tipo de muestra	Orgánica	5.08±0.15	1217.00±106.66	2.37± 0.46	20.74 ± 3.67	84.81±3.11	82.79 ± 0.37	631.26±103.05	17.21± 0.37
	Inorgánica	7.74± 0.02	84.00 ± 24.56	ND	ND	1.37± 0.36	97.63 ± 0.71	4583.43 ± 320.65	2.38 ± 0.71
	Mezcla	7.43± 0.28	645.67±105.34	0.70 ± 0.15	88.56±25.88	57.05 ± 16.58	94.86 ± 2.60	1783.27±693.66	3.68± 0.94
Mercado “Santa Cruz Calpixta”									
	Parámetros	pH	Conductividad (μS/cm)	Nitrógeno (%)	Relación C/N	Humedad (%)	Materia orgánica	Poder Calorífico (cal/g)	Cenizas (%)
Tipo de muestra	Orgánica	5.51± 0.94	1162.00±718.06	2.02 ± 0.15	27.07±2.28	68.40±2.06	93.80±0.67	2094.22 ± 970.02	6.20± 0.67
	Inorgánica	4.49± 0.32	405.67±98.45	0.18± 0.30	ND	4.41± 0.73	94.39 ± 3.02	2801.76 ± 1604.41	5.61 ± 3.02
	Mezcla	4.73± 0.18	647.67±1121.792.	2.12± 0.01	26.47±0.01	51.36 ± 0.74	96.08 ± 0.04	2536.94 ± 396.52	3.92± 0.04

ND:No detectado

De acuerdo con los resultados obtenidos, la propuesta de valorización más adecuada para la fracción orgánica es el compostaje debido a la proporción de estos residuos en la muestra, su contenido de carbono y que la relación carbono nitrógeno es cercana a la proporción 25:1-30:1 que resulta ideal para el proceso, sin embargo, es conveniente ajustar y monitorear parámetros como el pH y humedad, ya que según los resultados de las Tablas 2 y 3 los residuos orgánicos son ácidos y tiene un alto contenido de agua. Aunque la biodigestión puede ser una opción, los costos económicos de la construcción y operación son más elevados que los de una planta de composta [15].

Por otro lado, los residuos inorgánicos de la alcaldía Xochimilco presentan menor nivel de contaminación por residuos orgánicos que los de la alcaldía Miguel Hidalgo, resultando porcentajes de humedad de 1.37, 4.41, 26.19 y 36.31 respectivamente, por lo que pueden ser valorizados mediante procesos de reciclaje si existe una separación de residuos desde la fuente. Los residuos inorgánicos presentan valores elevados de poder calorífico de 2801.76 y 4583.43 para la alcaldía Xochimilco y de 2618.84 y 4567.57 para Miguel Hidalgo, a comparación de las fracciones orgánicas y mezcladas que poseen valores menores a 3500 cal/g. De acuerdo con la Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco (FUTCO) el valor óptimo para considerar la valorización en energética Combustible Derivado de Residuos (CDR) es de 8542 MJ/Kg o de 2041.7 cal/g, por lo que los residuos inorgánicos son aptos para este proceso, considerando su porcentaje de humedad, además, la fracción mezclada de los mercados Escandón y Santa Cruz Calpixtla puede manejarse de la misma manera. [16].

Los residuos de la muestra compuesta demuestran que la valorización de los residuos es difícil de realizar cuando se encuentran mezclados ya que, poseen parámetros variados como pH bajos y contenidos de humedad altos que afectan el peso volumétrico de la muestra. Aunque un tratamiento ideal es la valorización energética, se requiere mayor energía para secar los residuos, comparando los valores obtenidos (3336.84, 678.82, 1783.27 y 2536.94), con los residuos inorgánicos (4657.51, 2618.84, 4586.43 y 2801.76 cal/g respectivamente) se observa que hay diferencias significativas en la capacidad calorífica de los residuos.

Un aspecto por destacar es que las muestras se encontraban mezcladas, por tanto, la fracción inorgánica también contenía contaminación con los orgánicos, por lo que la variación de los parámetros entre muestreos podría deberse a los diferentes niveles de contaminación de la muestra. Por lo anterior, es importante realizar una separación desde la fuente para aprovechar las características de los diferentes residuos generados en mercados.

4. Conclusiones

Los residuos generados en mercados poseen una importante cantidad de residuos orgánicos que pueden ser valorizados mediante procesos de estabilización biológica como el compostaje. Su tratamiento es fundamental debido a que la mayor parte de los residuos son de aquella fracción y, por ende, aprovechables. En cuanto a la composición de los residuos, esta varía de mercado a mercado, hay parámetros que son frecuentes (pH bajos o humedad alta) en estas fuentes, los cuales deben ser monitoreados durante los procesos de tratamiento como el compostaje para que se realicen adecuadamente y se obtenga una composta de buena calidad.

Por otro lado, la dinámica comercial de estos centros propicia una contaminación cruzada persistente, donde la fracción inorgánica pierde pureza y valor comercial al mezclarse con restos orgánicos, derivando una fracción compuesta. Esta degradación de los materiales subraya la necesidad de implementar estrategias de separación en la fuente y políticas de reducción de residuos para evitar la pérdida de valorización de los subproductos.

Considerando las características fisicoquímicas de los residuos, es importante tener en cuenta la valorización energética debido a la contaminación que existe en estos, sin embargo, para poder

aprovechar de forma energética los residuos es necesario implementar un pretratamiento que reduzca la humedad en la muestra para evitar un gasto energético mayor en los procesos de combustión.

5. Referencias

- [1] García Mondragón, D., Cervantes Zepeda, I., Gómez Demetrio, W., Gallego Alarcón, I., García Pulido, D., & González Blanco, G. (2023). *Gestión de los residuos sólidos en México: análisis cualitativo de los diagnósticos básicos*. INTER DISCIPLINA, 11(30), 215–242. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2023.30.81788>
- [2] Juárez Orozco, Z., García Trejo, F., & Gutiérrez Antonio, C. (2021). *Revalorización de residuos*. https://www.amc.edu.mx/revistaciencia/images/revista/72_2/PDF/12_72_2_1246.pdf
- [3] Pérez Morales, L. Y., Guzmán López, A., Miranda López, R., Bravo Sánchez, M. G., & Botello Álvarez, J. E. (2026). *A Review of Organic Municipal Waste Management in Medium Cities in Latin America*. *Recycling*, 11(4), 73. <https://doi.org/10.3390/recycling11040073>
- [4] Cárdenas Herrera, J. A., & Gallardo Lancho, J. F. (2022). *El compostaje como alternativa de manejo de residuos sólidos orgánicos: procesos y parámetros de calidad del producto final*. In *Revista MIX-TEC* (Vol. 2).
- [5] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1985c). *Norma Mexicana NMX-AA-022-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Selección y cuantificación de subproductos*.
- [6] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985e). *Norma Mexicana NMX-AA-019-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Peso volumétrico "In situ"*.
- [7] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1985a). *Norma Mexicana NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Muestreo-Método de cuarteo*.
- [8] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1984c). *Norma Mexicana NMX-AA-25-1984 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos-Determinación del pH-Método potenciométrico*.
- [9] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1984a). *Norma Mexicana NMX-AA-016-1984 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de humedad*.
- [10] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985b). *Norma Mexicana NMX-AA-021-1985 Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales- Determinación de materia orgánica*.
- [11] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1984b). *Norma Mexicana NMX-AA-18-1984 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de cenizas*.
- [12] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial - SECOFI. (1984). *Norma Mexicana NMX-AA-24-1984 Protección al ambiente-contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Determinación de nitrógeno total*
- [13] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985d). *Norma Mexicana NMX-AA-067-1985 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de la relación carbono / nitrógeno*.

[14] Secretaría De Comercio Y Fomento Industrial - SECOFI. (1985f). *Norma Mexicana NMX-AA-033-1985 Protección al Ambiente-Contaminación del suelo- Residuos sólidos municipales-Determinación de poder calorífico superior*.

[15] Reinoso Díaz, A. J., & Ruiz Ruiz, P. A. (2008). *Determinación de la mejor cantidad de agua y relaciones carbono:nitrógeno para el establecimiento de una compostera* [Proyecto especial de Ingeniería Agronómica, Escuela Agrícola Panamericana Zamorano]. Biblioteca Digital Zamorano. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/862964d1-93f0-4fac-a766-92ccec11695/content>

[16] Ramírez, Y., & Vargas, F. (2014). *Potencial de energía calorífica de los residuos sólidos municipales para reemplazar el carbón mineral*. *Teknos Revista Científica*, 14(2), 23–26. <https://doi.org/10.25044/25392190.467>

Agradecimientos

Se agradece por el apoyo a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el apoyo brindado mediante el convenio SECTEI/188/2025 “Generación y caracterización de residuos sólidos provenientes de fuentes no domiciliarias y estaciones de transferencia de la Ciudad de México”, a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) y a la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México (SOBSE) por su colaboración en el desarrollo de este trabajo. Asimismo, se extiende un agradecimiento al Departamento de Energía de la UAM-A por el apoyo con el transporte para la recolección de las muestras.

De igual manera, se agradece la participación de Ana María Silva Camacho, Aidee Yeraldí Cruz Guadarrama y Alejandro Islas Maya por el apoyo en la obtención de las muestras representativas empleadas en la caracterización y análisis físicoquímicos, por proporcionar la muestra requerida para este estudio. Por último, a Mariana Elizabeth Ballesteros López por su apoyo en la realización de las pruebas de laboratorio.

I.18 Evaluación de la concentración y características de microplásticos en agua de la presa Madín.

Leilani Astrid Barrera Navarrete*
Alethia Vázquez Morillas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Maribel Velasco Pérez*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*

Resumen

Las investigaciones sobre microplásticos en años atrás se reportaban en mares y ríos, pero con el tiempo se ha reconocido la importancia de estudiarlos en cuerpos de agua de abastecimiento como las presas, ya que son fuentes directas de agua potable para suministrarla a la población. Sin embargo, la mala gestión del recurso hídrico, su exposición a descargas residuales y desechos de las actividades humanas la convierten en una fuente receptora de microplásticos. El objetivo de este trabajo fue analizar los microplásticos en cinco puntos estratégicos de la presa Madín, estimar sus concentraciones y clasificarlos, con el fin de aportar datos que destaquen la importancia del cuidado y protección de este tipo de ecosistemas. El procedimiento consistió en la toma de muestras de agua en los sitios seleccionados, que fueron sometidas a un proceso de digestión mediante la oxidación con peróxido de hidrógeno (H_2O_2), filtrando al vacío cada una de ellas para conservar microplásticos y caracterizarlos por color, tipo y tamaño. El nivel de contaminación varió según la ubicación; la mayor concentración promedio se registró en el arroyo La Colmena y presa de lodos con 0.130 ± 0.111 MP/ml. Por otro lado, los MP más comunes por color fueron los blancos con 33.86 %, en cuanto al tipo, fueron los fragmentos con 86.49 % y por tamaño de 1.01 - 2.00 mm con 34.90 %. Las cinco zonas evaluadas dan perspectivas diferentes de cómo esto afecta directamente en la calidad del agua y por ende en la calidad de vida de la población.

Palabras Clave: *concentraciones, contaminación, fragmento, léntico, superficial.*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería. Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128. Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México. Tel (52) 55-5318-9000.

E-mail: al2192006716@azc.uam.mx

1. Introducción

Se denomina cuerpo de agua a cualquier acumulación de agua que, en interacción con el medio que la rodea, genera entornos ecosistémicos capaces de desempeñar funciones esenciales para el bienestar humano [1]. Los cuerpos de agua se pueden clasificar por su origen, ubicación y características, es decir, pueden ser subterráneos, superficiales, naturales y artificiales. Por su ubicación se dividen en marinos y continentales, los continentales son sistemas acuáticos que a su vez se clasifican de acuerdo con su movimiento en lénticos y lóticos: un ecosistema léntico es aquel que se encuentra en equilibrio, aguas estancadas o con un movimiento lento como estanques, presas, pantanos, y lagos [2]. En el caso de las presas corresponden a un ecosistema léntico artificial, son estructuras o barreras construidas para detener el flujo de un caudal con el fin de crear una reserva de agua [3]. Por otro lado, los cuerpos de agua lóticos hacen referencia a aquellos que tienen movimiento en una sola dirección, como los arroyos y ríos [2].

En México, la infraestructura de presas ha evolucionado a lo largo de los años de tal manera que ahora se puede abastecer de agua a gran parte de la población, pero con el tiempo han surgido cuestiones como la creciente demanda económica, el nuevo modelo de vida y el desarrollo tecnológico, los cuales a su vez desencadena problemas técnicos en la vida útil de las presas por el mantenimiento y operación que se necesita [4].

La presa Madín, ubicada en el municipio de Atizapán de Zaragoza, es una de las obras hidráulicas más relevantes para el abastecimiento de agua de la Zona Metropolitana del Valle de México, que es una zona de alta densidad poblacional, que cuenta con más de 23 millones de habitantes [5] y requiere de este recurso en gran medida.

La cuenca pertenece a la región hidrológica 26 Pánuco, ocupa una extensión de 99.45 km², mientras que el área cubierta por el presa o espejo de agua cubre alrededor de 0.81 km² [6]. Los ríos principales que desembocan en la presa son: el río Tlanepantla, el San Luis y el San Juan, de los cuales el primero es el afluente principal, que en un inicio era destinado para el riego pero con el paso del tiempo pasó a fines industriales por la urbanización de la zona [7], además de arroyos como La Colmena y La herradura, entre otros.

De acuerdo con los datos del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA), la presa se encuentra con un porcentaje de llenado de aproximadamente 80.5 % [8]. Al estar en contacto directo con diversas actividades humanas, enfrenta problemas ambientales persistentes derivados de una intensa presión antropogénica, principalmente por sitios de disposición final, la descomposición de plásticos y la descarga de aguas residuales de plantas de tratamiento municipales [9], que liberan fragmentos plásticos de distinto tamaño con la misma composición química del plástico original, incluyendo desde macrolásticos (de más de 2.5 cm), mesoplásticos (5 mm - 2 cm) hasta microplásticos ($\leq$ a 5 mm).

Los microplásticos (MPs), se han convertido en uno de los principales focos de la contaminación global en ecosistemas acuáticos, debido a que su tamaño diminuto dificulta su reconocimiento y a que actualmente se encuentran en numerosos productos de consumo. Se clasifican en primarios y secundarios: los primarios son aquellos cuyo propósito de elaboración es ser de un tamaño pequeño para ser incluidos en un producto o proceso [10], mientras que los secundarios resultan de la degradación de residuos plásticos más grandes, que al estar expuestos a condiciones climáticas se fragmentan hasta llegar a ese tamaño [11].

El estudio de los MP en presas es una parte fundamental para comprender la importancia del abastecimiento de agua, ya que, al servir como fuente directa de agua potable para la población, la contaminación de la presa influye por completo en la salud pública y en la calidad de los recursos hídricos. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar la concentración y características de microplásticos en agua superficial de la presa Madín, así como identificar las posibles fuentes de contaminación.

2. Metodología

En este apartado se describen las etapas de la metodología empleada para el desarrollo de este trabajo.

2.1 Visita de reconocimiento al sitio de estudio

El día 6 de febrero de 2026 se realizó una visita preliminar a presa Madín con la finalidad de seleccionar cinco puntos de muestreo de acuerdo con los siguientes criterios: que fueran sitios seguros para la estancia de los participantes, que contaran con acceso apropiado y fuesen estratégicos para evaluar las fuentes potenciales de contaminación. Esta visita también ayudó a determinar el material y equipo requerido para el muestreo.

2.2. Muestreo de agua

El día 24 de febrero de 2026 se muestrearon los cinco puntos elegidos, los cuales se nombraron conforme a su ubicación: Punto 1, tiraderos; Punto 2, puente de Chamapa; Punto 3, arroyo presa Madín; Punto 4, arroyo La Colmena y presa de lodos y Punto 5, centro trampa.

Se tomaron muestras de agua superficial de 1 litro en frascos de vidrio ámbar, utilizando un vaso de precipitados para introducir el agua fácilmente. Los frascos fueron etiquetados con la fecha, hora, número y nombre del punto de muestreo, así como también con el nombre del responsable. En cada punto se tomaron las coordenadas.

Para su traslado a la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco, los frascos de vidrio se conservaron en hieleras con geles refrigerantes para posteriormente proceder al procesamiento de las muestras en el laboratorio de Tecnologías Sustentables.

2.3. Análisis de microplásticos

El análisis de las muestras se realizó por triplicado a partir de una modificación de lo propuesto por Cruz (2024) [12] . Se realizó una digestión para cada punto de las muestras agregando 100 ml de la muestra y 100 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 50 % para posteriormente llevarlo a agitación por 72 horas al orbital a 180 rpm. Como siguiente paso se llevó a cabo una tinción agregando 3 gotas de colorante Rojo Nilo con una concentración de 500 $\mu\text{g/ml}$, agitando levemente las muestras que en consecuencia se tornaron de una coloración morada, dejando reposar las mismas durante 24 horas.

Después, se realizó una filtración al vacío de cada una de las muestras de los puntos, utilizando membranas de mezcla de esteres de celulosa de un tamaño de poro de 8 μm para retener los sólidos y microplásticos, las membranas se almacenaron en cajas Petri de vidrio para su posterior análisis. Se procedió a la lectura de microplásticos retenidos en las membranas bajo los criterios de coloración (colores homogéneos y saturados), brillo, opacidad, dureza, grosor o maleabilidad al tacto mediante pinzas empleadas para su manipulación. El procedimiento se realiza con un microscopio digital de marca Ebtools previamente calibrado para identificar el tipo y color de la partícula, así como para medirlos y tomar fotografías en el software HiView. Finalmente, se calcularon las concentraciones en términos de número de microplásticos sobre volumen de agua analizado registradas en la tabla 1.

2.4. Identificación de posibles fuentes de contaminación

A partir de lo observado durante el muestreo en campo y en análisis de la concentración de microplásticos de cada punto de la presa, se identificaron las fuentes potenciales de contaminación en el agua superficial.

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados de la metodología anteriormente descrita.

3.1. Abundancia de microplásticos

En la Tabla 1 se presentan las abundancias promedio de microplásticos detectadas en muestras de 100 ml, tomadas en cinco puntos distintos de la presa Madín. Los niveles de contaminación varían entre 0.007 ± 0.006 MP/ml y 0.130 ± 0.111 MP/ml. Los puntos críticos fueron el arroyo La Colmena y el centro de la presa (puntos 4 y 5). Se observa que existe una mayor concentración en el arroyo La Colmena (punto 4), lo cual se explica por la descarga de la presa de lodos y la existencia de condominios cercanos al arroyo. Esto en conjunto genera mayor contenido de microplásticos y una desviación estándar alta, lo que indica que su presencia no es constante ni uniforme, sino, que puede cambiar dependiendo de factores como las actividades cercanas (descarga de aguas residuales), el clima, y ciertas variaciones en el caudal.

Tabla 1. Abundancias de microplásticos por punto muestreado

Punto muestreado	MP/ml
P1, tiraderos	0.007 ± 0.006
P2, puente de Chamapa	0.073 ± 0.032
P3, arroyo presa Madín	0.057 ± 0.031
P4, arroyo La Colmena y presa de lodos	0.130 ± 0.111
P5, centro trampa	0.067 ± 0.015

En el caso del punto 5, en el centro de la presa se encuentra una trampa que cumple su función de retener los contaminantes sólidos y acumularlos en ese sitio para su posterior retiro. Cabe mencionar que el contenido de MPs encontrado es de distintos tipos, tamaños y colores debido a la diversidad de residuos plásticos.

La menor concentración se tiene en el punto 1 (río San Juan) con 0.007 MP/ml, se esperaría que fuera más elevada por tratarse de un sitio cercano a rellenos sanitarios que van desde una distancia de 5 a 12 km aproximadamente. Los tres rellenos sanitarios más cercanos al río San Juan son el relleno de San Mateo (Naucalpan), Tepatlaxco-Puente de Piedra (Naucalpan) y un relleno en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Por lo que, se puede suponer que el flujo en esa zona arrastra los MPs hacia otra zona de la presa.

3.2. Características de los microplásticos

Como parte del análisis se recabaron datos de las características de los MPs encontrados en cada punto del muestreo, incluyendo color, tipo y tamaño.

En la Figura 1 se observa la clasificación de microplásticos de acuerdo con su color. Se identificaron en total 10 colores diferentes de los cuales en promedio los más frecuentes fueron el blanco (33.86 %), negro (25.31 %) y gris (15.84 %), seguidos de los microplásticos transparentes (7.99 %) y azules (7.07 %), mientras que los colores: rojo (2.09 %), marrón (1.18 %), morado (1.18 %), rosa (3.47 %) y verde (2.03 %) fueron los menos representativos.

La mayoría de los MPs de color blanco se concentraron en el punto 4 y 5, donde además se registraron las mayores abundancias de MP/ml en comparación con los otros sitios de estudio. Sin embargo, los de color negro y gris mostraron porcentajes mayores en los puntos 1 y 2.

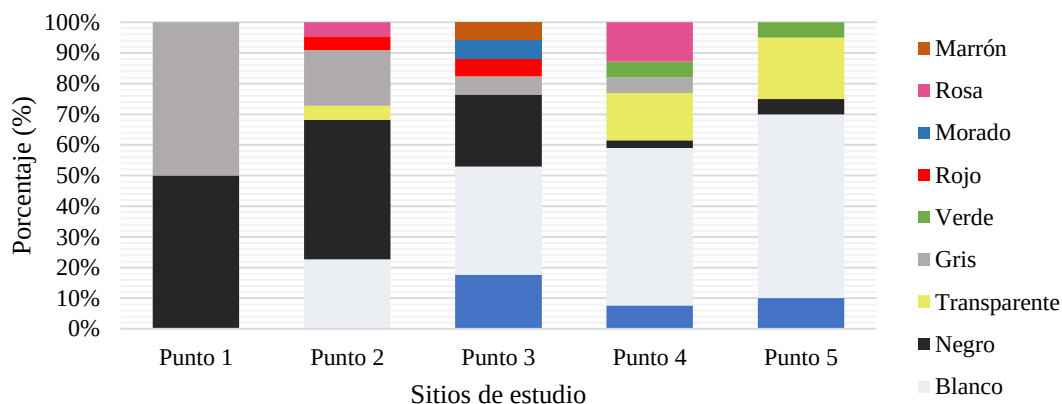


Figura 1. Clasificación de microplásticos por color, por sitios muestreados

La Figura 2 muestra la clasificación de microplásticos por tamaño, se sabe que para considerarse como microplástico debe de estar entre 1 mm hasta 5 mm, por lo que se eligieron 5 rangos distintos. El gráfico muestra que el porcentaje mayor de microplásticos encontrados en cada punto es de 1.01-2.00 mm (34.90 %), seguido de 2.01-3.00 mm (32.34 %) y de 3.01 - 4.00 mm (16.48 %) y en menor proporción se tienen de 4.00-5.00 mm (9.75 %) y a los menores a 1.00 mm (6.53 %).

En el punto 5 (centro de la presa), se tienen microplásticos de todos los tamaños en comparación con punto 1 en donde solo se tienen dos tamaños. Esto se debe a que, en la primera zona al estar en el centro, disminuye la velocidad del agua y las partículas de acumulan, por el contrario, en la segunda se introducen los residuos al cuerpo de agua desde una fuente primaria y estos aún no han sufrido los procesos de degradación necesarios para fragmentarse en distintos tamaños.

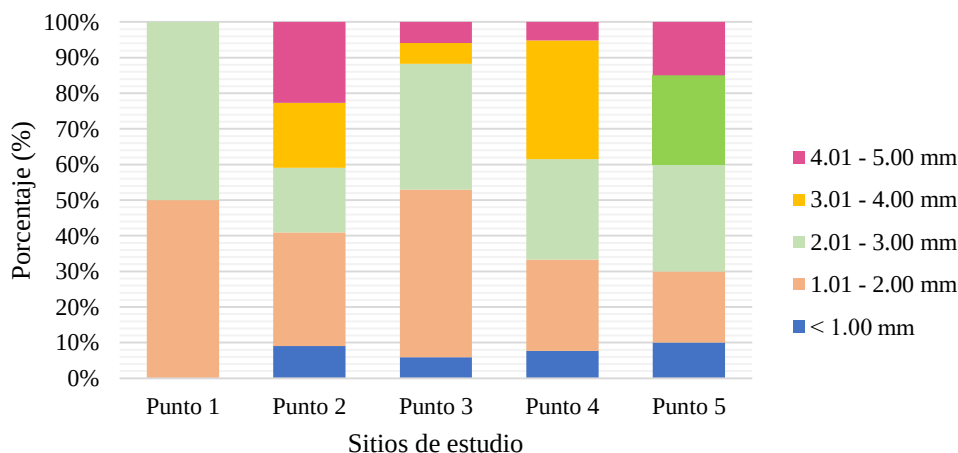


Figura 2. Clasificación de microplásticos por tamaño, por sitios muestreados

Por último, la Figura 3 representa la clasificación de MPs por tipo: fibra, fragmento, gránulo, espuma y película. Destaca la morfología dominante de los fragmentos (86.49 %), el cual se encuentra en todos los sitios muestreados, siendo el único tipo encontrado en el punto 1 y 3, es una evidencia de la contaminación de MPs de tipo secundarios. El punto 2, además de contar con porcentajes menores de gránulos (2.91 %) y películas (5.96 %), es el único sitio en el que se encontraron espumas (3.64 %), lo que sugiere que el origen se localiza en esta zona.

Finalmente, el punto 5 es la única zona en la que se detectaron la presencia de fibras (1.00 %), que, aunque podrían deberse a actividades de pesca en la orilla de presa, al ser la zona de menor flujo suelen reunirse todas las morfologías.

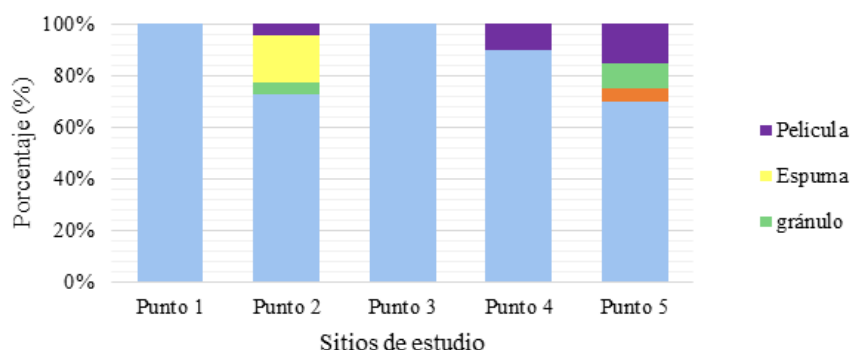


Figura 3. Clasificación de microplásticos por tipo, por sitios muestreados

3.3. Identificación de las fuentes de contaminación

El sitio de estudio 1 se encuentra cerca del río San Juan, el cual viene de los rellenos sanitarios (fuente emisora de contaminación), por lo que el lixiviado podría estar arrastrando los MPs hacia la presa e impactar directamente sobre el agua. El punto 2 se encuentra cerca del río Tlanepantla, los residuos son arrojados directamente a la Presa desde el puente de Chamapa, conocido así por ser parte de la vía vehicular de la autopista Chamapa-Lechería. Además, existen los residuos provenientes de otros municipios que se encuentran a lo largo del río, estos se acumulan en el sitio por lo que existen grandes cantidades de plásticos visibles y no visibles.

En el tercer sitio, correspondiente al arroyo de la presa, es una zona donde se identifican descargas de aguas negras que provienen de las actividades cotidianas de las comunidades aledañas, así como también se registra como fuente de contaminación los residuos generados de la pesca de carpa, los cuales afectan directamente a la calidad del agua. Una de las zonas más notables en contenido de microplásticos, es el arroyo La Colmena y presa de lodos (punto 4), el arroyo transporta los contaminantes hacia otros puntos de la presa, este punto recibe directamente las descargas de la operación de la presa de lodos que, por motivos como las lluvias frecuentes, se desborda y ocasiona problemas en la calidad de agua de la presa.

Por último, el punto 5, al ser el único que cuenta con una obra hidráulica como lo es la trampa de retención, intercepta contaminantes, pero a su vez estos se estancan en un solo sitio exponiéndose a las condiciones de temperatura y radiación UV que puede ocasionar su continua fragmentación.

4. Conclusiones

Las presas son construcciones elaboradas con la intención de abastecer a la población de un recurso sumamente importante como es el agua, este constituye la fuente principal para recreación de todos los aspectos vitales de una sociedad. La urbanización constante de la zona, además de la falta de regulación de una presa por parte de las autoridades municipales, crea un descontrol de los contaminantes por la descarga de aguas residuales y lixiviados de sitios de disposición final cercanos a los ríos principales de la presa.

Se demostró que el principal aporte de microplásticos de la presa proviene del punto 4, el arroyo La Colmena y presa de lodos, ahí se tiene la concentración promedio (0.130 ± 0.111 MP/ ml) más elevada del estudio, así como la mayor desviación estándar, debido a que está influenciada directamente por diversas fuentes.

Al predominar los fragmentos (promedio de 86.49 %) como el tipo de microplástico más encontrado en las cinco zonas evaluadas, se infiere que el tipo de contaminación es de origen secundario.

Las cinco zonas evaluadas dan perspectivas diferentes de varios puntos de la presa y de cómo esto afecta directamente en la calidad del agua y por ende en la calidad de vida de la población.

5. Referencias

- [1] SEDEMA. (2026). *Cuerpos de agua. Glosario definición*.
<https://proyectos.sedema.cdmx.gob.mx/datos/glosario-definicion/Cuerpos%20de%20agua>
- [2] Eramma, N., Lalita, H. M., Satishgouda, S., Renuka Jyothi, S., Venkatesh, C. N., & J. Patil, S. (2023). Zooplankton Productivity Evaluation of Lentic and Lotic Ecosystem. In C. Massarelli & C. Campanale (Eds.), *Limnology - The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters* (Vol. 2). Environmental Sciences. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.100936>
- [3] Schmutz, S., & Moog, O. (2018). Dams: Ecological Impacts and Management. In S. Schmutz & J. Sendzimir (Eds.), *Riverine Ecosystem Management* (Vol. 8, pp. 111–127). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_6
- [4] Domínguez, J. (2019). La construcción de presas en México. Evolución, situación actual y nuevos enfoques para dar viabilidad a la infraestructura hídrica. *Gestión y Política Pública*, 28(1), 3–37. <https://doi.org/10.29265/gypp.v28i1.551>
- [5] Ahmetovic, A., & Barajas, J. Á. (2023, July 22). *Cuenca de Presa Madín. ¿Qué está sucediendo? ¿Qué futuro le espera?* UAM Cuajimalpa. <https://storymaps.arcgis.com/collections/e1c3baa44f8d41b0be1e006b25bf3cb9?item=1>
- [6] CONAGUA. (2018). *Diagnóstico de calidad del agua de la Presa Madín, Estado de México. 2012-2018*.
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/925187/Diagnostico_Presa_Mad_n_Edo_M_x_2012-2018.pdf
- [7] López-Mora, R. (2022). Vista de Uso, gestión y transformación del río Tlalnepantla, México: 1929-2022. *Revista Interdisciplinaria Del INAH*, 6(2023), 79. <https://revistas.inah.gob.mx/index.php/antropologia/article/view/21110/22517>
- [8] SINA. (2022). *Monitoreo de Presas*. Sistema Nacional de Información Del Agua Monitoreo de Las Principales Presas de México. <https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/Presas/>
- [9] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). (2020, April 24). *Contaminación por microplásticos*. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/imta/es/articulos/contaminacion-por-microplasticos?idiom=es>
- [10] Higuera Ulloa, C. A. (2022). *Microplasticos en aguas residuales y posibles medidas de control en el Gran Santiago*. [Magíster en Gestión y Planificación ambiental]. Universidad de Chile.
- [11] Ruíz-Santoyo, V., Cruz-Mérida, J. A., Carvajal, S. G., & Arrocena, Ma. C. A. (2025). Microplásticos y nanoplásticos: una amenaza para la salud humana y el medio ambiente. *Mundo Nano. Revista Interdisciplinaria En Nanociencias y Nanotecnología*, 18(34), e69832–e69832. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485691e.2025.34.69832>
- [12] Cruz-Salas, A. A. (2024). *Evaluación de la presencia de microplásticos y residuos sólidos en un área natural protegida marina*. [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Baja California]. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/handle/20.500.12930/11897>

I.19 Caracterización de residuos higiénicos en dos ciudades: Acapulco de Juárez y Cuetzalan del Progreso.

Isis Neftaly Martínez-Morales*
Mauricio Hernández Marroquin**
Lidia María Gómez Jiménez*

Resumen

La presencia del papel higiénico dentro de los sanitarios suele pasar desapercibida para el usuario, sin embargo, este producto ha sido un artículo de uso común a lo largo de la historia de la higiene personal. Aunque diversas instituciones oficiales recomiendan desechar el papel higiénico post uso en la taza del sanitario, comúnmente suele colocarse en los botes de basura, debido a esto su gestión y manejo representan un reto para los municipios, ya que su destino será probablemente permanecer en basureros, rellenos sanitarios o en ríos. La permanencia de este residuo dentro de estos sitios puede favorecer la proliferación de agentes infecciosos y provocar enfermedades por las bacterias presentes en las heces fecales. Con el propósito de dimensionar y cuantificar este tipo de residuos, se llevaron a cabo estudios de generación y caracterización en dos zonas: Acapulco de Juárez y Cuetzalan del Progreso. Se seleccionó una muestra de 233 y 194 viviendas, respectivamente, y durante siete días se recolectaron y separaron los residuos generados en los hogares. El cálculo de residuos higiénicos mostró una presencia del 5.8% en Acapulco de Juárez y 5.3% en Cuetzalan del Progreso. Si bien los resultados se limitan a dos ciudades específicas, estos constituyen un punto de partida para investigaciones futuras detalladas a lo largo del país y aportan información sobre este tipo de residuos que generalmente no es registrado en estadísticas oficiales.

Palabras Clave: *caracterización, contaminación, papel higiénico, residuos.*

*Universidad Politécnica de Ocotlán. Calle Revolución #1, Col. Dos Caminos, 52080 Ocotlán, Estado de México. 7229182018

E-mail: isismartinez@upotzolan.tec.mx.

**Investigador por México. SECIHTI adscrito a Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias de la UNAM

1. Introducción

De acuerdo con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), el residuo es todo aquel material que es desechado por el propietario pero que puede ser susceptible de ser valorizado a través de tratamientos adecuados o dispuesto en sitios que cumplan con la normatividad [1] mientras que la basura, que, si bien no está definida en la normatividad, evoca a un objeto inservible, inútil y repulsivo [2]. Aunque ambos términos suelen emplearse como sinónimos, en el ámbito de la gestión implican enfoques diferentes en su manejo.

En este contexto, el problema de los residuos en México evidencia la importancia de su correcta conceptualización. Se estima en el país una generación de 139, 902.605 toneladas al día, lo que representa una producción por habitante de 1.076 kg, cifra que considera tanto residuos domésticos como no domésticos. Del total de residuos generados, el 76.41% es susceptible de aprovechamientos mientras que el 23.59% corresponde a materiales clasificados como otros [3]. Dentro de este porcentaje se encuentra la categoría pañal desechable, donde se consideran aquellos productos sanitarios de difícil valorización como los mismos pañales desechables, las toallas sanitarias y el papel higiénico, siendo este último un residuo cuyo tratamiento aún resulta complejo, debido a la condiciones post uso.

Su gestión resulta especialmente compleja pero relevante debido a que proviene de los baños, espacios susceptibles de contaminación microbiana, ya que diversos microorganismos se depositan sobre las superficies y pueden ser potenciales fuentes causales de enfermedades [4]. Se ha indicado que el almacenamiento post uso de este residuo sea dentro de botes de basura, entregado al sistema de recolección y llevado un sitio controlado o no controlado. Estas acciones se han mecanizado que cuando el contenedor desaparece o no es colocado en su lugar habitual, la información sobre donde debe ser dispuesto se vuelve confusa y muchas veces, el residuo del papel higiénico termina a un lado de la taza.

Con el objeto de entender estas prácticas post uso se requiere revisar la historia del producto, partiendo de aquí, el papel higiénico fue inventado en 1827, antes de su aparición, se empleaban distintos materiales para la limpieza, como: hojas, musgos, papel periódico o en el caso de la antigua Roma, el *tersorium* o *xylospongium*, que traducido es literalmente “esponja en un palo”, utensilio de uso común dentro de los sanitarios públicos y que al compartir se propagaron diversas enfermedades [5]. Cuando Joseph Gayetty lanzó la primer versión de lo que conoceríamos como el papel higiénico moderno, no fue muy bien recibido, ya que muchas de las personas preferían el uso del periódico sobre este. No fue hasta 1920, después de una amplia campaña publicitaria, que advertía sobre los riesgos de la tinta de los periódicos en la salud, que se adoptó de manera generalizada el uso del papel higiénico [6].

En México, las prácticas en torno al empleo del papel higiénico fueron similares. Se empleaban mazorcas u hojas de árboles secas como utensilios para la limpieza fecal. Posteriormente se usaron periódicos impresos, siendo común el “cucurucho” de papel que era usado para envolver los alimentos que se compraban en el mercado. En 1983, Miguel de la Madrid, durante su gobierno, emitió el Reglamento de la Ley General de Salud en Material de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios, donde se constituyó que todos los establecimientos y aeronaves deberían contar con papel higiénico [7]. Hoy es tan común su uso, que al inicio de la pandemia de COVID-19, se registraron compras masivas de este producto, las cuales de acuerdo con [8] podrían ser explicadas desde el acumulamiento y desde un sentido de estabilidad en un periodo de desconcierto, el contar con un artículo de necesidad básica y en grandes cantidades, los hizo sentir seguros.

En cuanto a su disposición la PROFECO [9] señala que, a diferencia de otros papeles como el bond, estraza o periódico, el papel higiénico puede desecharse en la taza del sanitario debido a su capacidad de desintegración al entrar en contacto con el agua. Sin embargo, esta práctica se recomienda cuando

las condiciones del sistema de drenaje lo permitan. En caso de depositarlo dentro de un contenedor, la misma dependencia recomienda que este permanezca tapado, se vacíe con regularidad y se lavé con frecuencia para evitar la generación de olores y la contaminación por la proliferación de bacterias como la *Escherichia coli* [10]. En la práctica, el papel higiénico usado suele depositarse y almacenarse en botes de basura, donde permanece hasta que es entregado al servicio de recolección y transportado a sitios de disposición final, ya sean controlados o no controlados. En estos sitios, se han documentado la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal en los lixiviados, la exposición a estos microorganismos representa un riesgo para la salud de los trabajadores del sistema de recolección, de los recicladores primarios y de quienes están en contacto directo con este tipo de residuo [11]. Sin embargo, se desconoce la contribución que tiene el papel higiénico desechado a esta contaminación, por lo que resulta necesario generar evidencia que permita identificar la composición y su presencia dentro de los sitios de disposición final y en las fuentes generadoras, como las viviendas y comercios.

Una de las herramientas para obtener esta información son los estudios de caracterización, los cuales permiten cuantificar los diferentes subproductos que conforman a los residuos sólidos, tanto en las viviendas o como en los sitios de disposición final [12], [13], [14]. Esta información resulta fundamental para comprender el fenómeno de la generación de residuos en una región y, de esta manera, diseñar estrategias de gestión adecuadas para cada tipo de residuo. En particular, la cuantificación de los residuos clasificados como higiénicos contribuye a la recuperación de información y correcta aplicación para un manejo integral de residuos. El objetivo del presente trabajo fue la caracterización de residuos higiénicos domiciliarios, a partir de estudios de caracterización en dos zonas de México: Acapulco de Juárez, Guerrero y Cuetzalan del Progreso, Puebla.

2. Metodología

En el 2022, se realizaron dos estudios de caracterización de residuos sólidos domiciliarios en dos ciudades de México: Acapulco de Juárez, Guerrero y Cuetzalan del Progreso, Puebla, como parte del proyecto “Estrategia transdisciplinaria de investigación y resolución en la problemática nacional de los residuos sólidos urbanos, aplicada en seis ciudades mexicanas” que formó parte de los Programas Nacionales Estratégicos (Pronaces) del CONAHCYT (ahora SECIHTI). Estos estudios tuvieron como base información socioeconómica contenida en el Censo Nacional de Población y Vivienda [15] y la distribución de niveles socioeconómicos de la Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión [16], para realizar la clasificación y adecuado muestreo.

En el caso de Acapulco de Juárez, el estudio se llevó a cabo del 06 al 13 de noviembre del 2022, se contó con la participación de 233 viviendas divididas en los tres estratos socioeconómicos: Alto, Medio y Bajo. Por su parte, el estudio de Cuetzalan del Progreso se llevó a cabo del 23 de noviembre al 05 de diciembre del 2022, con 194 viviendas participantes. El análisis preliminar basado en pláticas con la municipalidad y a información de oficial, indicó que, en el casco urbano de la ciudad, predominaban los niveles socioeconómicos medio y bajo, por lo que no fue posible una subregión que representará a una clase alta. Por otro lado, de acuerdo con información local, se consideró importante que el estudio abarcará una zona rural de la comunidad llamada Yohualichan que contribuye de manera significativa a la generación de residuos sólidos. De este modo los tres estratos considerados fueron Medio, Bajo y Yohualichan.

En el caso del cálculo de generación y composición se tomó como referencia algunos de los métodos indicados por la normatividad mexicana aplicable a residuos sólidos, en específico las normas NMX-AA-61-1985, NMX-AA-22-1985 y NMX-AA-15-1985 [17], [18], [19]. De acuerdo con la NMX-AA-61-1985, los residuos de las viviendas participantes fueron recolectados por un periodo de ocho días, siendo el primero el denominado “limpieza”; la generación de residuos de este día no fue contabilizados ni separados. Del día uno al siete, los residuos colectados fueron transportados a los sitios proporcionados por las diferentes autoridades municipales, donde se llevaron a cabo los

siguientes estudios. En el área asignada, el equipo conformado por quince personas, pesaron las bolsas para obtener la cantidad generada diariamente por vivienda y por estrato socioeconómico. Una vez terminaba esta acción, se formaron tres pilas de residuos y se aplicaron las normas NMX-AA-15-1985 y NMX-AA-22-1985, donde los residuos fueron segregados en diversos subproductos. En el caso del presente estudio, y a diferencia de la norma NMX-AA-22-1985, se consideró la categoría de “higiénicos” que incluyó el papel higiénico con características sanitarias (restos de heces fecales, orina) y toallas húmedas.

3. Resultados y discusión

Acapulco de Juárez, Guerrero y Cuetzalan del Progreso, Puebla son dos comunidades con características diferentes. En el caso de Acapulco de Juárez, es una ciudad que se encuentra en la zona costera del Océano Pacífico con actividades económicas dirigidas principalmente al comercio. Su plan municipal indica que la disposición de sus residuos es en el relleno sanitario ubicado en paso Texca [20], el cual recibe aproximadamente 700 toneladas de basura diariamente, de acuerdo con comentarios de personas que trabajan y viven cerca del relleno indican que este lugar es un foco de infección y que el escurrimiento de lixiviados está presente [21]. En el caso de Cuetzalan del Progreso, su territorio tiene un pronunciado relieve, ocupado en su mayoría por vegetación tropical y semitropical, además este municipio se caracteriza por tener una precipitación pluvial de 4,200 mm anuales, siendo considerado uno de los sitios más lluviosos del planeta. En términos de residuos, en el municipio se generan alrededor de 20 toneladas al día [22], cuentan con una unidad de transferencia para el envío de los residuos fuera del municipio [23]. Aunque se ha denunciado la aparición de tiraderos a cielo abierto dentro de la comunidad, los cuales, en palabras de la población, son un problema para la salud como problemas gastrointestinales [24].

A pesar de que las ciudades de estudio tienen contextos muy diferentes, el estudio arrojó que las proporciones de papel higiénico generados son muy cercanas. Para la ciudad de Acapulco de Juárez se calculó un porcentaje promedio de 5.27% de residuos higiénicos. Mientras que, para el caso de Cuetzalan del Progreso el resultado obtenido fue de 5.26%. En términos porcentuales el valor podría considerarse pequeño si hablamos del total (100%); sin embargo, para vislumbrar la cantidad vertida dentro de los rellenos sanitarios debemos hablar en términos de kilogramos y para Acapulco de Juárez se estiman una generación 36,890 kilogramos de residuos higiénicos domiciliarios al día. Mientras que para Cuetzalan del Progreso el cálculo es de 1,052 kilogramos al día.

El diagnóstico básico para la gestión integral de residuos [3] no muestra dentro de los datos, la cantidad de residuos de papel higiénico, toallas sanitarias o toallas húmedas de forma separada, lo que dificulta realizar alguna comparación o rastreabilidad en diferentes años para conocer el crecimiento o disminución del consumo y descarte de este producto, sin embargo el estudio realizado, encontró diferencia entre los estratos socioeconómicos, para el caso de Acapulco de Juárez, Guerrero, se observó una generación en el denominado nivel Bajo con 7.39%, el Alto con 5.12% y por último el Medio con 3.31% (Figura 1).

En Cuetzalan del Progreso se presentó un comportamiento diferente, el estrato con mayor nivel socioeconómico fue el Medio, con un porcentaje de 9.42%, seguido del estrato Bajo con 3.56% y por último la comunidad de Yohualichan con un 2.8% (Figura 2). Si bien los valores difieren entre nivel socioeconómico en cada ciudad, el porcentaje global corresponde al promedio simple de los tres niveles, por lo que obtuvieron resultados semejantes (5.8% para Acapulco de Juárez y 5.3% para Cuetzalan del Progreso)

Este comportamiento corrobora que la composición de residuos varía aún entre las clasificaciones de niveles socioeconómicos, de la zona geográfica, hábitos de descarte/consumo, condiciones sociales, culturales, etc., por lo que los estudios de generación y composición contextualizados y detallados

son necesarios y fundamentales para la elaboración de planes de gestión y elección de adecuados tratamientos y compra de tecnología.

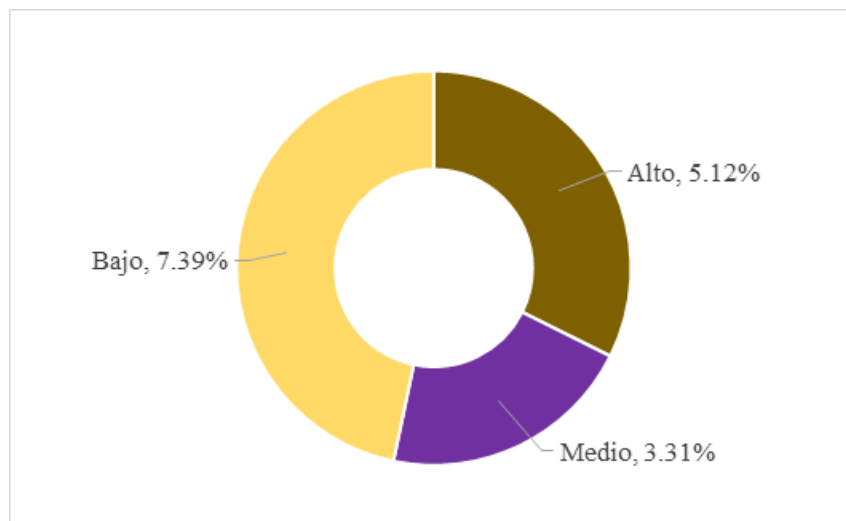


Figura 1. Porcentaje de residuos higiénicos por nivel socioeconómico en Acapulco de Juárez

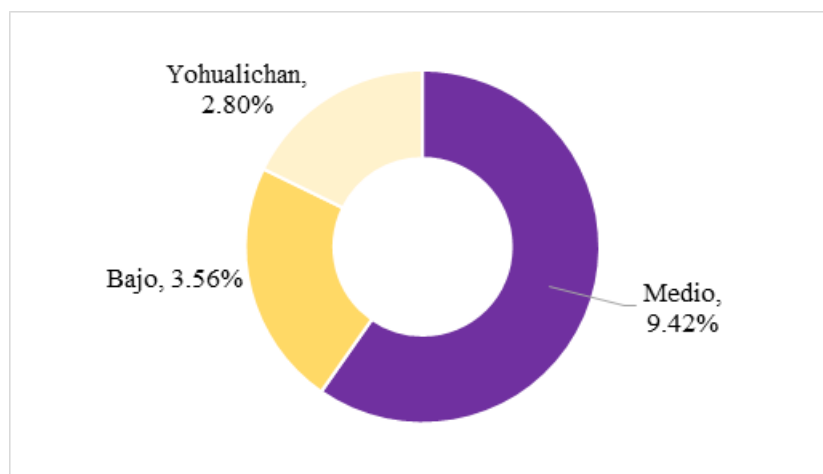


Figura 2. Porcentaje de residuos higiénicos por nivel socioeconómico en Cuetzalan del Progreso

4. Conclusiones

El porcentaje promedio entre las dos zonas analizadas resultó con valores similares: 5.8% en Acapulco de Juárez y 5.3% en Cuetzalan del Progreso. Aunque a nivel socioeconómico se presentó una diferencia, en el caso de Acapulco el nivel Bajo mostró un mayor porcentaje con 7.39%, mientras que en Cuetzalan del Progreso fue el nivel Medio el de mayor porcentaje con 9.42%.

La falta de un manejo adecuado para este tipo de residuo puede favorecer la proliferación de agentes infecciosos, incrementando el riesgo de enfermedades vinculadas tanto al contacto directo como al indirecto. El riesgo se incrementa en lugares donde la disposición final se adopta como principal, o incluso única, alternativa de manejo.

Aunque el estudio se centra en dos comunidades y en un periodo específico, el análisis constituye un punto de partida para investigaciones más amplias y detalladas en diversas regiones del país. Además, aporta información relevante sobre los residuos higiénicos y proporciona datos útiles para la posible creación de políticas públicas orientadas a la reducción y al adecuado manejo de este tipo de residuos.

5. Referencias

- [1] LGPGIR. (2023). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPGIR.pdf>.
- [2] Jiménez Martínez, Nancy Merary. (2017). “Waste: urban product, matter of public intervention and purpose of the Integrated Waste Management.” *Cultura y representaciones sociales* 11(22):158–92.
- [3] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT). (2026). *Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral de Los Residuos*. <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/diagnostico-basico-para-la-gestion-integral-de-los-residuos-dbgir-2026?idiom=es>
- [4] Gómez, D., Lavayén, S. N. F., Piquin, A., & Marcelo Zotta, C. (2011). Detección de microorganismos potencialmente patógenos en hogares de Mar del Plata. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 45(3), 441–445.
- [5] G.M, A. [2020, abril 24]. ¿Cómo era el lavabo de los romanos? National Geographic. Historia. https://historia.nationalgeographic.com.es/a/como-era-lavabo-romanos_15284.
- [6] BBC News Mundo. (2018, julio 28). Cómo el papel higiénico logró reemplazar a los periódicos y se convirtió en una necesidad básica. BBC News Mundo. <https://www.bbc.com/mundo/noticias-44975185>.
- [7] Cámara de diputados. (2004). Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios. https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGS_MCSAEPS_281204.pdf.
- [8] Armas Gonzales, M., & Egúsquiza Giove, R. (2021). Más allá de los estantes vacíos: Alcances desde la auto etnografía sobre el consumo de papel higiénico en Lima Metropolitana durante la pandemia de COVID-19. *Anthropía*, 18, 65–83. <https://doi.org/10.18800/anthropia.2021.003>.
- [9] PROFECO (Procuraduría Federal del Consumidor). (2025, enero). Papel Higiénico. Revista del Consumidor, 575. <https://bibliotecadelconsumidor.profecogob.mx/documento/68155aed350daaf0cb0cd251>.
- [10] Rosas Pérez, I. (2009, diciembre 18). Fecalismo, grave problema de contaminación en interiores. Boletín UNAM-DGCS-749. https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2009_749.html.
- [11] López Rodríguez, A. (2025). Plan Municipal de Desarrollo. Municipio de Acapulco de Juárez. https://acapulco.gob.mx/transparencia/wpcontent/uploads/marcojuridico/planes/PLAN_MUNICIPAL_DE_DESARROLLO_2025-2027.pdf?01.
- [12] Barradas Campechano Paolina, & Morales Bautista M. Carlos. (2013). Diagnóstico de la generación de residuos sólidos urbanos en el fraccionamiento Bosques de Saloya de Nacajuca, Tabasco. *Kuzilkab´*, XIX (37)(1665 0514), 83–87. <http://www.dgbiblio.unam.mx>.
- [13] Durán Moreno, A., Garcés Rodríguez, M., Velasco, A. R., Marín Enriquez, J. C., Gutiérrez Lara Rafalea, Moreno Gutiérrez, A., & Delgadillo Hernández, N. A. (2013). Mexico city’s municipal solid

waste characteristics and composition analysis. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(1), 39–46. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37025634004>.

[14] Taboada-González, P. A., Aguilar-Virgen, Q., & Ojeda-Benítez, S. (2011). Statistical analysis of domestic solid waste in a border municipality of Mexico. *ACI*, 2(1), 9–20.

[15] Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión (AMAI). (2021). Nivel Socioeconómico AMAI 2022. https://amai.org/descargas/Nota_Metodologico_NSE_2022_v5.pdf.

[16] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). Censo de Población y Vivienda 2020. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>.

[17] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (1992a) NMX-AA-15-1985. Protección al ambiente-Contaminación del suelo- Residuos Sólidos Municipales- Muestreo-Método de Cuarteo. En *Diario Oficial de la Federación*. México.

[18] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT) (1992b). NMX-AA-22-1985. Protección Al Ambiente - Contaminación del Suelo - Selección y Cuantificación de Subproductos. En *Diario Oficial de la Federación*. México.

[19] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT). (1992c). NMX-AA-061-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-Determinación de la generación. En *Diario Oficial de la Federación*. México.

[20] López Ramírez, M. A., Aburto Gutiérrez, Y. A., Ocaña Drouaillet, K. E., Olaya Pirene, C. O., Reynoso, F. L., & Ramírez, M. L. (2022). Caracterización fisicoquímica y biológica de los lixiviados procedentes del sitio de disposición final no controlado en Tlapacoyan, Veracruz, México. *Enfoque UTE*, 13(3). <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.836>.

[21] Irza. (2022, junio 24). Relleno Sanitario de Paso Texca, un gran foco de contaminación . Agencia Irza. <https://agenciairza.com/relleno-sanitario-de-paso-texca-un-gran-foco-de-contaminacion/>.

[22] Jiménez Martínez, N. M. (2025). Acción pública y discusiones sobre la localización de la infraestructura para el manejo de residuos en Cuetzalan, estado de Puebla, México. *Estado & comunes*, 1(20), 137–154. https://doi.org/10.37228/estado_comunes.v1.n20.2025.367.

[23] Orden Jurídico Poblano. (2025). Reglamento de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos del Municipio de Cuetzalan del Progreso, Puebla. https://ojp.puebla.gob.mx/media/k2/attachments/Reglamento_de_Gesti%C3%B3n_Integral_Sustentable_de_Residuos_S%C3%B3lidos_Urbanos_del_Municipio_de_Cuetzalan_del_Progreso_T2_02052025.pdf.

[24] Barrios, E. (2025, febrero 6). Reportan ante Profepa tiradero a cielo abierto en Cuetzalan y mal manejo de residuos. *El Sol de Puebla*. <https://oem.com.mx/elsoldepuebla/local/reportan-ante-profepa-tiradero-a-cielo-abierto-en-cuetzalan-y-mal-manejo-de-residuos-21557589>

Agradecimientos

Se agradece al equipo Pronaii “Estrategia transdisciplinaria de investigación y resolución en la problemática nacional de los residuos sólidos urbanos, aplicada en seis ciudades mexicanas”, por su apoyo económico, técnico, académico y logístico. Así como a todas y todos los colaboradores de los estudios de generación que contribuyeron a la investigación.

I.20 Cuantificación y clasificación del desperdicio de alimentos de tres estaciones de transferencia de la Ciudad de México (CDMX).

Jhoana Alejandrina Aguirre Santos*

Alethia Vázquez Morillas*

Perla Xochitl Sotelo Navarro*

Alejandro Islas Maya*

Resumen

Este estudio analiza la caracterización del desperdicio de alimentos en tres estaciones de transferencia de la Ciudad de México: Benito Juárez, Azcapotzalco y Xochimilco. Estas estaciones representan los estratos socioeconómicos alto, medio y bajo, respectivamente. El objetivo principal de la investigación fue determinar la proporción de estos residuos para entender si existen patrones de consumo diferenciados que influyan en la composición de los residuos entre los distintos estratos. La metodología consistió, en obtener muestras representativas y calcular el peso volumétrico. Posteriormente, los residuos se dividieron en subproductos y la fracción de desperdicio de alimentos se separó en alimentos evitables y no evitables. A su vez, los residuos de alimentos evitables se clasificaron en siete categorías para lograr un análisis más específico. Dentro de la fracción orgánica total, el desperdicio de alimentos (tanto evitables como inevitables) conformó al menos el 50% de los orgánicos. Al evaluar los alimentos evitables, los productos más desechados incluyeron pan, tortillas y cereales en las tres estaciones, acompañados de proteínas en el estrato alto, frutas y verduras en el estrato bajo, y alimentos mezclados en el estrato medio. Finalmente, a partir de la identificación de los residuos generados en mayor proporción, se resalta la necesidad de proponer estrategias de manejo basadas en el consumo responsable y el aprovechamiento de los recursos.

Palabras Clave: *aprovechamiento, alimentos evitables, residuos.*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo Xalpa 180, San Martín Xochinahuac, Azcapotzalco, 02128 CDMX, 53182196,

E-mail:al2252801784@azc.uam.mx.

1. Introducción

La generación excesiva de residuos es un ejemplo del deterioro ambiental provocado por los habitantes de la Ciudad de México (CDMX), el cual impacta de forma negativa en la salud humana, contaminación ambiental y agota los recursos finitos que se tienen, como el aire, suelo y agua.

Los residuos de alimentos se definen como aquellos desechos orgánicos derivados de la pérdida y desperdicio de alimentos. Estos residuos resultan de las decisiones y acciones de productores, distribuidores, comercializadores, proveedores de servicios y consumidores, y se originan durante la producción, procesamiento, transporte, comercialización, preparación y consumo de alimentos. De acuerdo con datos recientes, la pérdida y el desperdicio de alimentos generaron del 8 al 10 % de emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, equivalentes a casi 5 veces lo generado por el sector de aviación; también se calcula que el costo de pérdida para la economía mundial es de alrededor de 1 billón de dólares por año [1].

En particular, el desperdicio de alimentos corresponde a aquellos alimentos aptos para el consumo humano que se descartan o desechan de forma deliberada en la etapa de consumo [2]. Se calcula que en el 2022 se desperdiciaron en todo el mundo alrededor de 1,050 millones de toneladas de alimentos en tres sectores analizados (hogares, servicios de alimentos y minoristas), lo cual equivale a 132 kg per cápita al año [3].

El objetivo de este estudio fue identificar la proporción del desperdicio de alimentos en tres estaciones de transferencia en los residuos de la CDMX, abarcando tres estratos socioeconómicos (alto, medio y bajo) para entender si existen patrones de consumo diferenciados que influyen en la composición del desperdicio.

2. Metodología

El desarrollo del proyecto se dividió en dos etapas, las cuales se muestran en la Figura 1.

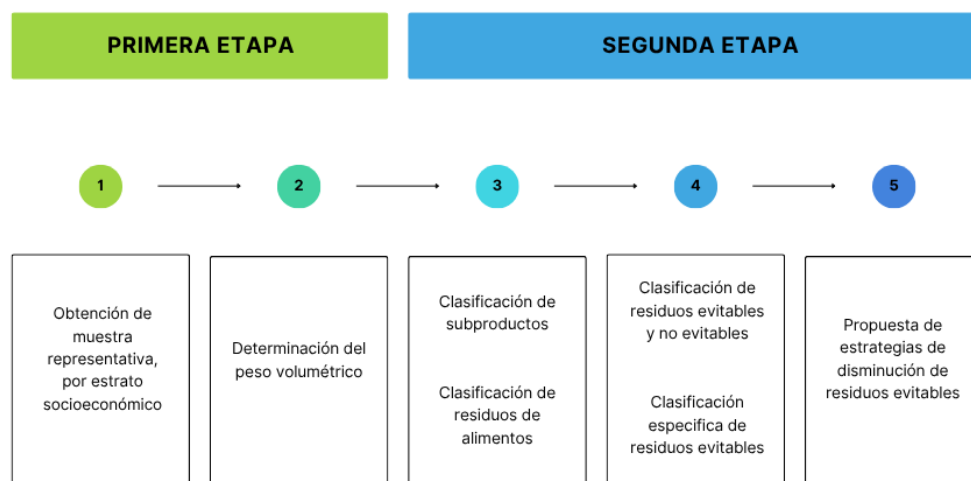


Figura 1. Metodología para la caracterización de desperdicio de alimentos

2.1 Primera etapa

En esta etapa se obtuvo la muestra representativa y el peso volumétrico, para cada estación de transferencia (ET) seleccionada para cada estrato. En la Tabla 1 se muestra la ET seleccionada y las fechas de toma de la muestra.

Tabla 1 Procedencia y fecha de la muestra representativa

Estación de transferencia	Estrato	Fecha de muestreo
ET Benito Juárez	Alto	9, 10 y 11 de febrero del 2026
ET Xochimilco	Bajo	9, 10 y 11 de marzo del 2026
ET Azcapotzalco	Medio	20, 21 y 22 de abril del 2026

La muestra representativa se obtuvo a partir de una premuestra, en donde se realizó la recolección de residuos en contenedores de 200 L cada uno se recolectó de 5 camiones aleatorios que llegaron a la ET, posteriormente por el método de cuarteo conforme a la norma NMX-AA-15-1985 (SECOFI, 1985), en una superficie plana se marcó un cuadrante de 4 x 4m y se extendió la muestra asegurando que las bolsas que se encontraban cerradas fueran abiertas para integrar su contenido y se homogenizó con palas. Después de haber mezclado toda la premuestra esta se dividió en cuatro cuadrantes de los cuales dos cuadrantes opuestos se eliminaron, este procedimiento se realizó varias veces hasta que se obtuvieron 40 kg de masa representativa de los residuos.

El cálculo del peso volumétrico consistió en tomar un contenedor de 200 L y llenarlo con los cuadrantes eliminados sin compactarlos después se levantó a una altura de aproximadamente 10 cm y se dejó caer tres veces. Se determinó su masa y se midió el diámetro para obtener el volumen que ocupaban los residuos del contenedor. Los pesos volumétricos se calcularon con la ecuación 1:

$$P_v = \frac{P}{V} \quad \text{Ec. (1)}$$

Donde

Pv= peso volumétrico de residuos sólidos, en kg/m³

P= masa de los residuos sólidos (peso bruto menos tara), kg

V= volumen del recipiente en m³

Esta determinación se realizó por triplicado.

2.2 Segunda etapa

En esta etapa se realizó la clasificación de subproductos y la clasificación de residuos de alimentos.

2.2.1 Clasificación de subproductos

A partir de la muestra representativa que se obtuvo del cuarteo se clasificó en 9 categorías que a su vez comprendían un total de 57 subproductos. Los residuos se extendieron en una mesa y de forma manual se seleccionaron cada uno de los subproductos los cuales se almacenaron en cubetas previamente etiquetadas. Después de su clasificación manual, cada una de las cubetas conteniendo los subproductos se pesó para obtener su masa y posteriormente se determinó su proporción con respecto al total de la masa clasificada en subproductos.

2.2.2 Clasificación de residuos alimenticios

A partir de la segregación principal, se realizó la cuantificación de residuos de alimentos y se evaluó las porciones de evitables y no evitables. Los residuos no evitables, son aquellos residuos que no pueden ser consumidos tras su generación, en esta categoría, se contemplaron tallos, cáscaras de fruta y huesos, verduras, cáscaras de huevo, entre otros. En la clasificación de residuos de alimentos evitables se incluyeron todos aquellos que se hayan exceptuado de la categoría anterior, se agruparon en las siguientes categorías:

- Pan, tortillas y cereales
- Proteínas

- Frutas y verduras
- Alimentos empacados
- Alimentos para mascota
- Alimentos mezclados
- Otros alimentos

Una vez clasificados se determinó su masa y proporción este proceso se realizó para cada muestra y para cada ET.

Finalmente se identificó cuáles de todos los residuos alimentarios se generaron en mayor proporción y se propusieron estrategias de manejo, de acuerdo con su aprovechamiento y con base en un consumo responsable

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en la composición y caracterización de las 3 estaciones de transferencia, correspondientes a cada estrato.

3.1 Peso volumétrico

Los resultados del peso volumétrico de las 3 ET se presentan en la Tabla 2. Se presenta los resultados por día de muestreo en cada ET. El peso volumétrico es mayor al reportado en el promedio nacional el cual fue de 140.44 kg/m³ esto puede deberse a las características de los residuos, ya que si estos se encontraban húmedos esto ocasiono que se aumentara su masa.

Tabla 2. Peso volumétrico de las tres muestras representativas

Estación de Transferencia	Benito Juárez		
Peso volumétrico (kg/m ³)	157.96	144.46	151.18
Desviación estándar	34.53	10.33	30.35
Estación de Transferencia	Xochimilco		
Peso volumétrico (kg/m ³)	157.02	177.33	129.33
Desviación estándar	34.12	18.46	32.72
Estación de Transferencia	Azcapotzalco		
Peso volumétrico (kg/m ³)	131.93	108.66	174.65
Desviación estándar	23.66	23.60	56.01

3.2 Caracterización de subproductos

De acuerdo con los resultados obtenidos las tres categorías de residuos con la mayor proporción fueron los orgánicos, plásticos y los sanitarios en las tres ET, en esta clasificación no se encuentran los orgánicos divididos en evitables y no evitables. Los resultados de cada clasificación se muestran en la Figura 2.

Estudios de caracterización de residuos

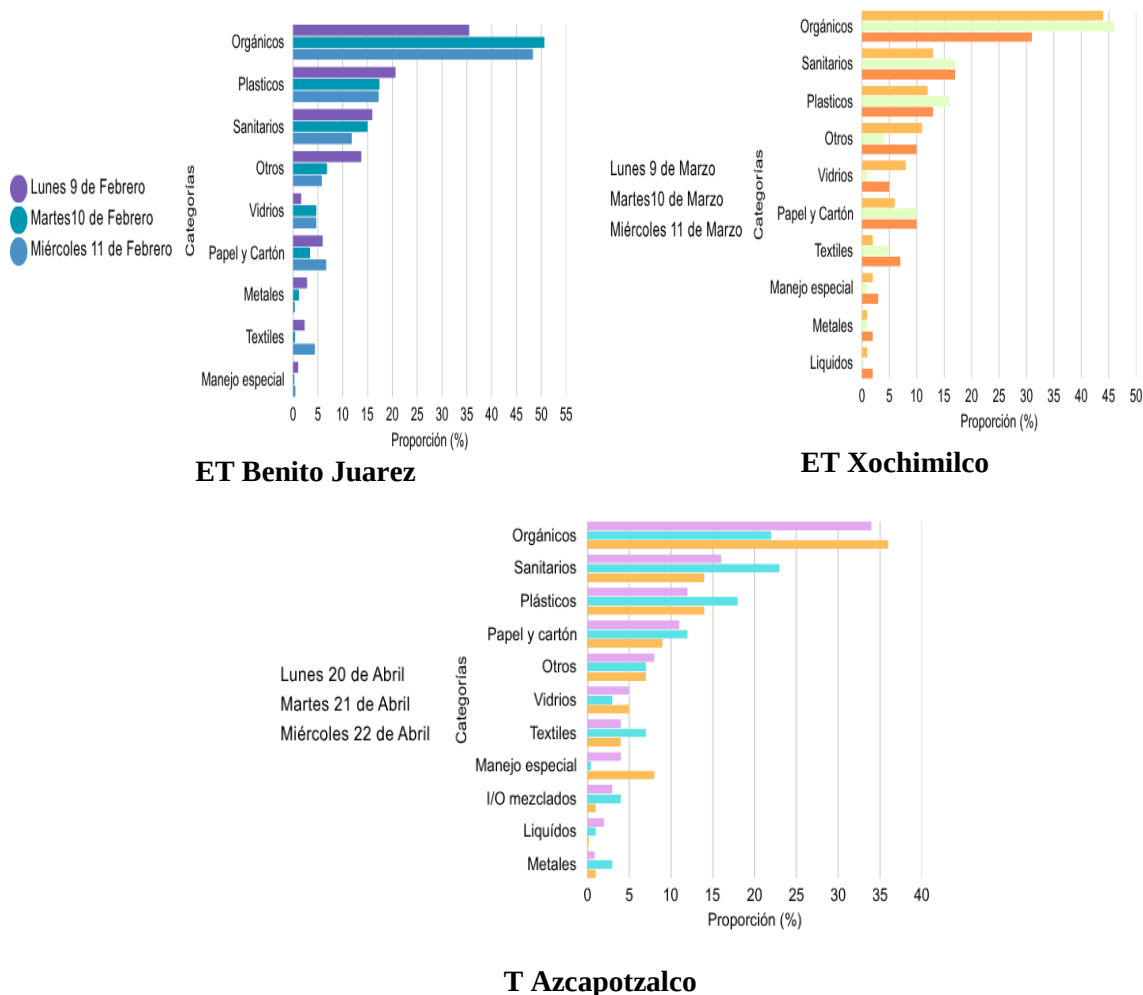


Figura 2. Proporción en masa de las categorías de residuos para las tres ET

Es importante mencionar, que, de acuerdo con la campaña de recolección “Transforma tu ciudad, cada residuo en su lugar” de la CDMX, los martes, jueves y sábados se recolectan residuos orgánicos, mientras que los lunes, miércoles, viernes y domingo son recolectados residuos reciclables y no reciclables. Sin embargo, en los lunes y miércoles la presencia de orgánicos fue evidente.

3.3 Clasificación de residuos alimenticios

Para esta clasificación también se muestran en la Figura 3 que los residuos evitables como inevitables constituyen al menos 50% de los residuos orgánicos. La categoría de otros residuos orgánicos agrupo residuos tales como: residuos de poda, heces de mascota, madera, entre otros.

Estudios de caracterización de residuos

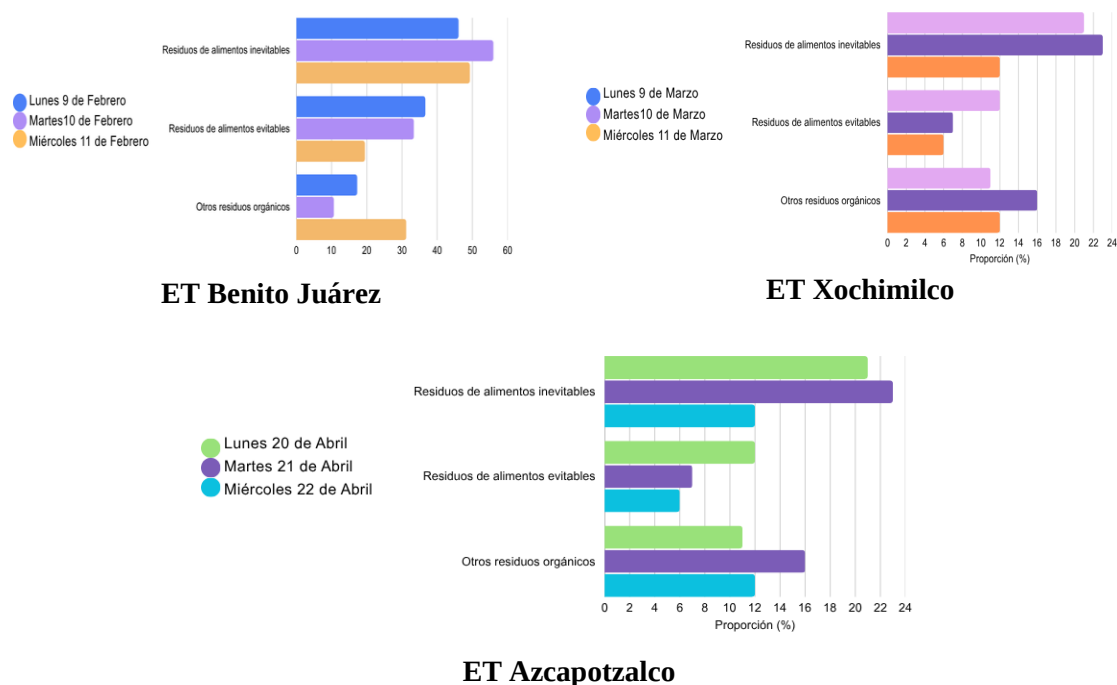


Figura 3 Porcentaje en masa de los residuos de alimentos resultado de la caracterización de las tres ET

La clasificación de las 7 categorías del desperdicio de alimentos evitables se muestra en la Figura 4. Para la clasificación de residuos evitables, las categorías que más destacaron para cada ET fueron, en el caso ET Benito Juárez, las “proteínas” y “tortillas, pan y cereales”, que destacaron al presentar porcentajes del 31.40 y 27.74 % respectivamente. Para ET de Xochimilco fueron las “tortillas, pan y cereales” y “frutas y verduras” con un 55.67 y 67.70 % respectivamente y por último para la ET de Azcapotzalco las categorías que más predominaron fueron “tortillas, pan y cereales” y “alimentos mezclados” con un 49.87 y 41.34 %.

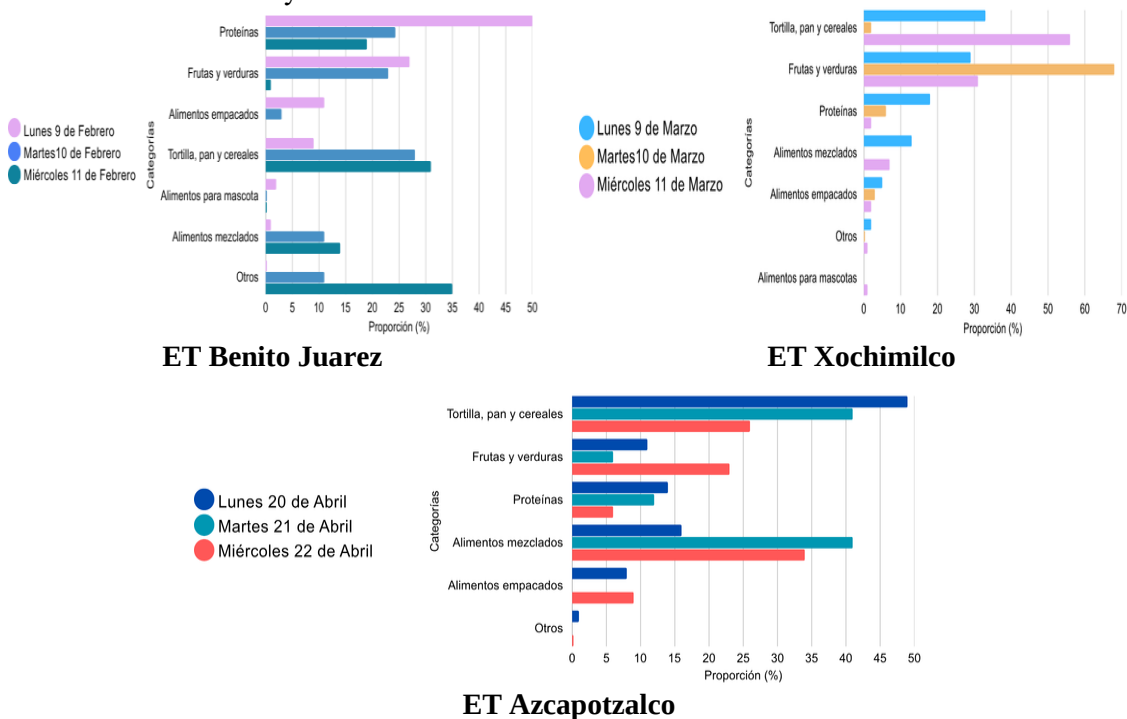


Figura 4. Porcentaje en masa de los residuos evitables de las tres ET

3.3 Propuesta de estrategia para su manejo

Para optimizar el manejo del desperdicio de alimentos en la CDMX, las estrategias podrían ser las siguientes, en primer lugar, implementar campañas de educación pública, para transformar los hábitos de consumo. Estas iniciativas deben centrarse en enseñar a los ciudadanos a diferenciar claramente entre la fecha de caducidad y la de consumo preferente aclarando la confusión generada por el doble etiquetado, así como en promover la adquisición de frutas y verduras “imperfecta” que suelen ser rechazadas por su aspecto físico.

En segundo lugar, priorizar el rescate y la donación de alimentos que aún se encuentran en estado óptimo. Para lograrlo, resulta indispensable establecer normativas que obliguen a las grandes cadenas comerciales a implementar planes de prevención, aplicando sanciones estrictas frente a la destrucción deliberada de productos comestibles, también dentro este marco normativo se deben incluir incentivos fiscales y reducciones de impuestos para aquellas cadenas que donen activamente sus excedentes a la red de Comedores Comunitarios de la CDMX o a los Bancos de Alimentos.

Finalmente, el tercero es reforzar el cumplimiento del programa de separación de residuos. Fomentar una correcta separación desde el origen no solo garantiza que la fracción orgánica reciba un tratamiento adecuado, sino que evita la contaminación de los residuos inorgánicos valorizables, maximizando su potencial de reciclaje y reduciendo el volumen de residuos en los rellenos sanitarios.

4. Conclusiones

El desperdicio de alimentos es un problema derivado de nuestros hábitos de consumo y de la confusión que genera la falta de información sobre el doble etiquetado de los productos. Para entender mejor esta problemática, se llevó a cabo una caracterización en tres estaciones de transferencia, lo que permitió comparar los residuos entre distintos estratos socioeconómicos.

Los resultados demostraron que el estrato socioeconómico no marca una diferencia importante, el nivel de desperdicio es similar en todos los estratos. Al clasificar los alimentos evitables en siete categorías, fue posible observar que los productos que más se desechan son el pan, las tortillas y los cereales, seguidos de las frutas y verduras. Con base en esta información, se propusieron diversas estrategias orientadas a disminuir la generación de estos residuos y a garantizar su manejo adecuado, evitando así que su destino final sea el relleno sanitario.

5. Referencias

- [1] W. B. Banco Mundial, “Cutting Food Loss and Waste Can Deliver Big Wins for Countries’ Food Security and Environment”, sep. 2020. Consultado: el 6 de noviembre de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.worldbank.org/en/news/press-release/2020/09/28/cutting-food-loss-and-waste-can-deliver-big-wins-for-countries-food-security-and-environment>
- [2] O. de las N. U. para la alimentación y la agricultura FAO, *El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2025*. FAO; IFAD; WHO; WFP; UNICEF; 2025. doi: 10.4060/cd6008es.
- [3] P. de las N. U. para el M. A. PNUMA, *Informe sobre el índice de Desperdicio de Alimentos 2024*. 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.unep.org/resources/publication/food-waste-index-report-2024>
- [4] S. de C. y F. I. SECOFI, *Norma Mexicana NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-muestreo- método de cuarteo*. 1985.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo de la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el financiamiento otorgado mediante el Convenio SECTEI/188/2025. De igual manera, se agradece el respaldo y las facilidades otorgadas por la Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA) y la Secretaría de Obras y Servicios (SOBSE) de la Ciudad de México.

Por último, agradecemos la dedicación de la comunidad de la UAM-A (alumnado, profesorado y voluntarios), así como el apoyo logístico del Departamento de Energía por facilitar el transporte necesario para la recolección de muestras.

I.21 Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos con potencial reciclable en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma.

Jennifer Velazquez Becerra*

Miriam Gómez-García*

Raquel Estrada Mondragón*

Giovana Valeria González-González*

Resumen

Las Instituciones de Educación Superior desempeñan un papel importante actualmente, en cuanto al diseño y puesta en marcha de estrategias que permitan contender con retos globales como lo es la generación de residuos sólidos urbanos y su manejo.

La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, está ubicada en la zona central del oeste del Estado de México, uno de los estados con mayor generación de residuos a nivel nacional. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la generación de los RSU con potencial reciclable en la UAM-L como línea base (diagnóstico) para el diseño de estrategias adecuadas relacionadas a la gestión de residuos sólidos urbanos en la Unidad. La metodología empleada se dividió en dos fases. La primera fue la recolección de datos a través de un muestreo probabilístico aleatorio simple y la segunda comprendió el procesamiento de la información obtenida. Se encontró que la generación residual semanal fue 5.32 aprox. veces mayor que el peso total de la muestra, el análisis de Pareto demostró que el 93% de la muestra analizada pertenece a las categorías de residuos mixtos (no valorizables) y orgánicos/compostables; y se obtuvo evidencia de que el mayor flujo generado por la comunidad universitaria se concentra en la fracción orgánica y el desecho común, más que en los plásticos de un solo uso. A través de este estudio, se identificaron de manera cuantitativa las áreas de oportunidad para el mejoramiento de la separación interna y el potencial real de valorización de los residuos.

Palabras clave: *caracterización, clasificación, gestión de residuos.*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón C.P. 52005 Lerma de Villada, Estado de México. Teléfono: 728 2827002 ext. 1930.

E-mail: 2233073886@correo.ler.uam.mx.

1. Introducción

Originalmente, la gestión de residuos urbanos a mediados del siglo XX se limitaba a una estrategia lineal: recolectar y enterrar (o incinerar). Sin embargo, entre las décadas de 1970 y 1980, impulsada por las crisis petroleras, el auge de los movimientos ecológicos y la saturación de los vertederos en países desarrollados, surgió la necesidad de medir qué tanto material se podía "salvar" del confinamiento final. Organizaciones como la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA) formalizaron indicadores para evaluar el éxito de los programas de reciclaje, consolidando el concepto de Desviación de Residuos [1].

La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAM-L), está ubicada en la zona central del oeste del Estado de México, dentro de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca. El municipio de Lerma cuenta con una gran riqueza natural y el paisaje que compone el territorio municipal define que 40.5% de su superficie (228.64 km²), tenga un alto grado de fragilidad ambiental [2] en dos zonas, las cuales aportan importantes servicios ecosistémicos de abastecimiento y regulación. Por un lado, la zona serrana municipal donde predominan las comunidades de vegetación de pino, encino y por otro, la zona de la ANP "Ciénegas de Lerma" [3].

En Lerma, la contaminación del suelo y agua ha incrementado debido a la presencia de parques industriales, el aumento de la deforestación, el uso de agroquímicos y plantas de tratamiento de aguas residuales deficientes [3]. Un factor importante en el aumento de la contaminación, es el crecimiento de la mancha urbana donde la generación por consumo de bienes y servicios y el manejo inadecuado de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se convierte en un foco de atención prioritario [4].

La UAM-L, fue creada mediante el acuerdo de su Colegio Académico en mayo de 2009 para acercar la educación superior en el Estado de México y, aunque se iniciaron esfuerzos hacia la separación de RSU dentro de la Unidad únicamente con contenedores de orgánicos e inorgánicos, no se obtuvieron resultados significativos ya que todo residuo generado por la comunidad universitaria era recolectado por el servicio municipal del ayuntamiento. Fue hasta el 15 de octubre del 2025 cuando la asociación civil ECOCE con el propósito de impulsar una cultura ambiental responsable y fortalecer la educación en materia de sostenibilidad, firmó un convenio de colaboración con la UAM-L que busca fomentar la separación, recolección y reciclaje dentro del campus universitario [5].

El acuerdo tiene como objetivo promover la economía circular desde la comunidad estudiantil, mediante acciones concretas como la implementación de estaciones de reciclaje para botellas de PET, empaques tipo PEAD, botellas HDPE, empaques PP, Aluminio y Hojalata que faciliten la correcta gestión de residuos aprovechables. Sin embargo, se necesitan de evaluaciones constantes que permitan evaluar la generación de los RSU con potencial reciclable en la UAM-L como línea base para el diseño de mejores estrategias en gestión ambiental hacia un manejo de residuos sostenible.

2. Metodología

La metodología se dividió en dos fases. La primera consistió en la recolección de datos mediante el pesaje y caracterización física de una muestra de residuos sólidos urbanos a través de un muestreo probabilístico aleatorio simple [6]. La segunda comprendió el procesamiento de la información obtenida, incluyendo el cálculo de la composición gravimétrica e indicadores asociados al potencial de reciclaje de los residuos generados.

2.1 Obtención de datos

1) Se tomó una muestra aleatoria de 50 bolsas del almacén general de RSU generados en una semana de trimestre activo; 2) y 3) Cada una de las bolsas se pesó en una balanza (con una capacidad máxima de pesaje de 350 Kg) y se enumeró para la selección aleatoria de 10 bolsas; 4), Selección aleatoria de 10 números del 1-50; 5) Caracterización por tipo de residuo (PET, HDPE, PP, PEAD, Aluminio,

Hojalata, Compostables y Mixtos; 6) Registro de datos en hoja de cálculo; 7) Análisis de datos (Ver Figura 1).



Figura 1. Proceso de obtención de datos de RSU en la UAM-L.

2.2 Cálculo de índices

Para obtener un diagnóstico base sobre la generación de RSU en la UAM-L se estableció una categorización previa de los residuos encontrados en la muestra como se presenta a continuación: residuos de alto valor, residuos orgánicos ó compostables y residuos no valorizables. Se calculó la Generación Semanal Total de RSU (Gs) y la generación de RSU mensual. Asimismo, se estimaron 2 tipos de índices: el índice de composición porcentual y la tasa de desviación de residuos (%).

Para calcular la generación semanal total de RSU, se sumaron todos los datos del peso de la bolsa número 1 a la 50, posteriormente, para obtener la generación de RSU mensual se multiplicó el peso semanal por cuatro referente a 4 semanas del mes.

Para obtener el índice de composición porcentual o también llamado análisis gravimétrico de Pareto, las categorías potenciales de reciclaje se ordenaron de mayor a menor, identificando cuáles fueron los residuos que se generaron en mayor cantidad. Para obtener los porcentajes de cada material se utilizó la fórmula de composición física [7].

$$Pi = PMi/PT * 100 \quad (Ec. 1)$$

Donde:

Pi = Porcentaje en peso del material (%)

PMi = Peso del material inorgánico (kg)

PT = Peso total de la muestra (kg)

El análisis gravimétrico de Pareto, es una representación gráfica de los datos obtenidos sobre un problema, que ayuda a identificar cuáles son los aspectos prioritarios que hay que tratar. También se conoce como “Diagrama ABC” o “Diagrama 20-80”. Su fundamento parte de considerar sólo un

pequeño porcentaje de las causas, como el 20% que produce la mayoría de los efectos y actuar prioritariamente sobre él.

La tasa de desviación de residuos (%), permite cuantificar la eficiencia de un sistema de gestión ambiental, es el indicador estándar para medir la transición de una organización o escuela hacia la Economía Circular y refleja el porcentaje total de residuos generados que están siendo gestionados correctamente mediante alternativas sustentables como es el uso de las estaciones instaladas de ECOCE en la UAM-L. Dicha tasa de desviación, está dada por la siguiente forma:

$$Tasa\ de\ desviación\ (\%) = \left(\frac{Peso\ de\ residuos\ valorizables}{Peso\ total\ generado} \right) \times 100 \quad (Ec. 2)$$

Donde:

Peso de residuos valorizables: Cantidad de residuos que poseen valor de mercado o potencial de transformación técnica (kg).

Peso total generado: Cantidad total de residuos generados en la muestra (kg).

Una tasa menor al 50% indica que el desvió de residuos en la gestión de estos es básica y la mayoría de residuos valorizables se están perdiendo, una tasa entre 50% y 70% indica que existe una gestión adecuada de residuos y un 90% o más de desviación, significa que se ha alcanzado el estatus de Zero Waste (umbral de cero residuos).

3. Resultados y discusión

La Generación semanal total (Gs) de RSU fue 5.32 aprox. veces mayor que el peso total de la muestra (33.39 kg) y la generación de RSU mensual (Gm) fue casi 21.28 aprox. veces mayor que el peso total de la muestra (Tabla 1).

Tabla 1. Pesos totales de RSU (kg) generados de la muestra

RSU muestra (kg)	Gs (kg)	Gm (kg)
33.39	177.69	710.68

Tabla 2. Categorización de residuos encontrados en la muestra con su peso total (Peso T)

Categoría	Residuos	Peso T (kg)
Residuos de alto valor	PET, Aluminio, HDPE, LDPE, y Polipropileno	3.27
Residuos orgánicos o compostables	Restos de comida, vasos de cartón y hojas de papel	13.85
Residuos no valorizables	Papel sanitario y envolturas generales	17.20

En la muestra de 10 bolsas evaluadas, se encontró que de 33.39 kg de su peso total, 16.19 kg pertenecen a residuos valorizables. A través de la tasa de desviación de residuos, se obtuvo un porcentaje de 48.88%.

Mediante el índice de composición porcentual de Pareto (Análisis gravimétrico), se representan los residuos en mayor cantidad. El 93% provienen de las categorías de mixtos y compostables. Los materiales potencialmente reciclables, como PET, PP, LDPE, Aluminio y HDPE, constituyeron únicamente el 7% de la muestra (Figura 2).

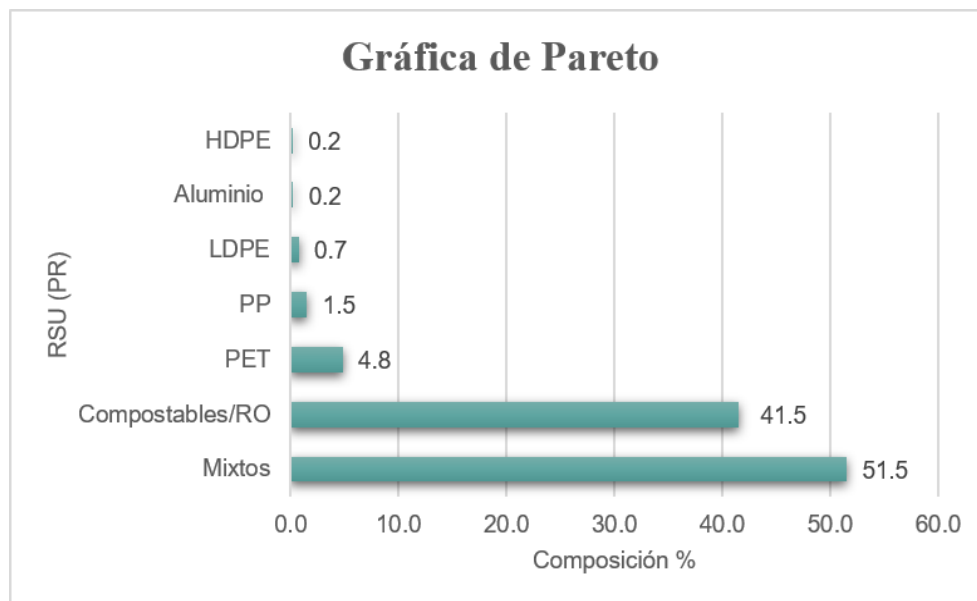


Figura 2. Gráfica de Pareto: composición porcentual de la muestra obtenida caracterizada previamente pesada

Los resultados obtenidos con este ejercicio de caracterización proporcionan una línea base acerca del estado actual del manejo de residuos sólidos dentro de la UAM-L.

De acuerdo con la Tabla 1, observamos que la UAM-L genera aproximadamente 710.69 kg de residuos al mes, lo que nos demuestra que es urgente cambiar perspectivas de consumo e implementar campañas de educación ambiental, o dinámicas que generen concientización de los productos que usamos día tras día.

Tomando en cuenta que la incorporación de la UAM-L al programa de acopio institucional con ECOCE, A.C. se formalizó en octubre de 2025 (hace poco menos de un año), alcanzar una tasa de desviación cercana al 50% (48.48%) en menos de 12 meses no se considera un panorama negativo. La meta estándar recomendada para cualquier organización que inicia desde cero es pasar de un 0% a un 50% de desviación durante su primer o segundo año de gestión; por lo tanto, este 48.48% sitúa a la UAM-L dentro de una curva de aprendizaje y consolidación óptima [8].

Un factor clave en el resultado de la desviación (48.48%) es que 13.85 kg del peso total de la muestra de residuos valorizables, fueron residuos orgánicos, los cuales tienen oportunidad de ser aprovechados a través del Composta Club de la UAM-L.

Con respecto a las estaciones de reciclaje de ECOCE, si estas solo recolectan materiales inorgánicos (PET, Aluminio, HDPE, hojalata, PP y LDPE) y si todos los residuos orgánicos generados en la Unidad no se agregan a las pilas de composta, la mayor parte de la materia orgánica acaba en el vehículo recolector de residuos.

Dado que el 93% de los residuos de la masa total corresponde a residuos mixtos (51.5%) y compostables/orgánicos (41.5%), esta distribución concuerda con lo reportado en la literatura en IES de América Latina, en donde la fracción orgánica y los residuos no valorizados suelen dominar los flujos de desecho debido a las actividades en cafeterías, venta de productos empacados y la adquisición de insumos con embalajes diversos [9].

A pesar de los esfuerzos institucionales que se han realizado para difundir y aumentar la participación voluntaria de la comunidad universitaria a través de las estaciones de reciclaje y la planta de composta para la gestión ambiental de los RSU en la UAM-L, el aumento y constancia en la creación y difusión de contenido digital podría mejorar la correcta separación de residuos valorizables (con potencial reciclable y orgánicos) ya que se ha demostrado en instituciones, que los estudiantes, el personal administrativo y profesores, se enfrentan a lo que la psicología ambiental llama "barreras situacionales y de conocimiento". Debidas principalmente a la falta de tiempo y conocimiento para saber identificar el tipo de residuo, si tiene potencial reciclable o no, incluso distinguir si se puede agregar a las pilas de composta [10].

Es importante implementar el diseño de estrategias institucionales para orientar a la comunidad sobre una buena gestión y una buena calidad ambiental en el proceso, es indispensable el incremento de la educación ambiental y a su paso se vuelva cultura ambiental [11], para que las acciones de los actores generen conciencia y gestión de residuos sólidos sea apto y concorde al consumo de los productos de un sistema circular [12]. Para ello, debe generar responsabilidad en la población asegurando el beneficio social.

4. Conclusiones

El análisis de Pareto demostró que el 93% de la muestra analizada pertenece a las categorías de residuos mixtos (no valorizables) y orgánicos/compostables. Esto evidencia que el mayor flujo generado por la comunidad universitaria se concentra en la fracción orgánica y el desecho común, más que en los plásticos de un solo uso.

El convenio vigente con ECOCE constituye una herramienta operativa eficaz para la recuperación de residuos inorgánicos de alto valor. No obstante, resulta necesario implementar estrategias institucionales que mitiguen las barreras de conocimiento y fomenten la participación activa en la separación de RSU.

La tasa de desviación es un parámetro dinámico clave; su estimación periódica aportará datos fiables para orientar la gestión ambiental en la Unidad Lerma. El haber alcanzado un 48.48% de desviación en su primer año confirma un avance óptimo en la curva de aprendizaje institucional. Intensificar los esfuerzos en educación ambiental permitirá incrementar este porcentaje y proyectar a la Unidad hacia el estándar de una institución sostenible en la gestión de RSU.

El diagnóstico derivado de la caracterización física de los RSU en la Unidad constituye la base para el diseño y la optimización de sus estrategias de gestión ambiental.

A través de este estudio, se identificaron de manera cuantitativa las áreas de oportunidad para el mejoramiento de la separación interna y el potencial real de valorización de los desechos.

5. Referencias

- [1] U.S. Environmental Protection Agency. (1997). Measuring recycling: A guide for state and local governments (EPA530-R-97-011). *Office of Solid Waste and Emergency Response*. <https://archive.epa.gov/wastes/conserve/tools/recmeas/web/pdf/guide.pdf>
- [2] Gimenes, F. B. Q., & Augusto Filho, O. (2013). Mapas de fragilidade ambiental utilizando o processo de análise hierárquica (AHP) e sistema de informação geográfica (SIG). En Anais do XVI

Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (pp. 6564–6571). *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*. <http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.28.23.18.15/doc/p0326.pdf>

[3] Ayuntamiento de Lerma. (2023). *Proyecto de modificación del Plan Municipal de Desarrollo Urbano de Lerma 2023* (Documento técnico). <https://lerma.gob.mx/ayuntamiento/proyecto-modificacion-pdu-2023/>

[4] Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, 29(8), 2227–2239.

[5] ECOCE. (2025). De la teoría a la acción: ECOCE impulsa la economía circular en la UAM Lerma. *Comunicación Boletín Economía Circular*. [en línea]. https://ecoce.mx/wp-content/uploads/2025/12/Comunicacion_Boletin_Economia_Circular_UAM_Lerma.pdf

[6] Olaya O., J., Klinger A., R. A., & Delgado F., J. E. (2004). Una aplicación del muestreo aleatorio simple para la caracterización elemental de residuos sólidos en la industria.

[7] Durán, C. E. S., Rosales, I. P. H., Fernández, S. M., & Pimienta, J. A. P. (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*, 29(3), 25-32.

[8] CleanRiver GreenTeam. (2021). What is a waste diversion rate and why is it important? *CleanRiver Recycling Solutions*. <https://cleanriver.com/resource/blogwhat-waste-diversion-important/>

[9] Márquez-Benavides, L., Gomez-Ortiz, M., & Sanchez-Yañez, J. M. (2019). Diagnóstico gravimétrico y propuesta de manejo de residuos sólidos en campus universitarios. *Ingeniería y Sostenibilidad*, 11(2), 89-102.

[10] Jatau, S., & Binbol, N. (2020). Assessing barriers to household waste recycling: A case study of Coventry University postgraduate students. *International Journal of Scientific and Research Publications (IJSRP)*, 10, 542-549.

[11] Gómez, J. (2020). Gestión de residuos sólidos urbanos y su impacto medioambiental. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*. 4(2),993-1008. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v4i2.135

[12] Sánchez-Muñoz, M. d. P., Cruz Cerón, J. G., & Giraldo Uribe, J. J. (2019). Análisis de la opinión de los hogares sobre la gestión de los residuos sólidos domiciliarios en Bogotá. *Semestre Económico*, 22(52), 97-129.

I.22 Clasificación de microplásticos en el suelo colindante de la Presa Endhó.

Norma Estrella Terron Fragoso*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*

Resumen

A lo largo de la historia, se han dirigido las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México hacia el Valle del Mezquital (VM) en Hidalgo, siendo la Presa Endhó uno de los principales receptores. Este cuerpo de agua sustenta actividades agrícolas y ganaderas en la región, que, debido a la acumulación de contaminantes emergentes, presenta una degradación ambiental crítica. Entre estos contaminantes destacan los microplásticos (MPs), que al ser partículas menores a 5 mm y tener una capacidad para integrarse a ciclos biogeoquímicos del suelo, surge la necesidad de investigar la presencia y características de los MPs en el área colindante de dicho embalse.

Por ello, en la presente investigación se realizó un muestreo sistemático de suelos en puntos estratégicos de la periferia de la presa en dos temporadas (secas y lluvias) para evaluar la variabilidad temporal de la contaminación. El procedimiento incluyó cuarteo de suelo, separación por densidad y cuantificación para clasificarlos por forma, color y tamaño. Asimismo, se utilizó espectroscopia de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) para la identificación de la composición química de algunos MPs.

Palabras Clave: *clasificación de plásticos, MPs, microplásticos, Presa Endhó, suelo, suelo colindante.*

*Universidad Autónoma Metropolitana - Azcapotzalco Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva el Rosario, C.P. 02128, Tel. 01 (55) 5318 9000, Alcaldía Azcapotzalco.

E-mail:al2202001378@azc.uam.mx.

1. Introducción

A lo largo de la historia, los asentamientos establecidos en la Cuenca del Valle de México han presentado problemas de inundación debido al contexto geográfico que los rodea [1]. Si bien en la época prehispánica se construyeron sistemas hidráulicos que permitieran armonizar el desarrollo de asentamientos con el entorno lacustre, las modificaciones realizadas posteriores a la conquista y a lo largo de décadas han sido insuficientes debido al constante crecimiento demográfico. Desde el primer sistema de drenaje denominado Tajo de Nochistongo que conducía aguas negras al VM en Hidalgo [2], hasta el actual Gran Canal de desagüe que recolecta aguas residuales municipales, industriales y pluviales en conjunto, mediante la red primaria y secundaria para canalizarlas a los tres túneles emisores que lo constituyen, Poniente (TEP), Central (TEC) y Oriente (TEO) [3], se ha modificado la infraestructura para responder a las constantes necesidades y continuar su descarga en Tula Hidalgo [4].

Debido a la diversidad en el aprovechamiento del agua potable, sus características naturales se alteran en cuanto a composición [1], teniendo un impacto en la calidad de las descargas de agua residual que llegan a la cuenca del VM sin previo tratamiento. Así su heterogeneidad se caracteriza por una alta carga de materia orgánica (DBO y DQO), nutrientes (N_2 y P), metales pesados, organismos patógenos, mezcla de contaminantes emergentes (fármacos y fragmentos plásticos) y variabilidad significativa en parámetros fisicoquímicos (pH y conductividad) [5]. Estas descargas recorren 60 km desde la Ciudad de México (CDMX) para llegar al VM [6], una superficie semiárida y con escasa precipitación pluvial, que aprovechó este efluente para el desarrollo de la actividad agrícola. Con 80 mil hectáreas distribuidas en los distritos de riego de Tula, Alfayucan y Ajacuba [7] dedicados al cultivo de alfalfa y maíz [8], la zona recibe el 67% de dicha agua mediante la Presa Endhó [3].

La Presa Endhó se ubica en el sur del VM dentro de la cuenca del río Tula, inicialmente tuvo el objetivo de recibir agua de escurrimiento urbano del Valle de México, sin embargo, desde 1973 recibe agua negra y residual proveniente tanto de la Ciudad como del corredor industrial Cuautitlán-Tepejí-San Juan del Río mediante TEC y TEO [8]. A partir de 2017 los caudales de los túneles ingresan a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Atotonilco, tratando tres cuartas partes del total para después ser empleado en el riego agrícola, el resto se desvía al río El Salto [9]. De acuerdo con el Índice de Calidad del Agua la escala en los efluentes respecto a la DBO_5 fluctúa entre 33.3% (fuertemente contaminada) para TEC y Presa Endhó; 16.6% (contaminada) para el TEO [10].

Estos indicadores muestran un escenario donde el incremento en la cantidad de materia orgánica contamina el suelo agrícola [11], los nutrientes favorecen la proliferación de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) considerado una plaga [11-12], los metales y contaminantes emergentes provenientes de la industria, energética y cementera, contribuyen a la toxicidad de las descargas [14].

A este escenario se suma la gestión inadecuada de residuos sólidos urbanos con prácticas que favorecen la acumulación de residuos sólidos y plásticos que afectan la calidad física del cuerpo de agua y promueven la generación de MPs [9]. Este problema resulta evidente al bajar el nivel de agua en la presa, dejando expuesto el suelo con visible presencia de fragmentos que permanecieron temporalmente en los primeros metros de la superficie del agua con el riesgo de ser ingeridos pero que debido a las condiciones ambientales y al paso de animales que pastorean alrededor, terminan trasladando el plástico a la profundidad [15]. La presencia de estos residuos plásticos tanto en ambientes terrestres como acuáticos, permiten su exposición a diversos factores climáticos (oxidación, radicación UV, fluctuaciones de temperatura, humedad) y mecánicos (abrasión física por el suelo o flujos de agua), los cuales afectan el nivel y rapidez de degradación en función del tipo de plástico, fragmentándolos en MPs y liberando los aditivos añadidos durante su fabricación y modificar el pH al afectar el intercambio catiónico [16-17].

Debido a su tamaño no es posible filtrarlas desde las plantas de tratamiento [15], por lo que se distribuyen a lo largo de su recorrido hasta llegar a los ecosistemas. Durante el trayecto pueden

absorber sustancias tóxicas como metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes y pesticidas [18]. Una vez en el suelo modifica la densidad aparente, la porosidad y la retención de agua, alterando la aireación en infiltración que se requiere para el desarrollo vegetal [19]. Con ello la actividad microbiana, los microorganismos presentes, la reproducción y el crecimiento mismo se ven reducidas [20]. En su conjunto el alcance del impacto se ve reflejado en el desarrollo de plantaciones, al reducirse la biomasa radicular y foliar, la cantidad de nutrientes que se absorben y en la eficiencia del ciclo del carbono [21].

En este sentido, al sustentar la actividad biológica y la producción de alimentos [20] resulta de interés primordial determinar el estado de salud de los suelos. Por lo que el objetivo del presente estudio fue evaluar la presencia de MPs en suelo de la presa Endhó y evaluar su variabilidad temporal respecto a precipitación estacional.

2. Metodología

La presente sección se divide en tres partes, las cuales contemplan el área de estudio, toma y preparación de muestras y la extracción y clasificación de MPs.

2.1 Área de estudio

La presente investigación se desarrolló en la zona colindante a la Presa Endhó, ubicada en el VM, Hidalgo, la cual recibe aportes de aguas residuales provenientes de la Zona Metropolitana del Valle de México. Debido a las actividades agrícolas, ganaderas y al arrastre de residuos sólidos, esta zona presenta condiciones favorables para la acumulación de contaminantes emergentes, particularmente MPs. Con el objetivo de evaluar la presencia de MPs en el suelo cercano a la presa, se realizaron dos campañas de muestreo en diferentes temporadas climáticas: época de lluvias y época de secas (Figura 1). Esta comparación permitió analizar posibles variaciones temporales relacionadas con el incremento del nivel del agua, el arrastre de residuos y las condiciones ambientales presentes en cada temporada.



Figura. 1. Mapa de la Presa Endhó y los puntos muestreados para la clasificación de MPs

2.2 Toma y preparación de muestras

El primer muestreo se efectuó el 3 de junio de 2025 durante la temporada de lluvias y el segundo el 20 de noviembre de 2025 en temporada de secas. Para ambos casos se seleccionaron dos zonas de estudio considerando accesibilidad, seguridad y acumulación visible de residuos sólidos. En cada

zona se recolectaron tres muestras superficiales de suelo utilizando un cilindro de acero inoxidable de 19 cm de diámetro y 5 cm de altura.

Posteriormente, las muestras fueron almacenadas en bolsas plásticas etiquetadas para evitar pérdidas y facilitar su identificación. El uso de bolsas plásticas no representó contaminación cruzada debido a que únicamente se consideraron MPs con tamaños entre 1 y 5 mm.

Para caracterizar las propiedades físicas y químicas del suelo, se tomaron 200 g de cada muestra y se analizaron parámetros como pH, conductividad eléctrica, textura, humedad, densidad aparente, densidad real y porosidad, siguiendo la metodología establecida en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

En el primer muestreo las muestras se secaron a 60 °C durante 24 horas; sin embargo, la formación de grumos dificultó el tamizado, por lo que se aplicó un método de cuarteo para obtener submuestras representativas de 20 g. En el segundo muestreo las muestras no fueron secadas previamente y se sometieron directamente al cuarteo.

2.3 Extracción y clasificación de MPs

La extracción de MPs se realizó mediante digestión química utilizando 50 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 al 50 % v/v) durante 24 horas para eliminar materia orgánica presente en el suelo. Posteriormente, las muestras fueron lavadas a través de un tamiz de 1 mm y el material retenido fue colocado en cajas Petri para su observación mediante microscopio digital. Cuando existieron dudas sobre la naturaleza de las partículas observadas, se aplicó una prueba de flotación con cloruro de calcio, aprovechando que la mayoría de los plásticos presentan menor densidad y flotan en dicha solución.

Los MPs identificados fueron clasificados de acuerdo con: Forma: fibras, fragmentos rígidos, películas, espumas y gránulos. Color: azul, blanco, negro, transparente, amarillo, verde, entre otros.

Tamaño: intervalos comprendidos entre 1 y 5 mm. Además, algunos MPs mayores a 4 mm fueron analizados mediante espectroscopía FTIR, utilizando un equipo Agilent Cary 630, con la finalidad de identificar su composición química.

3. Resultados y discusión

3.1 Concentración de MPs

Los resultados confirmaron la presencia de MPs en todas las muestras analizadas. Las concentraciones registradas variaron entre 1.48 y 9.88 MP/g de suelo seco, evidenciando una contaminación significativa en el área de estudio. Además, se observaron coeficientes de variación entre 8.64 % y 67.84 %, lo cual indica heterogeneidad en la distribución de MPs dentro del sitio evaluado.

La presencia de MPs en ambas temporadas sugiere que la contaminación es persistente y está asociada tanto a descargas de aguas residuales como al arrastre de residuos sólidos provenientes de actividades urbanas e industriales. También se identificó que las zonas con mayor acumulación de residuos visibles presentaron mayores concentraciones de MPs.

3.2 Clasificación física y química de los MPs

En la clasificación por color predominó el color blanco con un 42.46 % del total de partículas encontradas, seguido por partículas beige y transparentes. Esto podría relacionarse con residuos derivados de envases, bolsas y fragmentación de materiales domésticos encontrados en ambas temporadas (ver Figura 2 y 3).



Figura 2. Ejemplo de microplásticos extraídos del segundo muestreo en suelo de la Presa Endhó

Respecto a la forma, los fragmentos rígidos representaron el 45.21 % de las partículas identificadas, siendo el tipo más abundante (ver Figura 3). Este resultado indica que gran parte de los MPs provienen de la degradación secundaria de residuos plásticos de mayor tamaño expuestos a radiación solar, abrasión y cambios ambientales [16-17].

En cuanto al tamaño, el intervalo predominante fue de 1 a 2 mm con 37.66 %, lo cual evidencia procesos avanzados de fragmentación (ver Figura 3). La presencia de partículas pequeñas incrementa el riesgo de incorporación en organismos del suelo y cadenas tróficas [15].

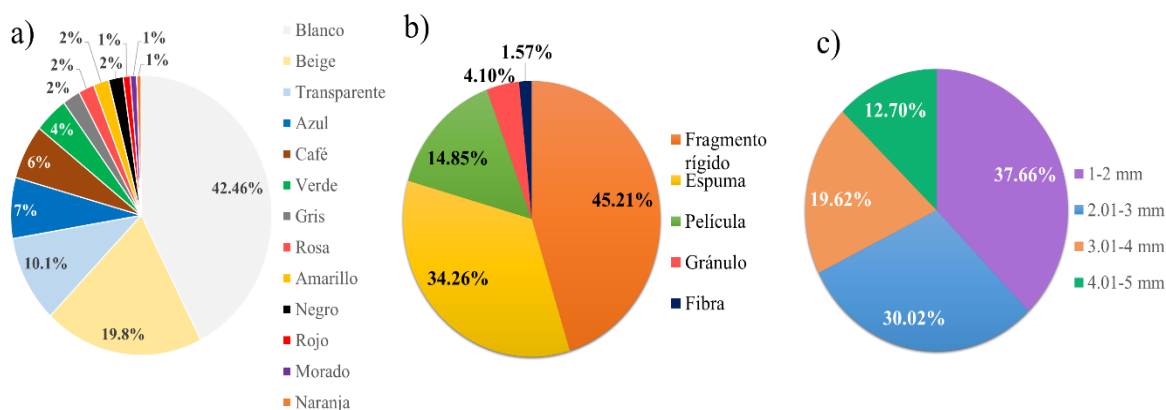


Figura 3. Gráfica de la clasificación por a) color, b) tipo/forma y c) tamaño de MPs encontrados en el suelo colindante de la Presa Endhó

El análisis FTIR permitió identificar polímeros asociados principalmente a materiales de uso cotidiano, como polietileno (PE), polipropileno (PP) y tereftalato de polietileno (PET), los cuales son ampliamente utilizados en empaques, textiles y envases. Estos resultados coinciden con estudios internacionales sobre contaminación por MPs en cuerpos de agua y sedimentos [22].

Finalmente, el análisis estadístico mediante pruebas de Shapiro-Wilk y Kruskal-Wallis mostró diferencias en la concentración de MPs entre temporadas y zonas de muestreo, confirmando que factores ambientales y antrópicos influyen en la distribución de estos contaminantes en el suelo de la Presa Endhó.

4. Conclusiones

En el presente estudio se muestrearon dos zonas de suelo colindante a la Presa Endhó, en dos temporadas, tomando tres puntos con su triplicado cada uno, en todas las muestras se encontraron MPs. Las concentraciones de MPs se presentaron en el intervalo de 1.48-9.88 MP/gss, con coeficientes de variación entre 8.64-67.84 %.

Los tres colores más representativos fueron el blanco con 1295 MPs, el beige con 604 MPs y el transparente con 307 MPs. Las formas más comunes presentadas fueron fragmento rígido con 1379, seguido de 1045 de espumados y 453 de películas. El mayor intervalo de tamaño fue de 1-2 mm con 1148 MPs, posteriormente 2.01-3 mm con 915 MPs y de 3.01-4 mm con 598 MPs. Por último, se encontró mayor cantidad de caucho con 59 piezas, luego 44 de polietileno y 16 poliamidas y resinas respectivamente, siendo indicativo de la descarga de aguas residuales industriales.

Al realizar la comparación estadística, se observó diferencia estadísticamente significativa entre la temporada de lluvias y la temporada de secas, esto puede ser debido a que después de la temporada de lluvias se arrastran los residuos plásticos hacia la presa. Mientras que, al realizar la comparación entre zonas, no mostró diferencia estadísticamente significativa, pues no existe gran variación en la concentración en cada zona.

Como recomendaciones metodológicas, durante la realización del muestreo se recomienda atar una soga larga al cilindro de acero inoxidable, para evitar su extravío y/o poder recuperarlo con facilidad. En el caso de que a simple vista sea notoria una alta concentración de MPs en el suelo, reducir en gramaje de las muestras a 10, 5 o 2 g de ser necesario.

Por último, para facilitar el seguimiento y evitar pérdidas durante el conteo, se recomienda utilizar cinta doble cara o cinta adhesiva en rollos para colocar los MPs en la caja Petri y en caso de algún accidente, no se reinicie todo el procedimiento de clasificación. La cinta debe de tener un pegamento no tan potente, se busca que sostenga el MP, no que lo fragmente. No se recomienda utilizarlo con películas débiles y MPs frágiles, pues puede promover su fragmentación si se manipulará posteriormente.

5. Referencias

- [1] Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2018). *Monografía del sistema del drenaje del Valle de México*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- [2] Breña-Puyol, A. F., & Naranjo-Pérez de León, M. F. (2018). *Evolución de la hidrología urbana en la Ciudad de México (1325-2018)*. Paper presentado en el XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Buenos Aires, Argentina.
- [3] Hernández-Espinosa, A.K.; Otazo-Sánchez, E.M.; Román-Gutiérrez, A.D. & Romo-Gómez, C. (2021). *El sistema de drenaje de la Ciudad de México*. Recuperado de: <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/icbi/article/view/7146/8053>.
- [4] Badillo, D. (2024). ¿Por qué declararon zona de restauración ecológica al área de influencia de la presa Endhó? *El Economista*. <https://www.economista.com.mx/politica/declararon-zona-restauracion-ecologica-area-influencia-presa-endho-20241012-729768.html>.
- [5] SEMARNAT & CONAGUA. (2024) "Programa Hídrico Regional 2021-2024" *Región-Hidrológico-Administrativa XIII Aguas del Valle de México*. Recuperado de: https://files.conagua.gob.mx/conagua/generico/PNH/PHR_2021-2024_RHA_XIII_OCAVM.pdf.
- [6] Romero, A. H. (1997). El Valle de Mezquital, México. Estudio de caso (Mezquital Valley, Mexico Case Study). En R. Helmer y I. Hespanho (eds.). *Water Pollution Control. A Guide to the Use of*

Water Quality Management Principles. Gran Bretaña. *Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente/Consejo de Colaboración para el Abastecimiento de Agua y el Saneamiento/Organización Mundial de la Salud (OMS)*. Recuperado de:
<http://www.bvsde.paho.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/repindex/rep066/vallem ez.html>.

[7] CONAGUA. (2012). Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco. Memoria documental. México: CONAGUA, SEMARNAT. Recuperado de:
<https://www.conagua.gob.mx/conagua07/contenido/Documentos/MEMORIAS%20DOCUMENTALES/Memoria%20Documental%20Planta%20de%20tratamiento%20de%20agus%20residuales%20de%20Atotonilco.pdf>.

[8] García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales Revista De Alimentación Contemporánea Y Desarrollo Regional*, 29(54). <https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>.

[9] Comisión Ambiental de la Megalópolis (CAME) & Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). (2022) “Dimensión del mejoramiento de la calidad del agua de la Presa Endhó, en Hgo. Informe Final” Jiutepec, Mor. Recuperado de:
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/943630/8.Informe_Dimension_mejoramiento_calidad_agua_presa_Endho.pdf.

[10] SEMARNAT. (2024). “Estudio Técnico Justificativo para Declarar Zona De Restauración Ecológica el Área de Influencia de la Presa Endhó”.
https://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/2024/Presa_Endho.pdf.

[11] SEMARNAT & CONAGUA. (2024). Informe anual de la calidad del agua en cuerpos receptores del Valle del Mezquital. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional del Agua.

[12] Álvarez, F., Sosa, A., & Zambrano, L. (2017). Biodiversity, distribution, ecology and management of non-native aquatic species in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3), 716–749. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.09.001>.

[13] SEMARNAT. (2025). Avance del 50 % en el retiro de lirio acuático en la Presa Endhó. SEMARNAT. Recuperado de: <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/semarnat-informa-un-avance-del-50-en-el-retiro-de-lirio-acuatico-en-la-presa-endho>.

[14] SEMARNAT & CONAGUA. (2023). Diagnóstico de calidad del agua del Río Tula, la Presa Endhó y sus principales afluentes en los estados de México e Hidalgo. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/970252/RioTula_y_afluentes_2012_2023.pdf.

[15] Pastor Saavedra, M. A. (2022). La era del plástico: Una nueva amenaza para la conservación de la naturaleza. *Tiempo y Clima*, 78, 53–56.

[16] Li, B., Wang, X., He, Y., Liu, H., & Wang, J. (2023). Plastic contamination in agricultural soils: A review. *Environmental Sciences Europe*, 35, 1–21. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00720-9>.

[17] Rai, P. K., Lee, J., Brown, R. J. C., Kim, K.-H., & Raza, N. (2021). Microplastics and other contaminants in soil: A review. *Polymers*, 13(23), 4129. <https://doi.org/10.3390/polym13234129>.

[18] Rillig, M.C., Lehmann, A., de Souza Machado, A.A. & Yang, G. (2019), Microplastic effects on plants. *New Phytol*, 223: 1066-1070. <https://doi.org/10.1111/nph.15794>.

[19] Lehmann, A., Fitschen, K., & Rillig, M. C. (2022). Polyester microplastic fibers affect soil physical properties and erosion as a function of soil type. *SOIL*, 8, 421–435. <https://doi.org/10.5194/soil-8-421-2022>.

- [20] Xu, B., Liu, F., Brookes, P. C., Xu, J., & Wang, Z. (2020). Microplastics in soil: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Science of the Total Environment*, 708, 134–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134–191>.
- [21] Zhu, D., Chen, Q. L., An, X. L., Yang, X. R., Christie, P., Ke, X., & Zhu, Y. G. (2024). Effects of microplastics on soil carbon pool and terrestrial plant performance. *Carbon Research*, 3(1), 14–29. <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00124-1>.
- [22] Pojar, I., Dobre, O., Lazăr, C., Baboș, T., Ristea, O., Constantin, A., & Cristoiu, N. (2024). Microplastic Evaluation in Water and Sediments of a Dam Reservoir–Riverine System in the Eastern Carpathians, Romania. *Sustainability*, 16(11), 4541. <https://doi.org/10.3390/su16114541>.

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, al laboratorio de Tecnologías Sustentables, profesores, compañeros y amigos que nos apoyaron en el proceso de la realización de este proyecto.

1.23 Evaluación de residuos de frutas, verduras y pasta de soya como matriz sólida para procesos de valorización biotecnológica.

Alan Bustamante Zarate*
Gerardo A. Gómez Ramos*
Ángel Ruiz Sánchez**
Frixia Galán Méndez*
Carlos O. Castillo Araiza***
Ángeles García Hernández*

Resumen

La valorización de residuos agroalimentarios mediante procesos biotecnológicos requiere conocer sus propiedades físicas y termofísicas, ya que estas determinan la retención de humedad, la circulación del aire y la transferencia de calor durante su procesamiento. En este trabajo se caracterizó una matriz sólida constituida por 53.3 % de pasta de soya y 46.7 % de cáscaras de frutas y verduras, acondicionada con tamaños de partícula entre 1.5 y 10 mm. Se evaluaron contenidos iniciales de humedad entre 50 y 70 %, manteniendo una masa húmeda de 200 g por ensayo. La caracterización incluyó la determinación de la densidad aparente del sólido seco, la estimación de la capacidad calorífica y la evaluación de su comportamiento térmico en un reactor de lecho empacado con enfriamiento en la pared. La mezcla presentó una densidad aparente promedio de 0.60 g/cm^3 una porosidad de 0.36 y una capacidad calorífica estimada de $1.77 \text{ kJ/(kg} \cdot \text{K)}$. Las variaciones de humedad modificaron el volumen ocupado y la altura del lecho, que osciló entre 7 y 15 cm. Mediante el ajuste de los perfiles experimentales de temperatura se estimó un coeficiente global volumétrico de transferencia de calor hacia la pared de $1078.4 \text{ W/(m}^3 \cdot \text{K)}$. Este parámetro permitió identificar que la disipación radial hacia la chaqueta fue el mecanismo determinante para la remoción de calor. Los resultados aportan criterios para el acondicionamiento y aprovechamiento de residuos agroalimentarios como matrices sólidas en procesos biotecnológicos.

Palabras Clave: *Caracterización térmica, fermentación en estado sólido, lecho empacado, residuos agroalimentarios, parámetros.*

*Facultad de Ciencias Químicas región Xalapa, Universidad Veracruzana, Lomas del Estadio s/n, Xalapa, Veracruz C.P. 91000, México.

E-mail:rocigarcia@uv.mx)

**Departamento de Ingeniería Metalúrgica, Facultad de Química. UNAM,

***Laboratorio de Ingeniería de Reactores Catalíticos y Sistemas Biológicos (LIRC), Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

1. Introducción

La fermentación es un proceso metabólico mediante el cual los microorganismos transforman sustancias orgánicas en productos de interés, como enzimas, ácidos orgánicos, alcoholes y pigmentos. Dependiendo de la cantidad de agua disponible, puede desarrollarse en medio líquido o mediante fermentación en estado sólido [1]. A diferencia de la fermentación sumergida, la fermentación en estado sólido se lleva a cabo sobre una matriz sólida húmeda, con poca o nula presencia de agua libre. En este sistema, el material puede actuar simultáneamente como soporte físico y fuente de nutrientes, lo que permite aprovechar residuos agroalimentarios como cáscaras, bagazos, pulpas y salvados para la obtención de productos de valor agregado [2].

Entre sus principales ventajas se encuentran el menor consumo de agua y energía, la reducción de efluentes y el uso de sustratos de bajo costo. Además, los residuos suelen requerir operaciones sencillas de acondicionamiento, como reducción de tamaño, mezclado y ajuste de humedad. Sin embargo, el escalamiento del proceso se encuentra limitado por la dificultad para controlar la temperatura, la humedad y la aireación dentro del material sólido [3].

La fermentación en estado sólido puede realizarse en distintos tipos de biorreactores. Entre ellos, los de lecho empacado, los cuales destacan por su simplicidad mecánica y bajo consumo energético. En estos equipos, el sustrato permanece inmóvil dentro de una columna mientras una corriente de aire atraviesa el lecho para suministrar oxígeno, retirar vapor de agua y contribuir a la remoción de calor. La ausencia de mezclado, no obstante, puede generar condiciones internas no uniformes [4].

Durante la operación de un biorreactor de lecho empacado ocurren simultáneamente fenómenos de transferencia de calor y masa. El crecimiento de los microorganismos genera calor metabólico, mientras que la circulación del aire produce transferencia de calor por convección entre la fase gaseosa y el sólido. También puede presentarse conducción de energía a través del lecho y hacia la pared del equipo. Al mismo tiempo, el agua contenida en el residuo puede evaporarse y transferirse hacia la corriente gaseosa, generando cambios en la humedad del material. Estos mecanismos pueden originar gradientes axiales y radiales de temperatura y humedad, así como modificaciones en la estructura del lecho [3].

La pérdida de agua, el crecimiento microbiano y el asentamiento de las partículas pueden modificar la porosidad y favorecer la compactación. Como resultado, el aire puede desplazarse por regiones de menor resistencia, formando canales preferenciales y reduciendo la ventilación de otras zonas. Esta distribución irregular afecta la disponibilidad de oxígeno y la capacidad para remover calor, por lo que puede provocar regiones con temperaturas elevadas o contenidos insuficientes de humedad. El comportamiento del sistema depende tanto de las propiedades del residuo como de las características geométricas y operativas del biorreactor [5].

Estos parámetros describen el comportamiento conjunto del residuo, el empacado, la distribución del aire y la geometría del equipo, por lo que no deben considerarse propiedades exclusivas del material. Su estimación requiere combinar experimentos controlados con modelos matemáticos. Mediante el diseño de experimentos se establecen combinaciones de humedad inicial y flujo de aire para obtener perfiles de temperatura y humedad, que posteriormente se emplean para ajustar los parámetros del modelo. Los modelos pueden ser homogéneos, cuando representan el lecho como un solo medio, o heterogéneos, cuando describen por separado las fases gaseosa y sólida. Asimismo, pueden ser unidimensionales o bidimensionales, según consideren variaciones axiales o también radiales. Las ecuaciones resultantes se resuelven con métodos numéricos, como diferencias finitas, volúmenes finitos o el método de líneas, implementados en herramientas como MATLAB o Python para estimar los parámetros y evaluar la capacidad predictiva del modelo.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue caracterizar física y termofísicamente una matriz sólida constituida por pasta de soya y cáscaras de frutas y verduras, así como evaluar su comportamiento térmico en un biorreactor de lecho empacado a escala banco bajo condiciones

abióticas. Para ello, se determinaron propiedades del residuo, se obtuvieron perfiles experimentales de temperatura bajo distintas condiciones de humedad inicial y aireación, y se adaptó un modelo matemático bifásico unidimensional para estimar los parámetros efectivos de transferencia de calor entre el gas, el sólido y la pared del equipo.

2. Metodología

A continuación, se describen las etapas seguidas para la caracterización de la matriz de residuos agroalimentarios, la obtención de datos experimentales y la estimación de los parámetros efectivos de transferencia. Como se muestra en la Figura 1, la metodología se dividió en tres etapas principales: obtención de datos, planteamiento y solución del modelo matemático, y estimación y evaluación de parámetros.

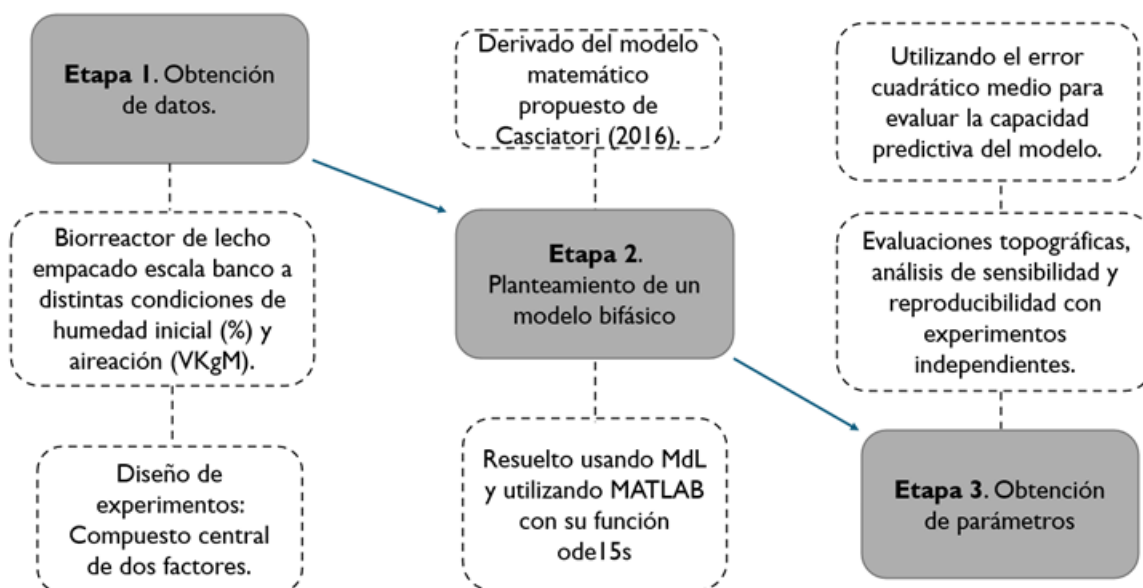


Figura 1. Esquema general de las etapas metodológicas empleadas para la obtención de datos, el planteamiento del modelo bifásico y la estimación de parámetros.

2.1 Obtención de datos

Se empleó un diseño compuesto central de dos factores para establecer las combinaciones de humedad inicial del sustrato y flujo de aireación. En todos los ensayos se mantuvo constante una masa húmeda de 200 g. Las variables de respuesta consideradas fueron la temperatura del sólido, la temperatura del gas y la altura final del lecho. La matriz sólida estuvo constituida por 53.3 % de pasta de soya y 46.7 % de cáscaras de frutas y verduras, con tamaños de partícula entre 1.5 y 10 mm. Para cada experimento se ajustó la humedad inicial correspondiente y el material se mezcló hasta obtener una distribución uniforme. La caracterización incluyó la determinación de la densidad aparente del sólido seco y la estimación de la capacidad calorífica de la mezcla.

Los ensayos se realizaron en un biorreactor de lecho empacado a escala banco, de 30 cm de altura y 5 cm de diámetro interno, equipado con una chaqueta de enfriamiento. El sistema se operó bajo condiciones abióticas para aislar los fenómenos físicos de transferencia. El aire humidificado se suministró en flujo ascendente y la temperatura de la chaqueta y del gas de entrada se mantuvo cercana a 30 °C. La evolución térmica se registró mediante 11 termopares distribuidos axialmente, con adquisición de datos cada 10 s durante aproximadamente 10 h. La Figura 2 muestra el biorreactor de lecho empacado utilizado durante la etapa de obtención de datos, así como las principales variables de operación y medición consideradas.

El sistema cuenta con una chaqueta de enfriamiento para regular la temperatura de la pared, una corriente de aire humidificado alimentada por la parte inferior y termopares distribuidos a lo largo del lecho para registrar la temperatura del sólido. También se controlaron la humedad inicial de la matriz, la temperatura y humedad del aire de entrada y la velocidad superficial del gas.

2.2 Planteamiento del modelo bifásico

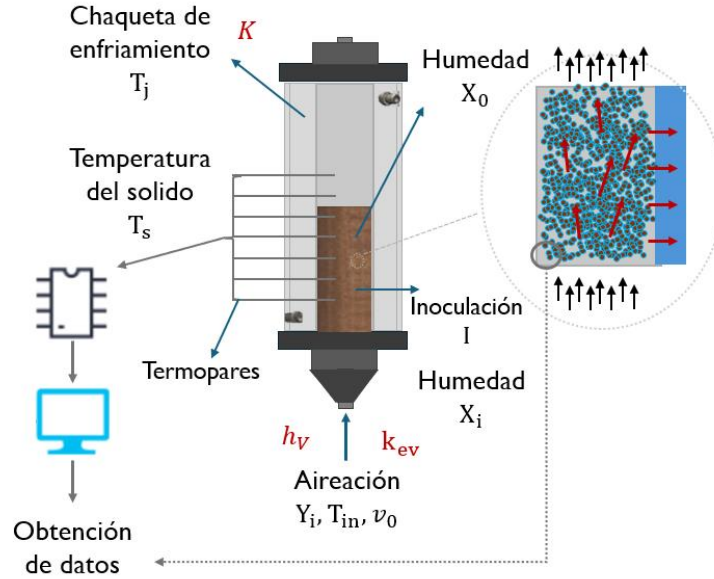


Figura 2. Esquema del biorreactor de lecho empacado y de las principales variables de operación, medición y transferencia consideradas durante la obtención de datos.

Para representar la transferencia simultánea de calor y masa se adaptó el modelo bifásico de Casciatori *et al.* (2016), con balances separados para las fases gaseosa y sólida. Las ecuaciones se simplificaron de acuerdo con la geometría, las condiciones de operación y el carácter abiótico del sistema experimental. Se empleó una formulación unidimensional en la dirección axial, con propiedades efectivas y flujo pistón para el gas. Al no existir actividad microbiana, se eliminaron los términos de crecimiento, consumo de sustrato, generación de agua y calor metabólico. También se despreciaron la conducción axial del sólido, la dispersión térmica y másica del gas y la difusión de agua líquida, debido a su baja contribución frente al transporte convectivo e interfacial.

El sistema simplificado estuvo constituido por cuatro ecuaciones principales. La Ecuación 1 corresponde al balance de energía en la fase sólida y describe la acumulación de calor en la matriz, el intercambio térmico entre el aire y el sólido, la energía asociada con la evaporación y la disipación de calor hacia la chaqueta:

$$S(C_{ps} + XC_{pw})\frac{\partial T_s}{\partial t} = h_v(T_g - T_s) - \Delta H_{vap}(T_s)\varepsilon_0\rho_g k_{ev}(Y_{eq} - Y) + K(T_j - T_s) \quad (\text{Ec. 1})$$

La Ecuación 2 representa el balance de energía en la fase gaseosa. En ella se consideran la acumulación y el transporte convectivo de energía del aire húmedo, así como el intercambio de calor con el sólido y el efecto térmico de la evaporación:

$$\varepsilon_0\rho_g(C_{pa} + YC_{pv})\frac{\partial T_g}{\partial t} + v_0\rho_g(C_{pa} + YC_{pv})\frac{\partial T_g}{\partial z} = h_v(T_s - T_g) + \Delta H_{vap}(T_s)\varepsilon_0\rho_g k_{ev}(Y_{eq} - Y)$$

(Ec. 2)

La Ecuación 3 corresponde al balance de masa del vapor de agua en la fase gaseosa. Debido a que el tiempo de residencia del aire fue mucho menor que la duración total del experimento, se asumió un comportamiento pseudoestacionario para esta fase:

$$S \frac{\partial X}{\partial t} = -\varepsilon_0 \rho_g k_{ev} (Y_{eq} - Y) \quad (\text{E. 3})$$

Finalmente, la Ecuación 4 representa el balance de masa del agua retenida en la fase sólida. En esta expresión, la variación temporal del contenido de humedad se relaciona con la evaporación hacia la corriente gaseosa:

$$v_0 \rho_a \frac{\partial Y}{\partial z} = \varepsilon_0 \rho_g k_{ev} (Y_{eq} - Y) \quad (\text{Ec. 4})$$

Se consideró En estas ecuaciones, (T_s) y (T_g) representan las temperaturas del sólido y del gas, respectivamente; (X) es el contenido de humedad del sólido; (Y) es la humedad absoluta del aire; (h_v) es el coeficiente volumétrico de transferencia de calor entre el gas y el sólido; (K) es el coeficiente global volumétrico de transferencia de calor hacia la pared; y (k_{ev}) es la constante cinética de evaporación.

El coeficiente (K) representa de forma global la transferencia radial de calor desde el lecho hasta la chaqueta de enfriamiento, integrando la conducción en el empaque, la transferencia a través de la pared y la convección hacia el fluido de enfriamiento. Esto permitió describir la disipación radial sin incorporar una segunda coordenada espacial. El sistema acoplado y no lineal se resolvió mediante el método de líneas. El dominio axial se discretizó en nodos equidistantes y las derivadas convectivas se aproximaron con diferencias finitas hacia atrás. Las ecuaciones resultantes se implementaron en MATLAB y se integraron con la función ode15s.

2.3. Estimación de parámetros

Los parámetros efectivos (h_v) , (K) y (k_{ev}) se estimaron mediante un problema inverso, utilizando los datos experimentales de la condición central como conjunto de calibración. La discrepancia entre los valores simulados y experimentales se cuantificó mediante una función objetivo de mínimos cuadrados ponderados (ecuación 5):

$$J(\theta) = \sum_{i=1}^n \left[w_{T_s} (T_{s,sim}^i - T_{s,exp}^i)^2 + w_{T_g} (T_{g,sim}^i - T_{g,exp}^i)^2 + w_X (X_{sim}^i - X_{exp}^i)^2 \right] \quad (\text{Ec. 5})$$

La minimización se realizó en MATLAB mediante la función *lsqnonlin* y el algoritmo de región de confianza reflexiva. La calidad del ajuste se evaluó mediante la raíz del error cuadrático medio (ecuación 6):

$$RMSE_{T_s} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (T_{s,sim}^i - T_{s,exp}^i)^2} \quad (\text{Ec. 6})$$

Este indicador se calculó para la temperatura promedio del sólido, el perfil axial de temperatura y la temperatura del gas a la salida. Finalmente, se realizaron evaluaciones topográficas de la función objetivo, análisis de sensibilidad y validación con experimentos independientes para comprobar la identificabilidad y capacidad predictiva de los parámetros estimados.

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan conjuntamente los resultados experimentales y su interpretación física. Primero se analiza la caracterización de la matriz de residuos agroalimentarios; posteriormente, se describe su comportamiento durante la operación del biorreactor y se evalúan los parámetros efectivos obtenidos mediante el modelo matemático.

3.1. Caracterización física y termofísica de la matriz sólida

La caracterización de la mezcla de residuos agroalimentarios permitió determinar las propiedades necesarias para interpretar su comportamiento dentro del lecho empacado. La densidad aparente promedio del sólido seco fue de 0.60 g/cm^3 , valor que indica una estructura moderadamente compacta. Esta condición favorece la acumulación de suficiente masa térmica para amortiguar cambios bruscos de temperatura, sin alcanzar una compactación excesiva que limite completamente el paso del aire a través del material.

La capacidad calorífica de la matriz sólida se estimó en $1.77 \text{ kJ/(kg} \cdot \text{K)}$. Este valor representa la cantidad de energía necesaria para incrementar la temperatura del residuo seco y constituye una propiedad relevante para analizar la inercia térmica del lecho.

3.2. Comportamiento térmico del lecho empacado

Los experimentos mostraron un comportamiento térmico estable para las distintas condiciones de humedad inicial y aireación. El suministro de aire saturado a una temperatura cercana a la de la chaqueta redujo la evaporación, por lo que el sistema estuvo gobernado principalmente por la transferencia de calor. Las temperaturas del gas y del sólido permanecieron próximas, indicando un intercambio térmico rápido y un régimen cercano al equilibrio térmico local. La aireación tuvo una influencia limitada, ya que el gas alcanzó rápidamente una temperatura similar a la del sólido, mientras que la principal resistencia para la remoción de calor se localizó en la transferencia hacia la pared.

3.3. Parámetros efectivos y desempeño del modelo

El ajuste del modelo permitió estimar un coeficiente volumétrico de transferencia de calor entre el gas y el sólido de $1899 \text{ W/(m}^3 \cdot \text{K)}$, un coeficiente global volumétrico de transferencia de calor hacia la pared de $1078 \text{ W/(m}^3 \cdot \text{K)}$ y una constante cinética de evaporación de $3 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$. El valor elevado del coeficiente interfacial indicó que el intercambio térmico entre ambas fases ocurrió rápidamente, mientras que la baja constante de evaporación confirmó que la transferencia de agua fue limitada por el suministro de aire saturado.

La Figura 3 muestra la comparación entre la temperatura experimental del gas a la salida y la predicción del modelo. Aunque el modelo reprodujo la tendencia general de calentamiento, se observaron diferencias durante la etapa inicial y en la temperatura alcanzada al final del experimento. La raíz del error cuadrático medio fue de $1.061 \text{ }^\circ\text{C}$, lo que indicó una representación aceptable de la respuesta dinámica del gas.

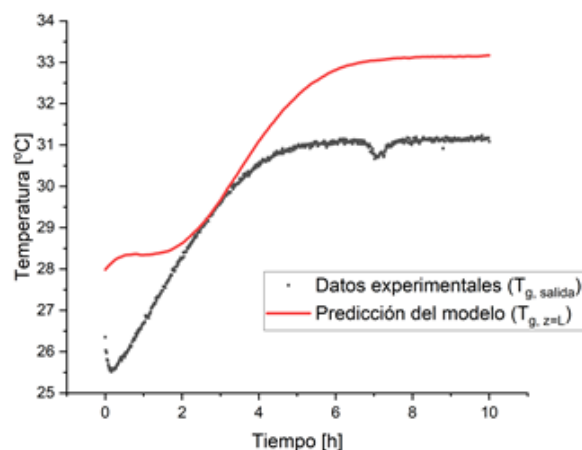


Figura 3. Comparación entre la temperatura experimental y simulada del gas a la salida del biorreactor

En la Figura 4 se presenta la predicción de la temperatura promedio del sólido. El modelo reprodujo adecuadamente las etapas de calentamiento y estabilización del lecho, con una raíz del error cuadrático medio de 0.515 °C. Este fue el menor error obtenido, lo cual mostró que el modelo describió con mayor precisión la respuesta térmica global de la matriz sólida.

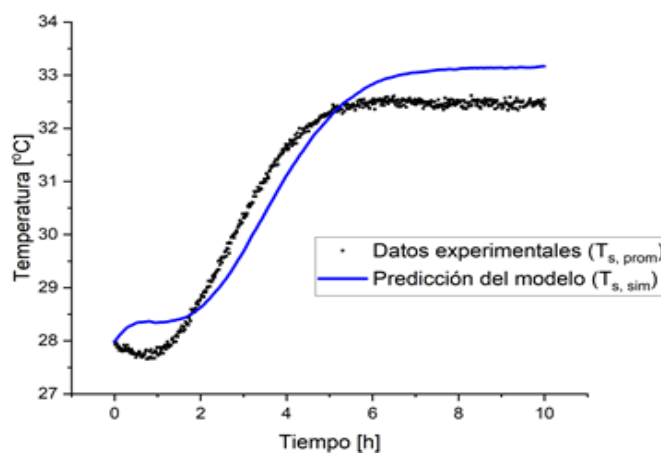


Figura 4. Comparación entre la temperatura promedio experimental y simulada de la matriz sólida.

La Figura 5 compara las temperaturas experimentales y simuladas a diferentes alturas del lecho para tres tiempos de operación. El modelo representó la tendencia general del perfil axial, aunque se observaron desviaciones locales entre las mediciones y las predicciones, principalmente durante las primeras horas. La raíz del error cuadrático medio del perfil fue de 1.604 °C. Estas diferencias pueden relacionarse con la heterogeneidad del empacado, la distribución no uniforme del aire y las variaciones locales de las propiedades del residuo, fenómenos que no son descritos de forma explícita por el modelo unidimensional.

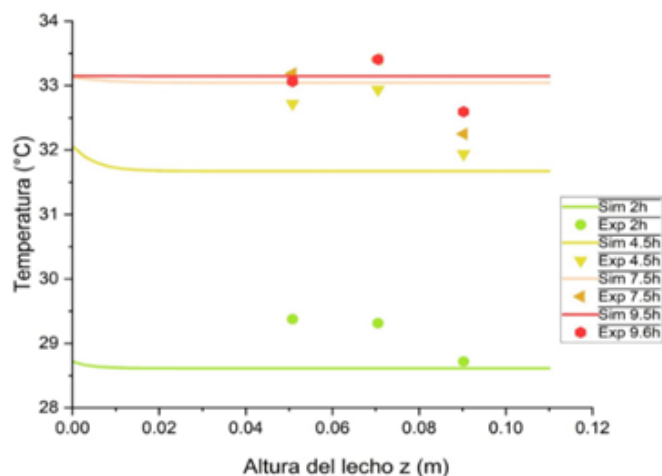


Figura 5. Comparación entre los perfiles axiales de temperatura experimentales y simulados a diferentes tiempos de operación.

4. Conclusiones

La caracterización física y termofísica de la matriz de residuos agroalimentarios permitió establecer su comportamiento dentro del biorreactor de lecho empacado. La densidad aparente, la capacidad calorífica y la humedad inicial influyeron en el volumen ocupado y en la respuesta térmica del lecho.

El modelo bifásico reprodujo adecuadamente las temperaturas del sólido y permitió estimar los parámetros efectivos de transferencia. La disipación radial hacia la pared fue el mecanismo dominante para la remoción de calor, mientras que la evaporación tuvo una contribución limitada debido al uso de aire saturado.

Los resultados proporcionan una base para el aprovechamiento de residuos agroalimentarios en procesos de fermentación en estado sólido y para futuros estudios con actividad microbiana, diseño y escalamiento de biorreactores.

5. Referencias

- [1] S. R. Couto and M. Á. Sanromán, "Application of solid-state fermentation to food industry—A review," *J. Food Eng.*, vol. 76, no. 3, pp. 291–302, Oct. 2006, doi: 10.1016/j.jfoodeng.2005.05.022.
- [2] C. S. Farinas, "Developments in solid-state fermentation for the production of biomass-degrading enzymes for the bioenergy sector," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 52, pp. 179–188, Dec. 2015, doi: 10.1016/j.rser.2015.07.092.
- [3] G. A. Gómez-Ramos *et al.*, "Bioreactor Engineering for Circular Economy: Bioactive Compound Production in Solid-State Fermentation—Review," Jan. 01, 2024, *John Wiley and Sons Inc.* doi: 10.1002/ceat.202400289.
- [4] A. Pandey, "Solid-state fermentation," 2003.
- [5] M. Couder-García, L. A. Prado-Barragán, S. Huerta-Ochoa, and C. O. Castillo-Araiza, "Assessing the Impact of Transport Phenomena on Modeling and Optimization of Solid-State Fermentation for the Revalorization of Agro-Industrial Residues in a Wall-Cooled Packed-Bed Bioreactor," *Chemical Engineering Research and Design*, vol. 210, pp. 365–381, Oct. 2024, doi: 10.1016/j.cherd.2024.08.031.

Conclusiones y perspectivas futuras

La localización de sitios de disposición final en Áreas Naturales Protegidas y periferias vulnerables no es fortuita, sino el resultado de fallas estructurales en la planificación y procesos históricos de exclusión. Esto consolida "territorios de sacrificio" que asumen los costos ecológicos y de salud del desarrollo urbano, evidenciando una profunda fractura en las dimensiones distributiva, procedimental y de reconocimiento de la justicia ambiental en México.

Se identifica una brecha crítica entre la disposición participativa o conciencia ambiental de los actores locales (comunidades vecinales y universitarias) y la infraestructura operativa real provista por las instituciones. Esta desconexión subraya la necesidad de transitar hacia esquemas de gobernanza ambiental basados en la corresponsabilidad, el codiseño de políticas y el reconocimiento político de las poblaciones afectadas.

Las Instituciones de Educación Superior funcionan como espacios micro-territoriales clave para el pilotaje de instrumentos normativos y de gestión (como manuales de manejo de residuos peligrosos/especiales). Su intervención es fundamental para cerrar la brecha entre la normatividad teórica y la práctica ciudadana, impulsando líneas de investigación de largo plazo sobre el comportamiento ambiental y la gobernanza.

La comprensión profunda de las dinámicas de descarte en las fuentes generadoras requiere el desarrollo y aplicación de modelos metodológicos sistémicos capaces de integrar datos heterogéneos. Estos modelos permiten mapear y cuantificar los flujos según categorías de residuos y hábitos de manejo, aportando la precisión analítica necesaria para optimizar los estudios de caracterización y corregir sesgos temporales de información.

Los diagnósticos cuantitativos aplicados a unidades económicas y de vivienda constituyen el soporte técnico indispensable para el diseño de políticas públicas eficaces. Estos datos permiten estructurar estrategias que respeten la jerarquía ambiental priorizando la reducción en la fuente y la separación diferenciada, evitando que la ineficiencia operativa de los sistemas de recolección entre en contradicción con las metas globales de sustentabilidad.

SECCIÓN II: LOGÍSTICA Y EVALUACIÓN DEL CICLO DE VIDA

Introducción

En la actualidad, la crisis ambiental exige una transición urgente desde los modelos económicos lineales tradicionales hacia esquemas de economía circular. En este escenario, la logística, entendida como la planificación, implementación y control del flujo eficiente de los materiales y datos, así como la Evaluación del Ciclo de Vida (ACV) se consolidan como herramientas científicas y metodológicas indispensables. Mientras que la logística operativa y la logística inversa permiten estructurar la recolección, el transporte y la distribución de materiales, el ACV aporta una perspectiva sistémica para medir rigurosamente los impactos ambientales asociados a un producto, proceso o sistema, desde la extracción de sus materias primas hasta su disposición final o reincorporación al ciclo productivo.

La gestión integral de los residuos sólidos, tanto urbanos como especiales, requiere de un diagnóstico logístico preciso que identifique las fuentes de generación y cuantifique los flujos de materiales antes de proponer alternativas de valorización. Un claro ejemplo de esta fase diagnóstica ocurre en el ámbito institucional, donde la falta de esquemas de disposición específicos para flujos de alta generación.

Sin embargo, cuando la planificación logística o los hábitos de consumo fallan, los residuos escapan de los sistemas de control humano y se convierten en contaminantes persistentes que impactan dinámicamente los ecosistemas vulnerables. La presencia de macro y microplásticos en los litorales mexicanos ilustra la complejidad de los ciclos de vida de los materiales cuando no se cierra su circuito de manera efectiva. Evaluaciones en el Parque Nacional de Huatulco demuestran que incluso las Áreas Naturales Protegidas sufren la infiltración de microfibras plásticas derivadas de actividades pesqueras y turísticas. Asimismo, el análisis de datos históricos de iniciativas como Ocean Conservancy en México expone que la acumulación de residuos marinos y colillas de cigarro fluctúa según variables socioeconómicas y la disponibilidad de esfuerzo humano para su recolección.

Estos escenarios demuestran que el análisis de ciclo de vida no puede ignorar la "fase de post-consumo descontrolada", la cual genera externalidades negativas críticas en la biota y la salud humana. Para mitigar estos impactos a macroescala, la literatura y las políticas públicas promueven escenarios de mayor circularidad enfocados en incrementar la valorización energética y el reciclaje.

La integración entre el diseño logístico y la Evaluación del Ciclo de Vida permite pasar de la intención de "limpiar" o "reciclar" a la certeza científica de reducir el impacto ambiental neto. Desde la cuantificación local de un residuo orgánico universitario hasta la modelación de escenarios de circularidad a nivel continental, pasando por el monitoreo de la contaminación plástica en las costas, queda de manifiesto que solo mediante la comprensión del origen, tránsito y destino final de los materiales se podrán consolidar políticas públicas robustas y sistemas de gestión verdaderamente sustentables.

II.1 Estudio de generación de residuos de café en la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco.

Omar Rubén Sánchez Rodríguez*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Rosa María Espinosa Valdemar*
Mar Alejandra Romero Saavedra*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Arely Areanely Cruz Salas*

Resumen

La Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco, cuenta desde 2003 con el programa de gestión de residuos *Separación* por un mejor UAMbiente, que incluye los residuos orgánicos de manera general; sin embargo, no considera una disposición particular para los residuos de café. Ante la presencia significativa de este residuo en la unidad, el presente estudio tuvo como objetivo determinar la generación de residuos de café en la unidad para proponer estrategias de gestión integral.

En la primera etapa se delimitó la zona de estudio y se identificaron las fuentes generadoras, registrando 43 áreas, de estas, solo participaron 35 de ellas, que se distribuyeron en tres zonas: 16 en la Zona I, 12 en la Zona II y siete en la Zona III. En la segunda etapa se diseñaron y aplicaron encuestas, estructuradas con siete preguntas abiertas, dirigidas a los responsables de preparar el café en cada área. La última etapa consistió en el desarrollo del estudio de generación, mediante el cual se estimó una producción diaria de residuos de café de 5.631 kg/día para toda la unidad.

Los resultados indican que el edificio H presentó la mayor generación absoluta, asimismo la Zona II y el Departamento de Energía registraron el promedio de generación más alto por área. Con base en estos resultados, se plantearon tres propuestas específicas orientadas a optimizar la gestión y valorización de los residuos de café generados en la unidad.

Palabras Clave: *conciencia ambiental, educación superior, gestión de residuos, posos de café*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av San Pablo Xalpa 420, Colonia Nueva El Rosario, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, México. Teléfono: 5514852846

E-mail: al2183040148@azc.uam.mx

1. Introducción

La Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) se integra de cinco unidades académicas: Azcapotzalco, Cuajimalpa, Iztapalapa, Lerma, Xochimilco; y por una unidad administrativa, Rectoría General. La Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A) está ubicada en: Av. San Pablo, No. 420, Col. Nueva el Rosario, C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX [1]. Es en esta unidad donde se realizó el estudio de generación de los residuos de café que se presenta en este trabajo.

De acuerdo con el Anuario Estadístico 2024 de la UAM, la UAM-A concentró 20,377 alumnos activos, siendo 93.7 % de licenciatura y 4.3 % de posgrado. El personal académico estuvo integrado por 928 profesores, predominando personal de tiempo completo con el 92 %, medio tiempo con el 4 % y tiempo parcial con 4 %. Cabe señalar que el Anuario Estadístico no incluyó datos correspondientes al personal eventual [2].

A partir del 31 de octubre del 2003, la UAM-A implementó un plan de manejo de residuos sólidos denominado *Separación por un mejor UAMbiente*. Sus objetivos son sensibilizar a la comunidad sobre la gestión de residuos, hacer partícipe a la población universitaria para la separación de residuos dentro de la unidad y cumplir con la normatividad ambiental de la Ciudad de México [3].

El programa antes mencionado contempla la clasificación de residuos en tres fracciones mediante un sistema de contenedores cromáticos: blanco para residuos recuperables como lo son el PET, vidrio, polietileno de alta densidad (PEAD o HDPE), aluminio y Tetra Pak®, rojo para residuos no recuperables y amarillo para los residuos sanitarios [3].

Entre los residuos que se generan en la universidad están los relacionados al café. El café es uno de los productos naturales con mayor presencia histórica en la vida humana y actualmente es de las bebidas con un alto índice de consumo a nivel mundial. Su producción global alcanza aproximadamente 9,500 millones de kg al año [4], generando grandes volúmenes de residuos de forma continua. Ante esta situación, es indispensable implementar estrategias de gestión eficiente para el manejo de los residuos derivados de su consumo.

Actualmente, los residuos de café, conocidos como posos de café (sedimento resultante tras la preparación de la bebida), no forman parte del programa *Separación* de la UAM-A. No obstante, actualmente y derivado de este proyecto, mediante la vinculación del servicio social en la Planta de Composta de la UAM-A, algunos de los integrantes de la planta antes mencionada, realizan el acopio de los residuos de café en las fuentes generadoras para posteriormente disponerlos, con el fin de aprovecharlos en las pilas de composta.

El objetivo del presente estudio es cuantificar la generación de residuos de café en la UAM-A para proponer estrategias que faciliten su manejo adecuado.

2. Metodología

El presente estudio se llevó a cabo en diversas instalaciones de la UAM-A: el muestreo de residuos de café se realizó en cocinetas de diversos edificios. Los residuos fueron trasladados al laboratorio de Tecnologías Sustentables, ubicado en la planta baja del edificio W para pesarlos y posteriormente fueron dispuestos en la Planta de Composta de la unidad. Para su desarrollo, la investigación se estructuró en cuatro etapas principales, las cuales se describen a continuación.

2.1 Delimitación del área de estudio e identificación de los generadores de residuos de café

La delimitación del área de estudio se realizó mediante la zonificación de los edificios de la UAM-A

en tres sectores: Zona I, Zona II, Zona III, agrupando los edificios conforme a su ubicación. Posteriormente, se llevaron a cabo recorridos planificados durante un periodo de seis semanas, con una inversión de 11 horas por semana, con el fin de identificar los puntos de generación de posos de café en las diferentes áreas de las instalaciones. La Figura 1 describe la zonificación realizada en la UAM-A.

Una vez identificadas las áreas generadoras de residuos de café, se asignó un código a cada una para su registro y para el rotulado de las bolsas destinadas a la recolección de los residuos.



Figura 1. Mapa de la UAM-A zonificado en tres sectores [5]

2.2 Diseño y aplicación de encuestas

Para la realización del estudio en total se consideraron 35 áreas generadoras de residuos de café que se distribuyeron en las zonas establecidas de la siguiente manera: 16 áreas en Zona I, 12 áreas en Zona II y siete áreas que conforman la Zona III.

El instrumento de recolección de datos se diseñó a partir de formulación de siete preguntas abiertas, tales como: número promedio de tazas de café que se consumen al día, el tipo de residuos que se generan y su disposición, e interés para participar en el proyecto. Entre los encuestados se identificaron responsables de área, asistentes y personal secretarial.

2.3 Estudio de generación de los residuos de café

El estudio de generación de posos de café se realizó con dos recolecciones, la primera del 14 al 16 de abril de 2025 y la segunda del 19 al 21 de mayo de 2025, en ambos casos se entregó a cada área un contenedor plástico de 4 L con su respectiva bolsa previamente rotulada.

Los residuos recolectados se trasladaron al Laboratorio de Tecnologías Sustentables para su cuantificación. La masa se determinó para cada área utilizando una balanza digital modelo WIM-GPS/B con capacidad máxima de 30 kg y una sensibilidad de ± 0.1 g, registrando los valores en una tabla previamente diseñada. Una vez registrados todos los datos se procedió a obtener la masa total de residuos por recolección, así como la masa promedio por recolección y por día.

Los residuos de café de la primera recolección se entregaron a la Planta de Composta de la UAM-A, para su disposición adecuada en pilas de composta en la fase termófila. Los residuos de la segunda recolección se embolsaron, rotularon y guardaron en el refrigerador del laboratorio, con la finalidad de ser tratados posteriormente por medio del proceso de lombricomposteo.

2.4 Propuestas para el manejo adecuado de los posos de café

Las propuestas para el manejo adecuado para los posos de café se realizaron con base en el análisis de los datos obtenidos del estudio de generación de los residuos, las encuestas aplicadas y lo observado durante los recorridos.

3. Resultados

Los resultados de este estudio se distribuyen en tres factores relevantes que a continuación se describen.

3.1. Información de las encuestas

Los resultados de las encuestas permitieron conocer la frecuencia de recolección de los residuos generados en cada área, identificando tres grandes grupos: diario, cada tres días, y en un tiempo mayor de una semana. También se identificaron los horarios de preferencia para la recolección de los posos de café: por la mañana, al medio día y por la tarde.

Se encontraron 43 áreas generadoras de residuos de café, aunque se tiene la certeza que existen más, en este estudio sólo participaron 35, se identificó que 10 ya separaban los posos de café, ocho de los cuales se destinan a composta ya sea en la planta o en un compostero individual y dos más los depositan directamente en macetas.

3.2. Identificación de generadores y generación de posos de café

Las áreas generadoras fueron, oficinas, laboratorios, departamentos y coordinaciones. El estudio evidenció que la mayoría de las áreas evaluadas presentan un consumo diario de café, lo que constituye la principal fuente de generación de residuos. Se identificaron a las zonas II y III como las mayores productoras de residuos, particularmente los edificios H, HP y P. Dentro de estos, los departamentos de Administración, Ciencias Básicas y Energía destacaron por ser los principales generadores en comparación con las demás áreas analizadas.

La Tabla 1 presenta la generación de residuos de café por área analizada, del mismo modo que el total y el promedio de su masa. Se aprecia que las áreas con mayor generación de residuos de café sumando las dos recolecciones (recolectado de seis días) son: el Departamento de Energía (2.658 kg/6 días, el Departamento de Ciencias Básicas (2.582 kg/6 días), y el área de Administración (2.436 kg/6 días); asimismo, las de menor generación son: Maestría en Planeación y Políticas Metropolitanas (0 kg/6 días) y la Coordinación de Enlaces Estratégicos (0.042 kg/6 días). La diferencia entre las áreas con mayor generación y las de menor generación sin duda es el número de personal que integra a cada área o departamento.

Tabla 1. Cuantificación de la masa (kg) generada por recolección

Código	Área	Zona	Recolección 1 (durante tres días)	Recolección 2 (durante tres días)	Total (por seis días)	Promedio
			[kg]			
B1	Orientación Educativa y Servicios Psicopedagógicos	I	0.076 (Cápsulas)	0.218 (Cápsulas)	0.294	0.150
C1	Galería del tiempo	I	0.049	0.123	0.172	0.086
C2	Lenguas extranjeras	I	0.751	0.365	1.116	0.558

Recolección de residuos

Código	Área	Zona	Recolección 1(durante tres días)	Recolección 2 (durante tres días)	Total (por seis días)	Prome dio
			[kg]			
C3	Coordinación de Extensión Universitaria	I	0.545	0.952	1.497	0.749
C4	Maestría en Planeación y Políticas Metropolitanas	I	0.000	0.000	0.000	0.000
C5	Coordinación de Enlaces Estratégicos	I	0.023	0.019	0.042	0.021
C6	Rectoría	I	0.905	0.473	1.378	0.689
D1	Coordinación Posgrado CyAD	I	0.311	1.493	1.804	0.902
G1	G003 Electricidad y Magnetismo	I	0.365	0.129	0.494	0.247
G2	G112 Química de Materiales	I	0.381	0.349	0.730	0.365
G3	G202 Área de Química	I	0.529	0.587	1.116	0.558
G4	G209 Laboratorio de Síntesis de Orgánica	I	0.291	0.463	0.754	0.377
G5	Química Aplicada	I	0.407	0.611	1.018	0.509
E1	Intendencia, Servicios Auxiliares	I	0.099	0.145	0.244	0.122
E2	Coordinación Servicios Auxiliares	I	0.105	0.481	0.586	0.293
E3	E204 SAI	I	0.276	0.392	0.668	0.334
H1	Dirección CyAD	II	0.109	0.345	0.454	0.227
H2	Departamento de evaluación del diseño en el tiempo	II	0.621	0.617	1.238	0.619
H3	Departamento Investigación y Conocimiento CyAD	II	0.249	0.000	0.249	0.1245
H4	Procesos y Técnicas de Realización	II	0.743	0.747	1.49	0.745
H5	Departamento de Ciencias Básicas	II	1.193	1.389	2.582	1.291
H6	Departamento de Economía	II	1.059	0.819	1.878	0.939
H7	Departamento de Sistemas	II	0.967	0.891	1.858	0.929
H8	Administración	II	1.885	0.551	2.436	1.218
H9	Sociología (jefatura)	II	0.329	0.253	0.582	0.291
I1	Selección y Adquisiciones (hasta el fondo)	II	0.000	2.016	2.006	1.003
I2	Vigilancia	II	0.33	0.254	0.584	0.292
L1	Coordinación	II	0.455	0.515	0.970	0.485
T1	Jefe de Sección de desarrollo de sistemas	II	0.439	0.647	1.086	0.543
T2	Coordinación de servicios de computo	II	0.315	0.000	0.315	0.1575
P1	Departamento de Energía	III	0.163	2.495	2.658	1.329
P2	Producción Editorial y Difusión de Eventos	III	0.231	0.144	0.375	0.1875

Recolección de residuos

Código	Área	Zona	Recolección 1 (durante tres días)	Recolección 2 (durante tres días)	Total (por seis días)	Promedio
			[kg]			
M1	Coordinación de Servicios Universitarios	III	0.387	0.233	0.620	0.310
M2	Coordinación de Servicios administrativos, Sección almacén	III	0.114	0.214	0.328	0.164
M3	Almacén Intendencia	III	0.065	0.081	0.146	0.073
Total, por recolección [kg]			14.776	18.876	33.876	16.747
Promedio diario [kg/día]			5.631			
Desviación estándar			0.488			

En la Figura 2 se muestra la masa recolectada de residuos de café por edificio. Se observa que el edificio H es el de mayor generación, así como, el edificio B el de menor generación. En la Figura 3 se muestra la generación promedio de residuos de café por área, identificando al Departamento de Energía con un mayor promedio de generación de 1.329 kg/día y el de menor promedio es para el área de Maestría en Planeación y Políticas Públicas con un promedio de generación de cero.

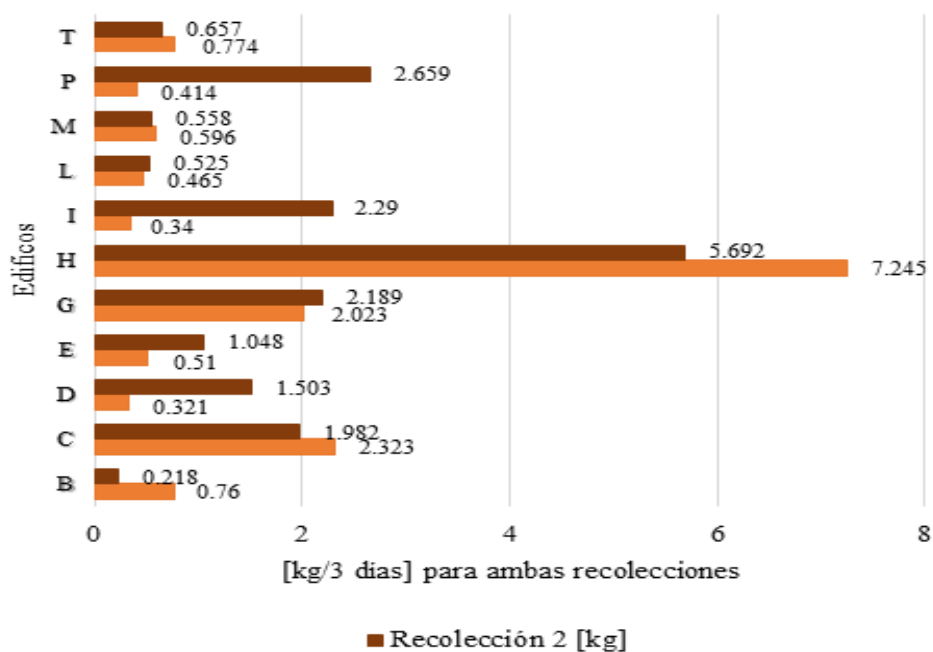


Figura 2. Kilogramos generados de residuos de café por edificio

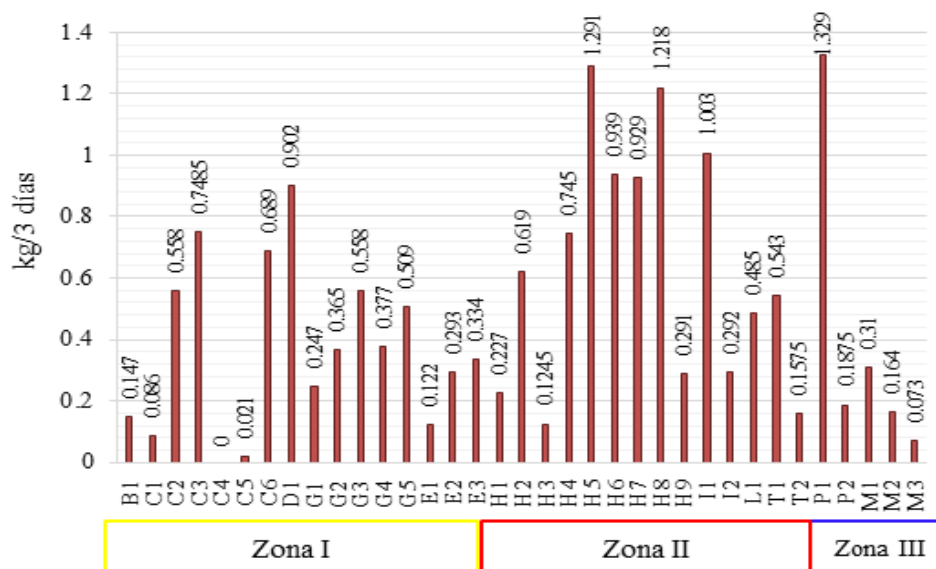


Figura 3. Generación promedio por recolección de residuos de café en la UAM-A

No fue posible establecer la comparación de los datos obtenidos en este estudio con los de otras universidades, porque, a pesar de que existen estudios de generación de residuos, los residuos de café se incluyen dentro de los orgánicos y no se encontraron datos disponibles sobre la generación específica de estos residuos.

3.2. Propuestas para el manejo de los posos de café

- Con base en los resultados obtenidos en el estudio de generación de residuos de café en la UAM-A, se identifica como área de oportunidad ampliar la cobertura del proyecto para incluir un mayor número de departamento y áreas generadoras del residuo de interés. Lo anterior tiene como objetivo recolectar un mayor porcentaje de los residuos de café que se generan en la UAM-A. Para ello, se propone realizar un recorrido por las áreas faltantes para presentar los resultados obtenidos y extender la invitación para que se integren al proyecto.
- Para mantener constante la recolección de los residuos de café, es importante vincular con los alumnos que prestan su servicio social en la Planta de Composta de la UAM-A. Otra propuesta viable, conforme a una junta que se tuvo con el Mtro. Roberto Hernández Calvo, jefe de la sección de Intendencia, es solicitar el apoyo por parte de los trabajadores del área a su cargo para que realicen la recolección de los residuos. Por último, es relevante mencionar que existe personal de las áreas participantes con la voluntad de trasladar los residuos por cuenta propia hasta la Planta de Composta de la unidad.
- La concientización y sensibilización constituyen ejes fundamentales para tener mayor éxito en el manejo de los residuos de café. Con el propósito de que ambos principios sean inculcados tanto por las áreas generadoras, así como por el personal encargado de la recolección, se propone la implementación de campañas informativas, constituidas por pláticas, carteles e infografías. Con estas estrategias se busca facilitar el acceso de la comunidad a información que promueva una cultura de conciencia ambiental sensibilizando el manejo adecuado de los residuos.

Es relevante mencionar que, el aprovechamiento de los residuos de café en las pilas de composta permite diversificar los materiales orgánicos incorporados al proceso, aportando humedad y

nutrientes que pueden favorecer las condiciones para la degradación biológica y la valorización de este tipo de residuos dentro de la UAM-A.

4. Conclusiones

De las 43 fuentes generadoras de residuos de café en la UAM-A, participaron en el estudio 35, es importante localizar las áreas faltantes e integrarlas para tener la generación total, por lo que es importante dar continuidad a este estudio. Los resultados obtenidos aportan datos confiables y son una base para la implementación de su aprovechamiento.

La masa promedio de residuos de café por recolección fue de 16.747 kg/3 días, siendo Zona II la de con mayor generación, con el 53.6 % del total, igualmente, el área con mayor generación que fue el departamento de Energía, con el 8% del total.

Las propuestas planteadas para el manejo de los residuos de café en la UAM-A permiten concluir que la efectividad del proyecto se puede mejorar enfocándose en tres ejes de acción interrelacionados: la ampliación de cobertura, la consolidación operativa y el fortalecimiento de la cultura ambiental.

La concientización y sensibilización se erigen como componentes transversales, pues mediante campañas informativas se impulsa la corresponsabilidad, asegurando la continuidad del proyecto a largo plazo.

La integración de las estrategias anteriormente mencionadas no solo optimiza el aprovechamiento de los residuos de café generados en la unidad, sino que también contribuye a la consolidación de un modelo de gestión sustentable replicable en otras instituciones de educación superior.

5. Referencias

- [1] UAM, “UAM Azcapotzalco”, 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.azc.uam.mx/>
- [2] UAM, “Anuario Estadístico 2024”, 2025. [En línea]. Disponible en: https://transparencia.uam.mx/inforganos/anuarios/anuario2024/Anuario_Estadistico_2024-07-07-2025.pdf
- [3] UAM-A, “Plan de manejo de residuos de carácter urbano, de manejo especial y peligrosos de la Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco”, 2024.
- [4] I. Martínez, “Cómo reutilizar los residuos procedentes de la industria del café a través de la economía circular”, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, 2023. Consultado: el 8 de noviembre de 2024. [En línea]. Disponible en: <http://hdl.handle.net/2117/394280>
- [5] UAM-A, “PlanoPuntosReunionUAMA”. [En línea]. Disponible en: <https://www.azc.uam.mx/docs/site/proteccioncivil/PlanoPuntosReunionUAMA.pdf>

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a las 35 áreas que colaboraron para el desarrollo de este estudio; al Mtro. Roberto Hernández Calvo, jefe de la sección de intendencia, por su apoyo al estudio, a la Planta de Composta de la UAM-A por permitir el uso de sus instalaciones para disponer de una fracción de los residuos de café recolectados y al laboratorio de Tecnologías Sustentables, por el apoyo brindado durante el desarrollo del estudio.

II.2 Análisis de microplásticos en playas del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca.

Mariana Mendoza-Córdoba*
Alethia Vázquez-Morillas*
Juan Carlos Álvarez-Zeferino*
Arely Areanely Cruz-Salas*
Mariana Elizabeth Ballesteros-López*
Cynthia Yadira Rodríguez-Herrera*
Karla Yarenni Ramos-Rojas*
Mar Alejandra Romero-Saavedra*

Resumen

La contaminación por microplásticos constituye una de las principales problemáticas ambientales emergentes a nivel global, debido a su persistencia, amplia distribución en los ecosistemas y a los riesgos potenciales que representan para la biota y la salud humana. En México, pese a la extensión e importancia de sus zonas costeras, aún existen áreas con información limitada sobre la presencia y características de estos contaminantes. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la abundancia de microplásticos en sedimentos de tres playas de Parque Nacional de Huatulco, Oaxaca: Riscalillo, La India y Cacaluta, así como conocer sus características básicas de color, tipo y tamaño. El muestreo se realizó en la zona de pleamar mediante transectos lineales, seguido de procesos de secado, tamizado y separación por flotación con solución de CaCl_2 . Los microplásticos fueron cuantificados y clasificados según su tamaño, morfología y color. Los resultados confirmaron la presencia de microplásticos en los tres sitios, registrándose la mayor abundancia en Playa Cacaluta presentó la mayor abundancia promedio (669.01 MP/m²), seguida de Playa La India (316.90 MP/m²) y Playa Riscalillo (246.48 MP/m²) Predominaron partículas menores a 5 mm, principalmente fibras (54.7 %, 35.6 %, 28.2 %), lo que sugiere aportes asociados a actividades pesqueras, turísticas y al transporte por corrientes marinas. Los hallazgos evidencian que incluso playas con distinto grado de intervención humana presentan contaminación por microplásticos, resaltando la necesidad de fortalecer los programas de monitoreo y las estrategias de gestión ambiental en Áreas Naturales Protegidas especialmente aquellas que se localizan en zonas costeras.

Palabras clave: *área natural protegida, arena, contaminación, corrientes marinas, residuos plásticos, sedimentos.*

*Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Departamento de Energía, Av. San Pablo No. 420, Colonia Nueva El Rosario, CP 02128, Ciudad de México, México, 5553189000 Ext. 2196 o 2273

E-mail: al2203031192@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx, aacs@azc.uam.mx, mebl@azc.uam.mx, c.yadira.herrera@gmail.com, kyrr@azc.uam.mx, al2203030659@azc.uam.mx

1. Introducción

El uso de plásticos se ha incrementado de manera exponencial desde mediados del siglo XX debido a sus propiedades físicas, como ligereza, resistencia y bajo costo de producción. No obstante, su alta durabilidad y resistencia a la degradación han convertido a estos materiales en una de las principales fuentes de contaminación ambiental. Retama et al. [7] señalan que la producción global de plásticos ha aumentado de forma sostenida desde la década de 1950, alcanzando cientos de millones de toneladas anuales, una fracción considerable de las cuales termina en los ecosistemas marinos [7]. De acuerdo con Jambeck et al. [5], entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas métricas de residuos plásticos ingresan cada año a los océanos, lo que evidencia la magnitud del problema a escala global [5].

La clasificación de los residuos plásticos se basa en su tamaño, factor que condiciona su impacto ambiental. En este trabajo, siguiendo los criterios de GESAMP [3], se definen como microplásticos a las partículas menores a 5 mm. La presencia de estos elementos en zonas costeras es crítica, ya que la fragmentación de residuos mayores por erosión y radiación UV constituye la principal fuente secundaria de microplásticos en el ecosistema [3].

Dentro de esta problemática, los microplásticos (MP), definidos como fragmentos de plástico con un tamaño igual o menor a 5 mm, han adquirido especial relevancia debido a su ubicuidad y a los potenciales impactos negativos que pueden generar en el ambiente y la salud humana [1]. Estos contaminantes se clasifican en microplásticos primarios, fabricados intencionalmente en tamaños pequeños, y microplásticos secundarios, que se originan a partir de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño por efecto de la radiación ultravioleta, la abrasión mecánica del oleaje y la acción del viento [6].

Diversos estudios han documentado que los microplásticos son capaces de afectar a los organismos marinos al obstruir su sistema digestivo, reducir su capacidad reproductiva e incluso transferirles ciertas sustancias tóxicas asociadas a los polímeros y a los contaminantes adsorbidos en su superficie [8]. Herrera et al. [4] estiman que cerca del 99 % de los plásticos que ingresan al mar son ingeridos por la fauna marina o bien se fragmentan debido al efecto de factores abióticos que favorecen su degradación y acumulación en sedimentos costeros y marinos [4].

En México, la contaminación por microplásticos representa una amenaza significativa debido a la extensión de su litoral y a la importancia ecológica y socioeconómica de sus playas. Álvarez-Zeferino et al. [2] destacan que la deficiente gestión de residuos sólidos urbanos, las descargas de aguas residuales y las actividades turísticas y pesqueras contribuyen de manera importante a la presencia de microplásticos en playas mexicanas [2]. En particular, Retama et al. [7] documentaron la presencia de microplásticos en playas turísticas de la Bahía de Huatulco, tales como Conejos, Magueyito, Tangolunda Santa Cruz y El Violín, evidenciando la necesidad de ampliar los estudios hacia zonas con menor intervención antrópica [7].

En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la distribución, abundancia y caracterización fisicoquímica de los microplásticos presentes en sedimentos de tres playas del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca: Riscalillo, La India y Cacaluta. Si bien Playa Cacaluta cuenta con antecedentes de investigación relacionados con la contaminación por microplásticos, la información disponible para Riscalillo y La India continúa siendo limitada. Asimismo, son escasos los estudios realizados en playas con acceso restringido y bajo grado de intervención antropogénica dentro del Parque Nacional Huatulco. En este sentido, los resultados obtenidos contribuyen a ampliar el conocimiento sobre la contaminación por microplásticos en los ambientes costeros de Oaxaca y proporcionan una línea base de referencia para el desarrollo de futuros programas de monitoreo, conservación y gestión ambiental en la región.

2. Metodología

El estudio se llevó a cabo en tres playas localizadas dentro del Parque Nacional Huatulco, en la costa del Pacífico mexicano, en el estado de Oaxaca: Riscalillo, La India y Cacaluta ubicadas en el mapa mostrado en la Figura 1. El muestreo se realizó durante el mes de agosto de 2025, siguiendo la metodología propuesta por Álvarez-Zeferino et al. [2] para la identificación y caracterización de microplásticos en playas arenosas [2].

2.1 Descripción del sitio de estudio

Se seleccionaron estas tres playas vírgenes sin muestreos previos sobre la presencia de microplásticos en ambientes con mínima intervención humana. Esta elección responde al interés de evaluar la contaminación de fondo en zonas prístinas y aportar información relevante para la región.



Figura 1. Mapa de la ubicación geográfica de playas

2.2 Muestreo de microplásticos

En cada playa se estableció un transecto de 100 m en la zona de pleamar, seleccionándose diez puntos de muestreo separados entre sí por una distancia de 10 m.

En cada punto se recolectó sedimento costero superficial mediante la inserción de un cilindro de acero inoxidable de 19 cm de diámetro y 5 cm de altura, el cual fue enterrado por completo hasta el borde. Posteriormente, se retiró de forma manual la arena circundante y se aisló la muestra mediante la colocación de una placa metálica en la base del cilindro como se muestra en la Figura 2a. Las muestras obtenidas, se sometieron a un proceso de reducción de volumen in situ mediante tamizado, empleando para ello un tamiz de malla #16 (apertura de poro de 1.19 mm) y #150 (apertura de poro de 0.106 mm). Debido a la cohesión y compactación del sedimento húmedo, se empleó agua de mar previamente filtrada para facilitar la dispersión del material y favorecer su paso a través de las mallas, asegurando al mismo tiempo la ausencia de microplásticos externos, como se ilustra en la Figura 2b.

Las fracciones retenidas fueron almacenadas en sobres de aluminio y etiquetados; las muestras se trasladaron al laboratorio para su análisis posterior como se muestra en la Figura 2c. En el caso de Playa Cacaluta, cuya arena presentó una granulometría más gruesa, la reducción de volumen fue limitada, conservándose gran parte del sedimento, el cual se transportó en bolsas con cierre hermético.



Figura 2. Recolección de muestra: a) hundimiento del muestreador, b) reducción de volumen, c) resguardo de la muestra

2.3 Análisis de muestras en laboratorio

En el laboratorio, se determinó el contenido de humedad de las muestras mediante secado en estufa a 60 °C durante 24 h, comparando la masa inicial húmeda con la masa final seca. Posteriormente, se realizó la extracción de microplásticos mediante separación por flotación, utilizando una solución salina de cloruro de calcio (CaCl_2) con una densidad aproximada de 1.6 g/mL, preparada a partir de 760 g de CaCl_2 por cada litro de agua. Se añadió aproximadamente 250 ml de la solución a las muestras de sedimento, las cuales se agitaron durante un minuto y se dejaron reposar por cuatro minutos, permitiendo la flotación de las partículas de menor densidad. Los microplásticos flotantes fueron recuperados manualmente con pinzas de acero inoxidable, colocándose en placas Petri desechables. Luego de un enjuague con agua destilada para retirar el CaCl_2 remanente, las muestras se secaron y se resguardaron en placas Petri de vidrio, debidamente rotuladas.

Con el fin de evitar falsos positivos, las partículas extraídas fueron sometidas a pruebas químicas selectivas. Para la eliminación de materiales calcáreos, se empleó una solución de HCl 0.5 N, considerándose como material no plástico aquel que presentó efervescencia. Por el contrario, las partículas que no presentaron reacción fueron conservadas y sometidas a las pruebas posteriores para su confirmación como posibles microplásticos. Asimismo, para diferenciar fibras orgánicas de fibras sintéticas, se utilizó peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 %. Bajo este procedimiento, las partículas que mostraron cambio de coloración o degradación fueron identificadas como materia orgánica y descartadas, mientras que aquellas fibras que mantuvieron su integridad estructural y color original se confirmaron como sintéticas. Posteriormente, los microplásticos confirmados se lavaron con agua destilada, se secaron cuidadosamente y se resguardaron en cajas Petri para su análisis.

La abundancia de microplásticos se determinó principalmente como el número de partículas por kilogramo de sedimento seco (kgss) y húmedo (kgsh). Adicionalmente, para permitir la comparabilidad con otros estudios, se integraron los valores expresados en masa (mg) y abundancia por unidad de área (m^2).

Finalmente, los microplásticos fueron clasificados de acuerdo con su tamaño, color y morfología, diferenciándose en el último caso entre fibras, fragmentos, películas, pellets, espumados y piezas rígidas o semirrígidas, con el propósito de identificar patrones de distribución y posibles fuentes de origen asociadas a la contaminación en las playas estudiadas.

3. Resultados y discusión

La presente sección expone de manera sistemática los hallazgos obtenidos a partir de los procedimientos metodológicos descritos previamente.

3.1 Abundancia

Se identificaron microplásticos en las tres playas estudiadas, observándose diferencias significativas en su abundancia. Playa Cacaluta presentó la mayor abundancia promedio (669.01 ± 142.26 MP/m²), seguida de Playa La India (316.90 ± 35.02 MP/m²) y Playa Riscalillo (246.48 ± 28.99 MP/m²). Estas variaciones pueden asociarse a diferencias en la dinámica costera, particularmente en la granulometría del sedimento, el efecto del oleaje y las corrientes marinas. En Playa Cacaluta se observó una granulometría más gruesa en comparación con las otras playas, mientras que La India y Riscalillo presentaron características granulométricas similares entre sí. Los sedimentos más gruesos pueden favorecer la retención y acumulación de partículas plásticas de mayor tamaño o densidad, lo que podría explicar la mayor abundancia registrada en Cacaluta. Por otro lado, la similitud granulométrica entre La India y Riscalillo podría relacionarse con las concentraciones de microplásticos más cercanas entre ambas playas.

Entre las tres playas, Cacaluta presenta el mayor oleaje y mayor exposición al mar abierto, lo que favorece el arrastre y la acumulación de microplásticos, aun con baja presencia humana. En contraste, Riscalillo tiene oleaje suave y mínima actividad antropogénica, por lo que tiende a mostrar menores concentraciones de MP. Por su parte, La India presenta condiciones intermedias tanto en dinámica marina como en influencia humana, reflejándose en niveles moderados de microplásticos.

3.2 Características de las partículas

En los tres sitios de estudio predominaron partículas menores a 5 mm ilustrado en la Figura 5, prevaleciendo los microplásticos por sobre los mesoplásticos y macroplásticos. En la Figura 3 se muestra que la morfología más frecuente correspondió a fragmentos rígidos (50 %) seguido de película (15 %) finalizando con semirrígido (9 %), lo que sugiere una posible contribución de fuentes asociadas a actividades pesqueras, asimismo, las posibles fuentes de estos microplásticos podrían estar asociadas a las actividades turísticas desarrolladas en el complejo turístico cercano, más que a actividades directas en las playas estudiadas y al desgaste de objetos plásticos de mayor tamaño. En cuanto al color, se identificaron principalmente tonos azules (media de 12 %), transparentes (media de 50 %) y blancos (media de 50 %) ilustrada en la Figura 4, una característica comúnmente reportada en estudios de playas mexicanas y que puede estar relacionada con el origen de los polímeros y su tiempo de exposición ambiental.

Todas las partículas recolectadas fueron clasificadas como microplásticos secundarios, ya que presentaban bordes irregulares, fracturas superficiales y texturas erosionadas visibles a simple vista y perceptibles al tacto. Estas características evidencian procesos de fragmentación física y fotodegradación de macroplásticos preexistentes en el medio marino.

3.3 Comparación con otros estudios

Estos resultados son consistentes con lo reportado en diversas playas mexicanas, donde se observa una predominancia generalizada de microplásticos en intervalos inferiores a 5 mm, aunque con variaciones en la distribución de tamaños según la ubicación geográfica y la intensidad de la actividad antrópica. Por ejemplo, en la zona de anidación de tortugas en Veracruz (Nautla-Vega de Alatorre), un área con menor presión urbana directa pero influenciada por corrientes del Golfo se ha registrado una mayor abundancia de fragmentos y fibras en el intervalo de 4 a 5 mm, seguido por el de 1 a 2 mm. En contraste, en playas de Puerto Vallarta, Jalisco, donde la actividad turística es intensa y el vertido de efluentes urbanos es constante, la distribución de formas está condicionada por el tamaño, con mayor presencia de fibras, fragmentos y películas en partículas menores a 1 mm [6].

Recolección de residuos

De manera similar, en las áreas que comprenden este estudio, las partículas inferiores a 5 mm constituyen la categoría dominante en todos los sitios muestreados, destacando una alta frecuencia de fibras en Playa Cacaluta. Por su parte, en el Caribe Mexicano, la abundancia de microplásticos ha sido asociada con el arribo de sargazo pelágico, donde las fibras representan entre el 48% y el 98% de las formas encontradas, principalmente dentro de los intervalos de menor tamaño [1]. En conjunto, estos hallazgos subrayan la importancia de adoptar metodologías uniformes de medición que permitan realizar comparaciones precisas entre distintas regiones costeras.

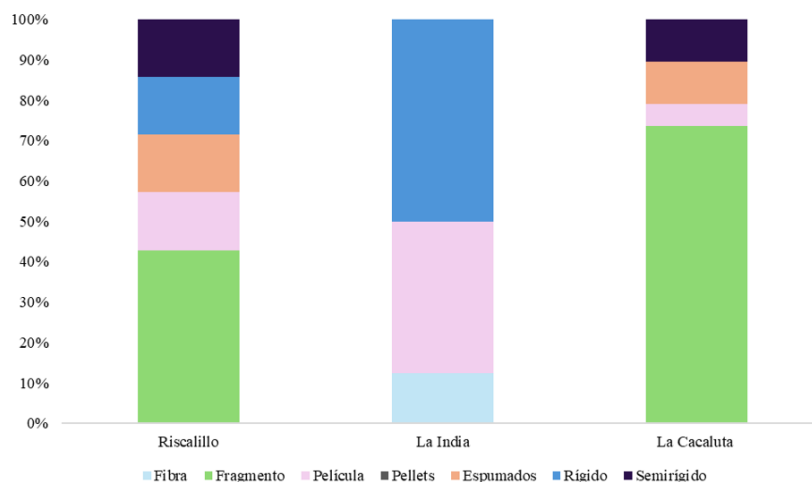


Figura 3. Morfología

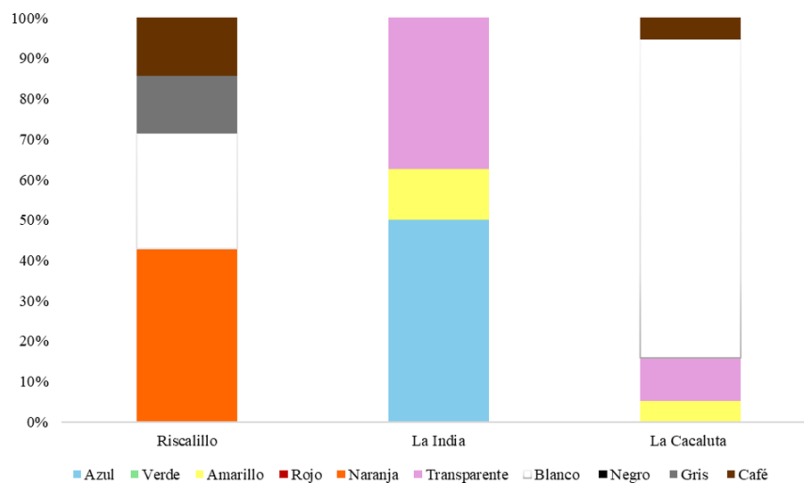


Figura 4. Color

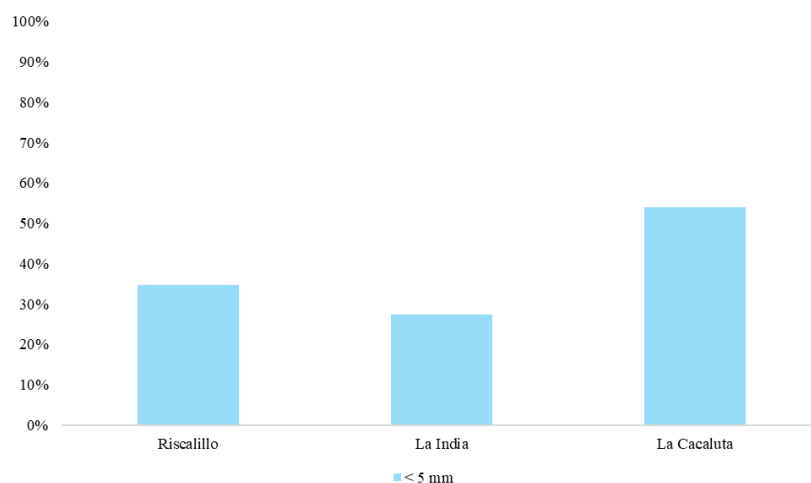


Figura 5. Tamaños

4. Conclusiones

El presente estudio confirma la presencia de microplásticos en sedimentos de las playas Riscalillo, La India y Cacaluta. Los hallazgos evidencian que esta contaminación afecta tanto a zonas de uso recreativo intenso como a aquellas con acceso restringido o baja intervención humana, sugiriendo un transporte de partículas a través de corrientes costeras. La predominancia de fibras y partículas menores a 5 mm sugiere apunta a fuentes de origen terrestre, tales como el vertido de aguas residuales de la infraestructura hotelera, y de origen marino, derivadas del desgaste de artes de pesca. Los resultados obtenidos permiten establecer una línea base para el Parque Nacional de Huatulco y resaltan la necesidad de implementar programas de monitoreo continuo y estrategias de gestión integral de residuos plásticos en zonas costeras.

5. Referencias

- [1] Aldana Aranda, D., Gil Cortes, T., Rodriguez Martinez, R. E., Castillo, V., Caballero Vázquez, A., Acosta González, G., y Leal Bautista, R. M. (2023). Pelagic sargassum is a source of microplastic pollution in the Mexican Caribbean [El sargazo pelágico es fuente de contaminación por microplásticos en el Caribe Mexicano]. *Proceedings of the 75th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 83–89.
- [2] Álvarez Zeferino, J. C. (2020). *Factores que inciden en la presencia de microplásticos en playas mexicanas* (Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería).
- [3] GESAMP (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean*. Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130 p.
- [4] Herrera, A., Raymond, E., Martínez, I., Álvarez, S., Canning-Clode, J., Gestoso, I., Pham, C. K., Ríos, N., Rodríguez, Y., Gómez, M., & López-González, P. J. (2020). *First evaluation of neustonic microplastics in the Macaronesian region, NE Atlantic*. *Science of the Total Environment*, 714, 136654.
- [5] Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.

- [6] Mejía-Estrella, I. A., Peña-Montes, C., Peralta-Peláez, L. A., Del Real Olvera, J., & Sulbarán-Rangel, B. (2023). *Microplastics in sandy beaches of Puerto Vallarta in the Pacific Coast of Mexico*. *Sustainability*, 15(21), 15259.
- [7] Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., & Rodríguez-Espinosa, P. F. (2016). Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 530–535.
- [8] Ruíz-Reyes, C. I., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. del R., & Morán-Silva, A. (2023). *Microplastics on beaches in the Nautla-Vega de Alatorre turtle nesting area, Veracruz*. *Microplastics*, 2(3), 230–241.

II.3 Actualización del análisis de la presencia de residuos marinos en México: tendencias derivadas de la Limpieza Costera Internacional (2019–2025).

Mariana Mendoza-Córdoba*
Alethia Vázquez-Morillas*
Juan Carlos Álvarez-Zeferino*
Arely Areanely Cruz-Salas*

Resumen

La contaminación por residuos marinos constituye uno de los principales problemas ambientales a nivel global, debido a sus impactos negativos en los ecosistemas costeros, la biodiversidad y las actividades humanas. En México, esta problemática adquiere especial relevancia por su extensa línea costera y la diversidad de ambientes marinos. El presente estudio analiza la presencia de residuos marinos en el país desde 2019, a partir de los datos generados por Ocean Conservancy. Los resultados evidencian variaciones temporales en la participación y en la eficiencia de recolección, así como una tendencia reciente a la disminución en el número de voluntarios, influenciada en parte por la pandemia de COVID-19. En términos de composición, se confirma la predominancia de residuos plásticos y colillas de cigarro, los cuales han incrementado su proporción relativa a lo largo del tiempo. Aunque algunos indicadores muestran tendencias a la baja, estos resultados deben interpretarse con cautela, ya que pueden estar influenciados por cambios metodológicos, el tamaño de los residuos y la variabilidad en el esfuerzo de muestreo derivada del número de participantes y la extensión de las áreas cubiertas. El análisis histórico permite identificar patrones y evaluar la efectividad de las estrategias de gestión implementadas; sin embargo, el incremento en la producción y consumo de plásticos sigue representando un desafío significativo. Se concluye que es necesario fortalecer los programas de monitoreo, promover la participación social y consolidar políticas públicas más estrictas para mitigar la contaminación marina en México.

Palabras clave: *Limpieza Costera Internacional, microplásticos, monitoreo ambiental*

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Departamento de Energía, Av. San Pablo No. 420, Colonia Nueva El Rosario, CP 02128, Ciudad de México, México, 5553189000 Ext. 2196 o 2273

E-mail: al2203031192@azc.uam.mx, alethia@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx, aacs@azc.uam.mx

1. Introducción

La contaminación por residuos marinos es reconocida actualmente como uno de los principales problemas ambientales a escala global, debido a sus efectos negativos sobre los ecosistemas, la biodiversidad y las actividades económicas relacionadas con las zonas costeras. Este fenómeno comprende la acumulación de materiales sólidos de origen antropogénico en ambientes marinos y costeros, destacando particularmente los plásticos por su alta persistencia y amplia distribución. De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2021), millones de toneladas de residuos plásticos ingresan a los océanos cada año, agravando la degradación de estos ecosistemas [14].

En México, el análisis de los residuos marinos cobra especial relevancia debido a su extensa línea costera, que abarca más de 11,000 kilómetros y comprende diversos ecosistemas como playas, manglares, arrecifes y lagunas costeras. Desde 1989, se han desarrollado esfuerzos sistemáticos para evaluar la presencia y composición de estos residuos, destacando la participación del país en iniciativas internacionales como la Limpieza Costera Internacional coordinada por Ocean Conservancy. Este programa ha permitido generar bases de datos comparables a lo largo del tiempo, facilitando la identificación de tendencias en la acumulación de residuos.

Un antecedente importante para el análisis de residuos marinos en México es el estudio realizado por Álvarez-Zeferino et al. (2020), en el cual se analizaron los reportes de Ocean Conservancy correspondientes al periodo 1989–2018. Los autores identificaron que la participación en la Limpieza Costera Internacional se concentró únicamente en cuatro o cinco estados de manera constante, además de observar una transición en la composición de los residuos, pasando de materiales como vidrio y madera hacia una predominancia de plásticos y colillas de cigarro. Asimismo, reportaron tendencias al incremento en el número de voluntarios y longitud recorrida, aunque con disminución en indicadores como piezas recolectadas por metro lineal y distancia recorrida por participante [2].

Los residuos marinos en México provienen principalmente de fuentes terrestres, incluyendo el manejo inadecuado de residuos sólidos urbanos, descargas ilegales, actividades turísticas y escorrentía superficial. Se estima que aproximadamente el 80 % de estos residuos tiene este origen, mientras que el resto se asocia a actividades marítimas [6]. En este contexto, instituciones como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2018) han documentado que los plásticos constituyen el componente predominante de los residuos marinos, incluyendo bolsas, botellas, empaques y fragmentos derivados de su degradación.

A partir de la década de 2000, el estudio de los residuos marinos ha evolucionado hacia enfoques más específicos, incorporando la cuantificación de microplásticos, definidos como partículas menores a 5 mm [3]. Estas partículas representan una preocupación emergente debido a su persistencia, capacidad de dispersión y potencial de bioacumulación. Investigaciones a nivel global han reportado la presencia generalizada de microplásticos en playas y océanos [3, 4], lo que evidencia la magnitud del problema. Asimismo, la Academia Mexicana de Ciencias (2022) señala que los microplásticos pueden actuar como vectores de contaminantes químicos, incrementando los riesgos ecológicos y potencialmente afectando la salud humana [1].

El análisis histórico de la presencia de residuos marinos en México desde 1989 permite identificar patrones espaciales y temporales, así como evaluar la efectividad de las estrategias de gestión implementadas. En este sentido, el país ha desarrollado instrumentos normativos y programas orientados a la reducción de residuos; sin embargo, el incremento en la producción y consumo de plásticos continúa representando un desafío significativo [14].

El estudio de los residuos marinos en México no solo permite comprender la evolución de esta problemática, sino que también proporciona información clave para la toma de decisiones en materia de conservación ambiental. El fortalecimiento de los programas de monitoreo, la cooperación internacional y la implementación de políticas públicas más estrictas resultan fundamentales para mitigar los impactos de la contaminación marina.

El objetivo de este estudio fue analizar las tendencias recientes de los residuos marinos en México durante el periodo 2019–2025, utilizando los datos de la Limpieza Costera Internacional de Ocean Conservancy, y compararlas con las tendencias históricas reportadas para el periodo 1989–2018.

2. Metodología

El presente estudio da continuidad del análisis histórico realizado previamente para el periodo 1989–2018, incorporando información correspondiente de 2019 a 2025 con el fin de identificar cambios recientes en las tendencias de participación y composición de residuos marinos en México.

La metodología empleada se basó en el análisis desarrollado previamente por Álvarez-Zeferino et al. (2020), quienes evaluaron los reportes de Ocean Conservancy correspondientes al periodo 1989–2018. En el presente trabajo se retomaron los mismos parámetros de análisis para actualizar la información del periodo 2019–2025 y permitir comparaciones temporales.

La investigación se basó en el análisis de los informes anuales de Ocean Conservancy publicados desde en el sitio web de Ocean Conservancy [7]-[15], sistematizando la información sobre las siguientes variables:

- Entidades federativas participantes en la LCI
- Número de voluntarios
- Extensión del área recorrida y masa total de los residuos
- Conteo de unidades recolectadas y tipología de los tres objetos más frecuentes

Para asegurar la comparabilidad de los datos a través del tiempo, se realizó una normalización de parámetros en función de la longitud recorrida (relacionando piezas, voluntarios y masa con longitud), permitiendo así un análisis estadístico más preciso.

3. Resultados y discusión de resultados

En comparación con el análisis histórico de 1989–2018 realizado por Álvarez-Zeferino et al. (2020), donde se reportó una participación constante de cuatro a cinco estados, el periodo 2019–2025 muestra una ligera variación, alcanzando hasta seis estados entre 2019 y 2022. No obstante, la cobertura geográfica de las investigaciones sigue siendo reducida, debido a que la participación se limita a un número pequeño de entidades en relación con los 17 estados costeros que conforman el territorio nacional, además de una entidad ubicada en el interior del país.

Como se observa en la Figura 1, la participación de los estados en la LCI no implica una cobertura total de sus costas, sino que se limita a municipios o localidades específicas. Es notable que, a pesar de la extensa línea costera de México, menos de una tercera parte de los estados con litoral han formado parte de este esfuerzo internacional.

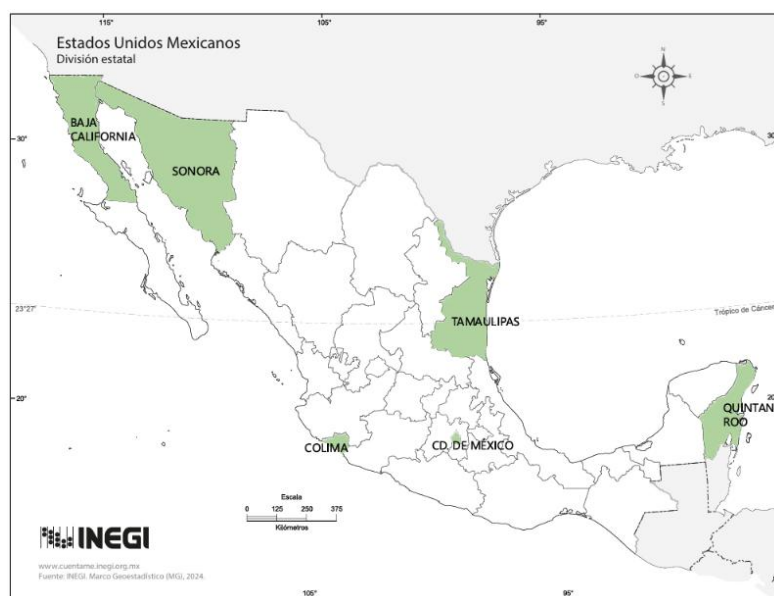


Figura 1. Estados que han participado en LCI desde 2019

Con relación al número de participación de estados por año (Figura 2), existe una variación a lo largo del tiempo, con una tendencia constante en los primeros tres años. Entre 2019 y 2022 se presentó la participación de seis estados, mientras que entre 2023 a 2025 solo se tuvo intervención de cinco estados.

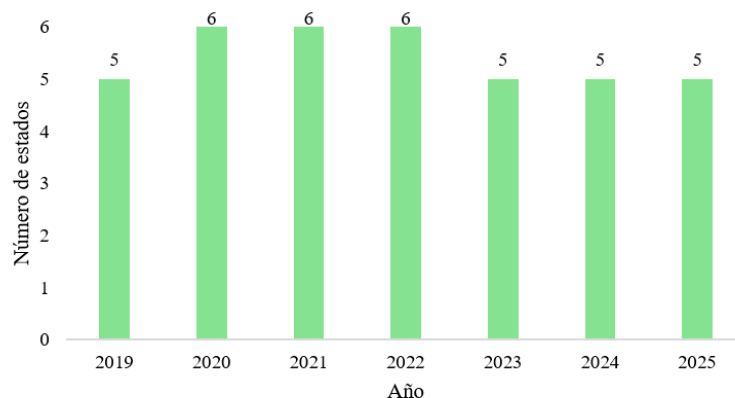


Figura 2. Número de estados participantes por año

En la Figura 3 se presenta la evolución del número de voluntarios por año. Se observa una tendencia general a la baja, a pesar de que en el periodo inicial (2019-2020) la participación se mantuvo al alza. No obstante, en 2021 se registró una reducción significativa, atribuida a las restricciones derivadas de la pandemia de COVID-19. Aunque en 2022 se presentó una recuperación puntual en el número de voluntarios, durante los años recientes (2023-2025) la cifra ha vuelto a disminuir, tendencia que ha prevalecido hasta la fecha.

Recolección de residuos

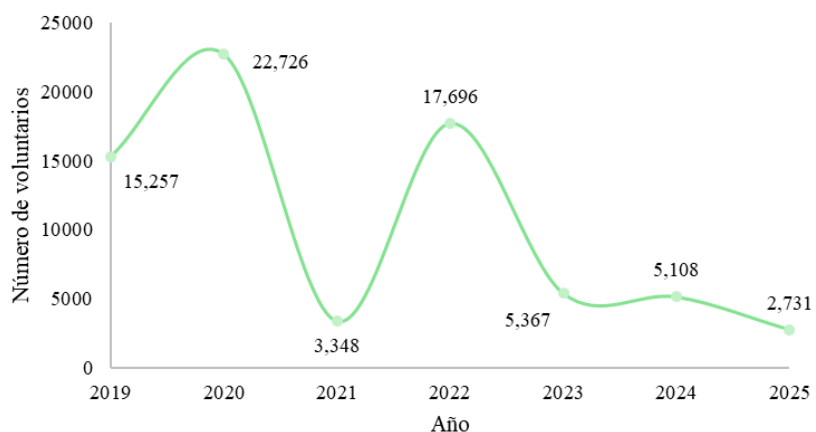


Figura 3. Número de voluntarios por año

De los datos reportados por Ocean Conservancy se utilizaron específicamente el número de voluntarios y la longitud total recorrida durante las actividades de limpieza. Con estos datos se realizó un cálculo para normalizar y comparar la distancia recorrida por cada voluntario. En cuanto a la longitud recorrida por participante, se observa que la tendencia se mantiene relativamente constante durante los primeros tres años, presenta un aumento significativo en 2022 y posteriormente muestra una tendencia descendente en los últimos tres años.

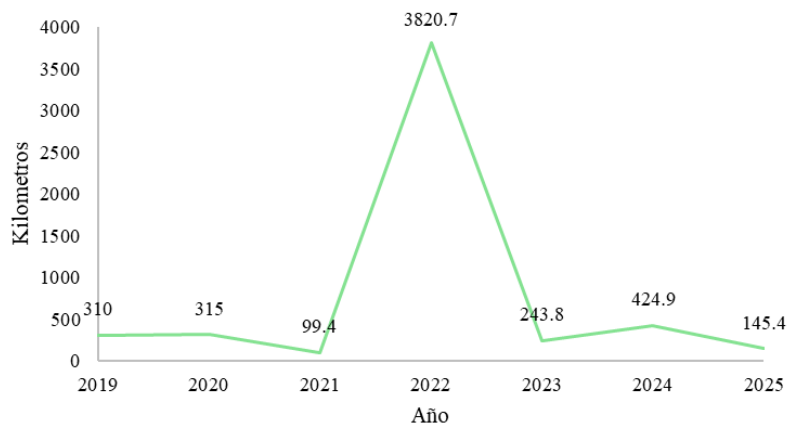


Figura 4. Longitud recorrida por año

Respecto a la distancia recorrida por cada participante, se observa una tendencia a la baja entre 2020 y 2022, lo que sugiere que los voluntarios cubren trayectos más cortos en cada jornada (Figura 5). Puede significar que, recientemente, se han recolectado fragmentos de residuos de menor tamaño; esto demanda más tiempo de ejecución y reduce el avance. Antes de 2021, las distancias superaban los 50 m; no obstante, tras una disminución significativa en dicho periodo, la tendencia se ha revertido entre 2023 y 2025, con algunas excepciones.

Recolección de residuos

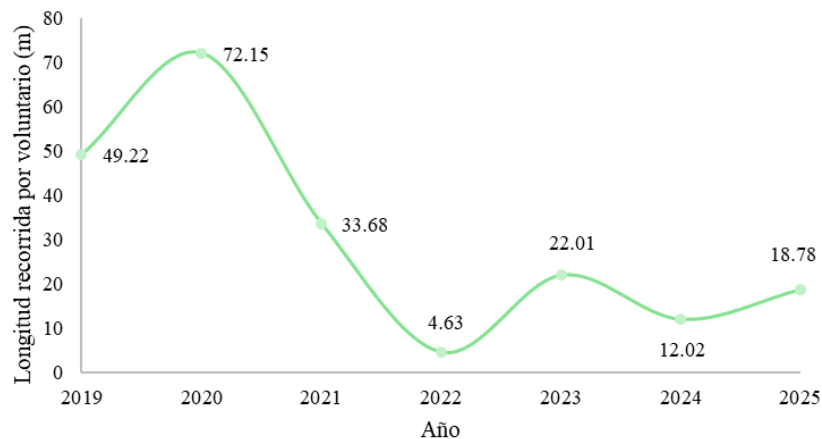


Figura 5. Longitud recorrida por participante por año

Las abundancias de residuos, expresadas en piezas/m_{lineal}, se presentan en la Figura 6. Aunque se observa una tendencia a la baja entre 2019 y 2022, esto no necesariamente indica una reducción en la contaminación de las playas. Este fenómeno debe interpretarse considerando factores que influyen en la eficiencia de las jornadas; por ejemplo, el tamaño de los residuos es determinante: a menor dimensión, mayor es la dificultad de detección o menor el interés por recolectarlos. Asimismo, se debe considerar la disminución progresiva de voluntarios en los últimos años, posiblemente debido a una pérdida de interés en la actividad. Adicionalmente, el área de la playa constituye un factor relevante, debido a que en ciertas regiones predominan playas de mayor anchura.

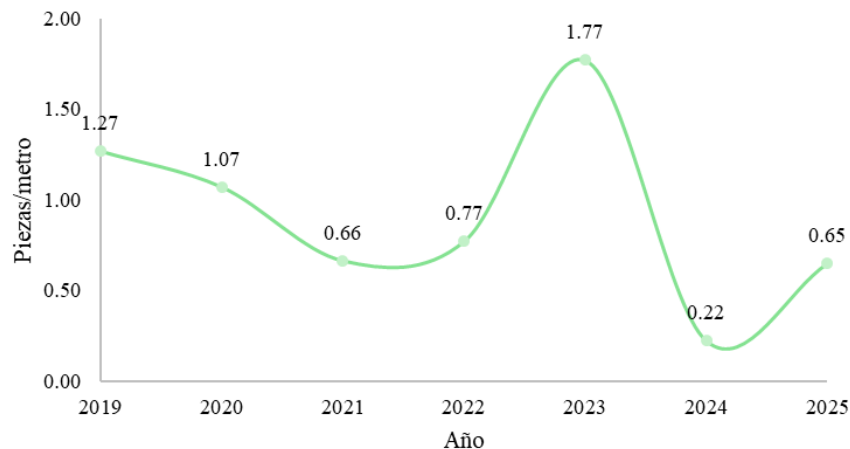


Figura 6. Relación piezas/metro_{lineal} por año

En la Figura 7 se representa la relación entre el número de piezas recolectadas y su masa; a diferencia de los indicadores, se observa una fluctuación considerable con un incremento máximo en el cuarto año seguido de un descenso. Este comportamiento puede atribuirse a variaciones en la composición y el tamaño de los residuos recolectados entre años, ya que una mayor proporción de objetos de gran tamaño o mayor densidad puede incrementar la masa promedio, mientras que una mayor presencia

Recolección de residuos

de fragmentos pequeños tiende a reducirla. Por lo tanto, las variaciones observadas reflejan cambios en las características de los residuos recolectados más que en la cantidad de piezas registradas.

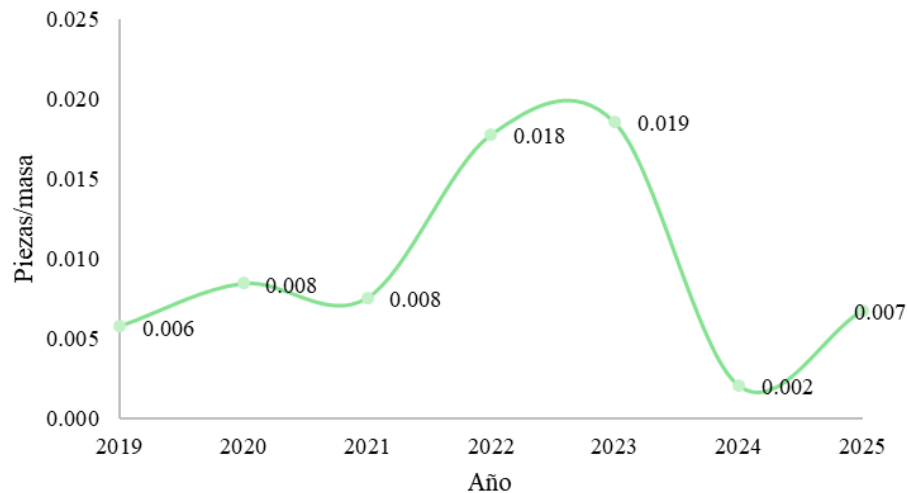


Figura 7. Relación piezas/masa por año

Finalmente, la Figura 8 presenta la cantidad aproximada de piezas recolectadas por voluntario, esta muestra una alta variabilidad en la cantidad de piezas recolectadas por voluntario entre 2019 y 2025. Se observa un incremento notable en 2022, considerado un valor atípico, seguido de una disminución en los años posteriores. Esta tendencia sugiere que, tras un periodo de acumulación significativa de residuos, pudo haber una reducción en la carga por voluntario, posiblemente asociada a mejoras en la gestión de residuos o a cambios en las condiciones de muestreo. Sin embargo, este indicador también depende del número de participantes y del esfuerzo de recolección.

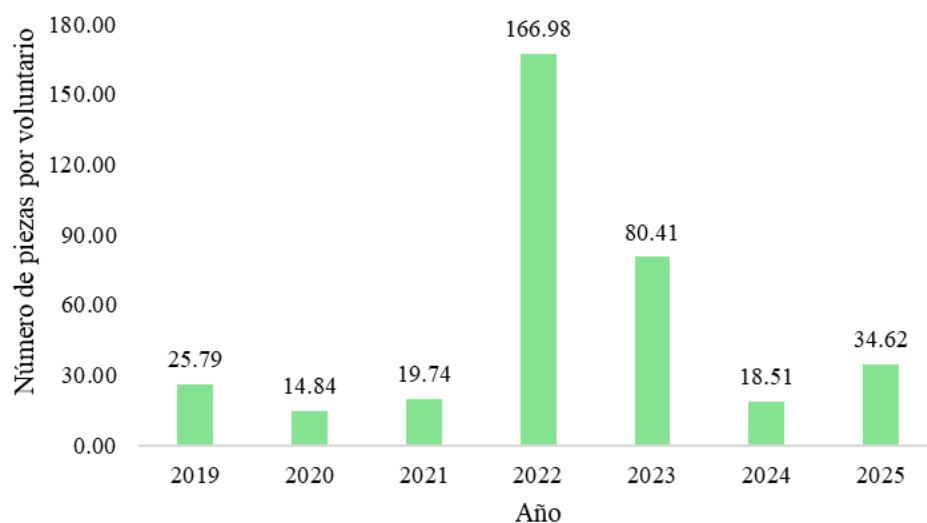


Figura 8.. Relación piezas por voluntario / año

Recolección de residuos

En la Tabla 1 se detallan las tres categorías de residuos con mayor recurrencia anual. Los resultados revelan una prevalencia constante de colillas de cigarro y diversos materiales plásticos como los contaminantes más comunes. No obstante, destaca que sus proporciones relativas han mostrado un incremento progresivo con el transcurso de los años.

Tabla 1. Tres residuos más recurrentes por año

Año	Residuos		
	1	2	3
2019	Colillas de cigarro (22.24 %)	Envolturas de comida (3.17 %)	Popotes (2.67 %)
2020	Envolturas de comida (5.30 %)	Colillas de cigarro (26.47 %)	Botella (6.19 %)
2021	Colillas de cigarro (13.57 %)	Botellas (8.49 %)	Envolturas de comida (3.57 %)
2022	Envolturas de comida (27.15 %)	Colillas de cigarro (2.51 %)	Botellas (9.45 %)
2023	Colillas de cigarro (63.74 %)	Botellas (2.47 %)	Envolturas de comida (1.09 %)
2024	Colillas de cigarro (13.56 %)	Botellas (7.89 %)	Taparrosca de botella (8.57 %)
2025	Envolturas de comida (1.65 %)	Botellas (8.63 %)	Colillas de cigarro (11.69 %)

4. Conclusiones

El análisis de la presencia de residuos marinos en México evidencia que la contaminación costera continúa siendo una problemática persistente y compleja, estrechamente vinculada a actividades antropogénicas, principalmente de origen terrestre. A pesar de los esfuerzos de monitoreo y de iniciativas como la Limpieza Costera Internacional, los resultados muestran que no existe una disminución contundente de los residuos, sino más bien una transformación en sus características, destacando el aumento relativo de materiales plásticos y residuos de menor tamaño.

Los resultados del periodo 2019–2025 muestran continuidad respecto a las tendencias históricas previamente reportadas para México, particularmente en la predominancia de residuos plásticos y colillas de cigarro. No obstante, se identificaron cambios recientes, como la disminución en el número de voluntarios y variaciones en los indicadores de recolección, lo cual evidencia la necesidad de fortalecer las estrategias de monitoreo y participación ciudadana.

Asimismo, se identificaron limitaciones importantes en la participación social, reflejadas en la disminución del número de voluntarios en años recientes, lo que puede influir en la representatividad y precisión de los datos. De igual forma, la variabilidad en los indicadores analizados sugiere que los cambios observados no dependen únicamente de mejoras en la gestión ambiental, sino también de factores metodológicos y contextuales.

En este sentido, los hallazgos subrayan la necesidad de fortalecer los esquemas de monitoreo a largo plazo, ampliar la cobertura geográfica de los estudios y fomentar una mayor participación ciudadana. Además, resulta indispensable implementar políticas públicas más eficaces orientadas a la reducción en la generación de residuos, particularmente plásticos, así como mejorar su manejo integral. Solo mediante un enfoque integral que combine investigación, regulación y educación ambiental será posible mitigar de manera significativa el impacto de los residuos marinos en los ecosistemas costeros de México.

5. Referencias

- [1] Academia Mexicana de Ciencias. (2022). Contaminación por microplásticos. *Revista Ciencia*.
- [2] Álvarez-Zeferino, J. C., Sánchez-Hernández, S., Cruz-Salas, A. A., Vázquez-Morillas, A., & Ojeda-Benítez, S. (2020). Análisis de la presencia de residuos marinos en México desde 1989. *Gestión Integral de Residuos, SOMERS*.
- [3] Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- [4] Browne, M. A., et al. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179.
- [5] Cózar, A., et al. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–10244.
- [6] Jambeck, J. R., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- [7] Ocean Conservancy. (2019). *The Clean Swell: 2019 International Coastal Cleanup Report*.
- [8] Ocean Conservancy. (2020). *The Clean Swell: 2020 International Coastal Cleanup Report*.
- [9] Ocean Conservancy. (2021). *The Clean Swell: 2021 International Coastal Cleanup Report*.
- [10] Ocean Conservancy. (2022). *The Clean Swell: 2022 International Coastal Cleanup Report*.
- [11] Ocean Conservancy. (2023). *The Clean Swell: 2023 International Coastal Cleanup Report*.
- [12] Ocean Conservancy. (2024). *The Clean Swell: 2024 International Coastal Cleanup Report*.
- [13] Ocean Conservancy. (2025). *The Clean Swell: 2025 International Coastal Cleanup Report*.
- [14] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2021). *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*.
- [15] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. Gobierno de México.

II.4 Análisis de ciclo de vida de escenarios de gestión de residuos con mayor circularidad en América Latina y el Caribe

Eloy Mondragón-Zarza*
Alethia Vázquez-Morillas*
Sylvie Jeanne Turpin-Marion*
Perla Xochitl Sotelo-Navarro*
María del Consuelo Hernández-Berriel**
Fredy Cuellar-Robles**

Resumen

La transición hacia sistemas de gestión de residuos con mayor circularidad ha sido propuesta como una estrategia para reducir impactos ambientales y dependencia de la disposición final. Sin embargo, la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en América Latina y el Caribe (AL&C) continúa caracterizándose por bajas tasas de recuperación y elevada dependencia de disposición final. En este estudio se evaluaron, mediante análisis de ciclo de vida (ACV), las implicaciones ambientales de escenarios orientados a incrementar la valorización y el aprovechamiento de residuos en AL&C. La evaluación consideró como unidad funcional la generación y gestión de 249 Mt de RSU. El escenario de mayor circularidad se construyó con una meta de recuperación equivalente al 30% de los residuos generados, mientras que un indicador complementario de recuperación efectiva incorporó eficiencias de sustitución asociadas al aprovechamiento orgánico y al reciclaje de materiales. Los resultados mostraron una reducción aproximada de 33% en emisiones de gases de efecto invernadero, de 6.85×10^8 a 4.58×10^8 kg CO₂ eq. Aunque el incremento en reciclaje y aprovechamiento orgánico redujo la dependencia de disposición final, la circularidad efectiva obtenida fue de 17.4%, evidenciando que mayores tasas de recuperación física no necesariamente implican niveles equivalentes de sustitución efectiva de materias primas vírgenes. Los resultados sugieren que incrementar la valorización y el aprovechamiento de residuos puede contribuir significativamente a reducir impactos climáticos y dependencia de disposición final en AL&C.

Palabras Clave: *Aprovechamiento orgánico, gases de efecto invernadero, gestión sostenible, valorización.*

*Departamento de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo 420 Col. Nueva El Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México 02128, México.

**División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Avenida Tecnológico S/N, Colonia Agrícola Bellavista, Metepec 52149, Estado de México, México

E-mail: emz@azc.uam.mx; alethia@azc.uam.mx

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) representa uno de los principales desafíos ambientales asociados al crecimiento urbano, el incremento en los patrones de consumo y la presión sobre los recursos naturales. A nivel global, la generación de residuos sólidos municipales alcanzó 2.6 mil millones de toneladas en 2022 y podría incrementarse hasta 3.9 mil millones de toneladas hacia 2050, principalmente en regiones en desarrollo con rápida urbanización y limitada infraestructura de gestión [1]. En América Latina y el Caribe (AL&C), el manejo de residuos continúa caracterizándose por una elevada dependencia de opciones de disposición final, incluyendo rellenos sanitarios, sitios controlados y disposición no controlada, así como por bajas tasas de reciclaje y aprovechamiento orgánico [2]. Estas condiciones favorecen la generación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente por la degradación anaerobia de residuos orgánicos y la limitada recuperación de materiales potencialmente valorizables [3]. De acuerdo con el Intergovernmental Panel on Climate Change, la disposición y tratamiento de residuos sólidos y aguas residuales representan aproximadamente el 20% de las emisiones antropogénicas de CH₄, mientras que los sitios de disposición final constituyen una de las principales fuentes de este gas a nivel global [4].

La economía circular ha sido propuesta como una estrategia para reducir la extracción de recursos y minimizar la generación de residuos mediante prácticas de reutilización, reciclaje y valorización material. En este sentido, la transición hacia sistemas de gestión con mayor circularidad podría contribuir a disminuir las emisiones de GEI y reducir la dependencia de disposición final mediante un mayor aprovechamiento de residuos y recuperación de materiales [5]. El análisis de ciclo de vida (ACV) se ha consolidado como una de las herramientas más utilizadas para evaluar el desempeño ambiental de sistemas de gestión de RSU y analizar el efecto de distintas estrategias de manejo sobre las emisiones de GEI [6]. Estudios previos han demostrado que escenarios con mayores tasas de reciclaje y aprovechamiento orgánico presentan menor impacto climático que aquellos dominados por disposición final [7]. Sin embargo, la mayoría de las investigaciones disponibles se han desarrollado a escala local o nacional, mientras que en AL&C aún existe limitada información regional que integre enfoques de economía circular y ACV para evaluar escenarios de gestión con mayor circularidad [8].

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar, mediante un enfoque de ACV, las implicaciones ambientales de escenarios de gestión de RSU orientados a incrementar el aprovechamiento y valorización de residuos para aumentar la circularidad del sistema en AL&C.

2. Metodología

2.1 Objetivo y alcance

El presente estudio evaluó las implicaciones ambientales asociadas a escenarios de gestión de RSU orientados a incrementar la circularidad del sistema en AL&C mediante un enfoque de ACV. La evaluación se desarrolló conforme a las normas ISO 14040 e ISO 14044 utilizando un enfoque consecuencial, debido a que el estudio analiza cambios potenciales en los flujos de manejo y tratamiento derivados de escenarios con mayor circularidad [9, 10].

La unidad funcional se definió como la generación y gestión anual de 249 Mt de RSU en AL&C durante 2022 [1], bajo escenarios actual y mejorado de manejo de residuos. De esta cantidad, 214 Mt correspondieron a residuos recolectados y 35 Mt a residuos no recolectados. La comparación entre escenarios se realizó considerando la misma cantidad total de residuos generados y gestionados, garantizando equivalencia funcional entre los sistemas evaluados.

Análisis de ciclo de vida y el manejo de residuos:

El modelado se desarrolló con base en los residuos recolectados regionalmente, ya que representan los flujos efectivamente gestionados dentro del sistema formal de manejo de residuos. En este contexto, la disposición no controlada (open dumping) incluyó tanto residuos recolectados destinados a sitios no controlados como residuos no recolectados finalmente dispuestos fuera de sistemas formales de gestión.

Los límites del sistema comprendieron las etapas de tratamiento y disposición final de los residuos sólidos urbanos consideradas en los escenarios evaluados. Estas etapas incluyeron el reciclaje, el compostaje, la digestión anaerobia (AD), la incineración, el relleno sanitario, la disposición controlada y la disposición no controlada (open dumping). Se excluyeron los procesos asociados a infraestructura, transporte y emisiones de largo plazo debido a la limitada disponibilidad de información regional homogénea y a las altas incertidumbres asociadas a estos procesos en el contexto evaluado.

2.2 Construcción de escenarios

El escenario base se construyó a partir de la información reportada para AL&C por el World Bank [1], considerando para la composición regional de los residuos el 47.0% de fracción orgánica (residuos alimentarios y de jardinería), el 33.9% de materiales reciclables (papel y cartón, plástico, vidrio, metal y madera) y el 19.1% de no recuperables [1], (Figura 1a). Asimismo, se tomó en cuenta que, del total de las 249 Mt de RSU generados anualmente en 2022, se recolectaron solamente 214 Mt, (35 Mt corresponden a residuos no recolectados) y se recuperaron 17 Mt entre reciclaje y composteo. Las opciones de manejo que se incluyeron fueron: reciclaje, compostaje y AD, incineración, relleno sanitario, disposición controlada y disposición no controlada (open dumping), (Figura 1b).

El escenario mejorado se construyó con base en la misma composición regional de los RSU, con un potencial recuperable máximo de 80.9%, obtenido como la suma de las fracciones orgánica y materiales recuperables, 47% y 33.9% respectivamente. Este valor representa una estimación teórica del potencial máximo de recuperación bajo la clasificación composicional empleada. El escenario se desarrolló incrementando el aprovechamiento de materiales recuperables y fracción orgánica hasta alcanzar una recuperación equivalente al 30% de los residuos generados, lo que representa pasar de 17 Mt en el escenario base a 74.7 Mt recuperadas, porcentaje utilizado en este estudio como meta de circularidad. El valor objetivo se definió a partir de tasas agregadas de reciclaje y aprovechamiento orgánico reportadas por el World Bank para Europa y Asia Central, equivalentes aproximadamente a 34% de los residuos generados [1]. Con base en este valor se adoptó una meta de circularidad de 30% para la construcción del escenario.

Posteriormente, los residuos recuperados se distribuyeron entre aprovechamiento orgánico y reciclaje utilizando las proporciones relativas de fracción orgánica y materiales reciclables dentro del potencial recuperable total (Tabla 1). La fracción no recuperada se asignó a las opciones de manejo restantes manteniendo las proporciones observadas en el escenario base. Esta aproximación permitió aislar el efecto del incremento en recuperación y aprovechamiento, evitando introducir supuestos adicionales sobre cambios en infraestructura o tecnologías de disposición final. La distribución de residuos entre las opciones de manejo para ambos escenarios se presenta en la Figura 1b.

Análisis de ciclo de vida y el manejo de residuos:

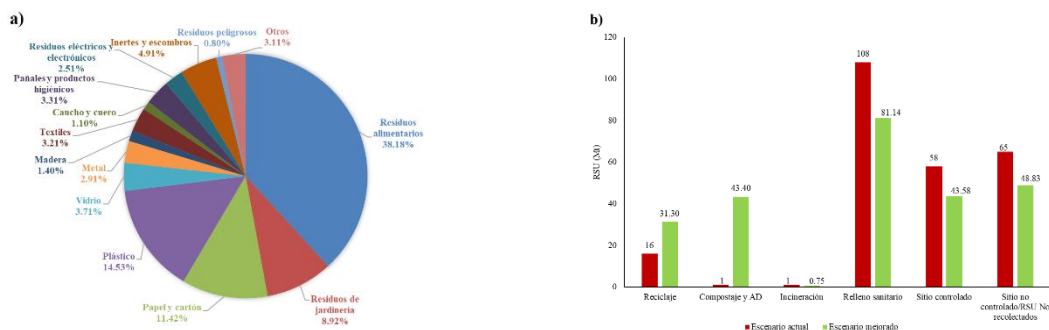


Figura 1. (a) Composición regional de RSU de AL&C utilizada para estimar el potencial recuperable. (b) Distribución regional de residuos entre opciones de manejo para los escenarios actual y mejorado.

Tabla 1. Masa recuperada por tipo de aprovechamiento en el escenario mejorado (Mt).

Compostaje	Papel y cartón	Plástico	Vidrio	Metal	Madera	Total
43.40	10.53	13.39	3.42	2.68	1.29	74.7

2.3 Modelación del ACV

El ACV se modeló en SimaPro v10.3 utilizando inventarios consecuenciales de Ecoinvent v3.12. La evaluación del potencial de calentamiento global se realizó mediante el método IPCC 2021 GWP100. Debido a la limitada disponibilidad de datos regionalizados para AL&C, se emplearon inventarios no regionalizados como aproximación de los sistemas evaluados. Los procesos de reciclaje se representaron individualmente para papel, plástico, vidrio, metal y madera a partir de proporciones derivadas de la composición regional de residuos. El compostaje se representó mediante un inventario de compostaje industrial, mientras que el relleno sanitario, la disposición controlada, la disposición no controlada y la incineración se incorporaron mediante procesos equivalentes disponibles en Ecoinvent v3.12.

2.4 Análisis de circularidad

De manera complementaria al ACV, se desarrolló un indicador simplificado de circularidad orientado a estimar la recuperación efectiva de materiales dentro del sistema [11]. El indicador se basó en recuperación efectiva de masa, considerando que la recuperación física de residuos no implica necesariamente una sustitución completa de materiales vírgenes debido a pérdidas de calidad, contaminación y limitaciones tecnológicas.

Para ello, se aplicaron factores de eficiencia de sustitución (η) asociados al reciclaje y aprovechamiento orgánico, seleccionados a partir de rangos reportados en literatura especializada sobre reciclaje y sustitución de materiales secundarios. Estos factores representan valores referenciales que pueden variar según las condiciones tecnológicas y de mercado. En el caso de los materiales reciclables, los factores η representan eficiencias de sustitución entre materiales secundarios y materias primas vírgenes reportadas en la literatura. Para el aprovechamiento orgánico, el valor $\eta = 0.5$ se utilizó como una aproximación simplificada de la recuperación efectiva asociada al compostaje, considerando pérdidas asociadas al proceso biológico y la valorización posterior del producto obtenido.

Análisis de ciclo de vida y el manejo de residuos:

Los factores de sustitución utilizados se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Factores de eficiencia de sustitución utilizados para el cálculo de recuperación efectiva.

Compostaje ¹¹	Papel y cartón ¹²	Plástico ¹³	Vidrio ¹⁴	Metal ¹⁵	Madera ¹⁶
0.5	0.8	0.5	0.83	1	0.7

La masa efectiva recuperada se calculó mediante:

$$M_{\text{efectiva}} = M_i \times \eta_i \quad (1)$$

Donde M_i corresponde a la masa recuperada y η_i a la eficiencia de sustitución del material.

Los factores η_i se utilizaron exclusivamente para el cálculo del indicador de circularidad y no fueron incorporados al inventario del ACV ni modificaron los flujos físicos de residuos empleados en el balance de masas. El indicador representa una aproximación simplificada de circularidad basada en recuperación efectiva de masa y se empleó como métrica complementaria al ACV, sin considerar explícitamente dimensiones económicas, funcionales o de calidad material.

3. Resultados y discusión

3.1 Escenario base de gestión de residuos

El escenario base de gestión de residuos en AL&C estuvo dominado por tecnologías de disposición final, principalmente relleno sanitario, disposición controlada y disposición no controlada, mientras que el reciclaje y aprovechamiento orgánico representaron una fracción menor del sistema evaluado como se muestra en la Figura 1b. Este comportamiento coincide con tendencias previamente reportadas para la región, caracterizadas por baja valorización de residuos y elevada dependencia de disposición final [2]. La elevada proporción de residuos biodegradables (47%) favorece la generación de CH_4 cuando son destinados a disposición final [3].

3.2 Escenario mejorado de gestión de residuos

La transición hacia un escenario mejorado incrementó la recuperación de residuos de 17 Mt en el escenario base a 74.7 Mt. En consecuencia, la masa no recuperada disminuyó de 232 Mt a 174.3 Mt. Este incremento se logró principalmente mediante el aprovechamiento orgánico, que aumentó de 1 Mt a 43.4 Mt, seguido del reciclaje, que pasó de 16 Mt a 31.3 Mt (Figura 1b). En contraste, las opciones de disposición final presentaron reducciones importantes, particularmente relleno sanitario y disposición controlada, mientras que la incineración mantuvo una participación marginal en ambos escenarios. La magnitud de estos cambios estuvo asociada a la meta de recuperación equivalente al 30% de los residuos generados utilizada para la construcción del escenario.

La recuperación de materiales reciclables estuvo dominada por plástico (42.8%) y papel-cartón (33.6%), seguidos por vidrio (10.9%), metal (8.6%) y madera (4.1%), reflejando la composición regional considerada en el escenario de mayor circularidad (Tabla 1).

3.3 Impacto climático de los escenarios evaluados

Los resultados del ACV de los dos escenarios evaluados se muestran en las Figuras 2a y 2b.

Análisis de ciclo de vida y el manejo de residuos:

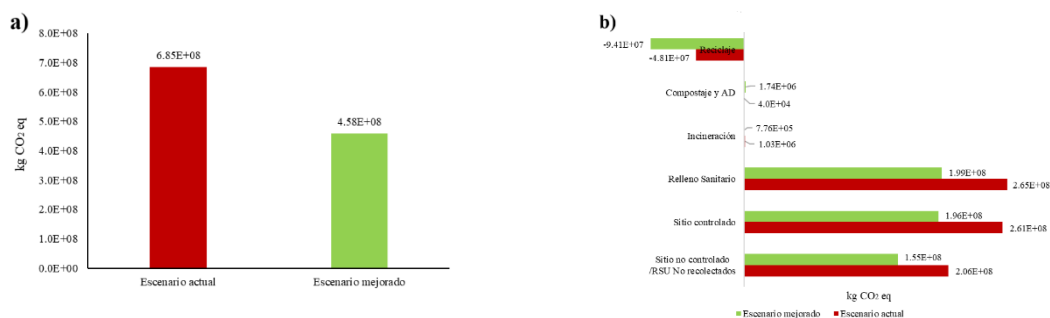


Figura 2. (a) Emisiones de GEI para los escenarios evaluados. (b) Emisiones de las opciones de manejo.

La elevada contribución climática observada en el escenario base se relacionó principalmente con la fuerte dependencia regional de rellenos sanitarios y sitios de disposición controlada y no controlada, opciones que favorecen emisiones de CH₄ derivadas de la degradación anaerobia de residuos orgánicos.

El escenario mejorado mostró una reducción importante del impacto climático respecto al escenario base, cercana al 33% en emisiones de GEI (Figura 2a). La reducción observada estuvo asociada al incremento en el aprovechamiento de residuos orgánicos y materiales reciclables, así como a la disminución de residuos destinados a relleno sanitario, disposición controlada y disposición no controlada, opciones que concentraron la mayor contribución al impacto climático del escenario base (Figura 2b).

Considerando que la fracción orgánica representa aproximadamente el 47% de los residuos generados, el incremento del aprovechamiento orgánico constituyó uno de los principales cambios estructurales del escenario mejorado, aumentando de 1 Mt a 43.4 Mt. Este incremento redujo la dependencia de opciones de disposición final para una de las fracciones predominantes de los RSU regionales y coincide con estudios que identifican el aprovechamiento de residuos orgánicos como una estrategia relevante para mejorar el desempeño ambiental de sistemas de gestión con elevada proporción de materia biodegradable [17].

Por su parte, la valorización material mediante reciclaje contribuyó a reducir emisiones asociadas a la producción de materiales primarios, particularmente en plástico, papel y metales.

Resultados similares han sido reportados en estudios previos de ACV aplicados a sistemas de gestión de residuos, donde mayores tasas de reciclaje y aprovechamiento orgánico generan reducciones significativas de emisiones debido a una menor generación de CH₄ y a la sustitución parcial de materiales vírgenes [7]. En conjunto, los resultados sugieren que estrategias orientadas a incrementar la circularidad mediante valorización y aprovechamiento de residuos podrían representar una alternativa relevante para reducir impactos climáticos asociados a la gestión de RSU en AL&C.

Aunque los resultados deben interpretarse considerando las limitaciones asociadas al uso de inventarios no regionalizados, a la simplificación del indicador de circularidad empleado y al carácter prospectivo del escenario de mayor circularidad evaluado, el enfoque aplicado permitió integrar de manera consistente la relación entre circularidad y desempeño climático en sistemas regionales de gestión de residuos. Estudios recientes destacan además la relevancia del ACV como herramienta para evaluar transiciones hacia esquemas de gestión con mayor circularidad y menor impacto climático [18].

3.4 Análisis de circularidad

A pesar de que la recuperación física alcanzó 74.7 Mt en el escenario mejorado, el indicador complementario mostró una recuperación efectiva de 43.23 Mt, equivalente a una circularidad efectiva aproximada de 17.4% respecto a los residuos generados (Tabla 3). Mayores tasas de recuperación física no necesariamente implican incrementos equivalentes en circularidad efectiva.

Tabla 3. Recuperación física y efectiva de materiales

Flujo	Recuperado (Mt)	η	Efectivo (Mt)
Compostaje	43.40	0.5	21.70
Papel y cartón	10.53	0.8	8.42
Plástico	13.39	0.5	6.70
Vidrio	3.42	0.83	2.84
Metal	2.68	1	2.68
Madera	1.29	0.7	0.905
Total	74.7	—	43.23

La diferencia entre la circularidad objetivo (30% de los residuos generados) y la circularidad efectiva obtenida se relacionó con pérdidas asociadas a los procesos de reciclaje y aprovechamiento orgánico, así como con eficiencias parciales de sustitución entre materiales secundarios y materiales vírgenes. Este comportamiento refleja limitaciones técnicas y de calidad comúnmente asociadas a los sistemas de valorización, donde la recuperación física no necesariamente implica una sustitución equivalente de materias primas vírgenes [17,19,20].

4. Conclusiones

La transición hacia escenarios con mayor valorización y aprovechamiento de RSU mostró un importante potencial para reducir el impacto climático asociado a la gestión de RSU en AL&C. El incremento en recuperación de residuos permitió disminuir aproximadamente el 33% las emisiones de GEI respecto al escenario base, mediante el aumento del aprovechamiento orgánico y reciclaje, así como por la reducción de residuos destinados a relleno sanitario, disposición controlada y disposición no controlada, que representaron las principales fuentes de impacto climático del sistema evaluado.

Los resultados evidenciaron el papel relevante de la fracción biodegradable dentro del contexto regional, considerando que aproximadamente el 47% de los RSU generados corresponde a residuos orgánicos con elevado potencial de generación de CH₄ bajo condiciones de disposición final. Asimismo, la valorización de materiales reciclables contribuyó a reducir impactos asociados a la producción de materiales primarios.

El indicador complementario de recuperación efectiva mostró que mayores tasas de recuperación física no necesariamente se traducen en niveles equivalentes de circularidad efectiva debido a pérdidas asociadas a los procesos de valorización y a eficiencias parciales de sustitución entre materiales secundarios y materiales vírgenes. Aunque el escenario prospectivo fue desarrollado bajo una meta de recuperación equivalente al 30 % de los residuos generados, la circularidad efectiva obtenida fue cercana al 17.4 % respecto a los residuos generados.

En conjunto, los resultados sugieren que incrementar la valorización y el aprovechamiento de residuos constituye una alternativa relevante para reducir impactos climáticos y avanzar hacia sistemas de gestión con mayor circularidad en AL&C.

5. Referencias

- [1] Cook, E., Ionkova, K., Bhada-Tata, P., Yadav, S., & van Woerden, F. (2026). *What a Waste 3.0: Global Snapshot of Solid Waste Management toward Circularity until 2050*. The World Bank Group.
- [2] Alarcón Montero, P. A., Acosta Acevedo, S., Correal, M., Piamonte, C., Rihm, A., Breukers, L., Durón, L., González, G., Hernández López, C., Sagasti, C. (2023). *Regional Material Flow Assessment: Municipal Solid Waste EVAL for Latin America and the Caribbean 2023*. Inter-American Development Bank.
- [3] Ferronato, N. & Torretta, V. (2019). Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 1060.
- [4] Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- [5] Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P. & Hultink, E. J. (2017). The circular economy: A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757-768..
- [6] Mondragón-Zarza, E., Hernández-Berriel, M., Turpin-Marion, S. J., Rosa-Domínguez, E., Mañón-Salas, M. & Carreño-de-León, M. C. (2024). Review of appropriate and best-evaluated options with life cycle assessment for municipal solid waste management. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 23, IA24215.
- [7] Wang, Y., Levis, J. W. & Barlaz, M. A. (2020). An assessment of the dynamic global warming impact associated with long-term emissions from landfills. *Environmental Science & Technology*, 54(3), 1304-1313.
- [8] Gallego-Schmid, A., López-Eccher, C., Muñoz, E., Salvador, R., Cano-Londoño, N. A., Barros, M. V., Bernal, D. C., Mendoza, J. M. F., Nadal, A., & Guerrero, A. B. (2024). Circular economy in Latin America and the Caribbean: Drivers, opportunities, barriers and strategies. *Cleaner and Responsible Consumption*, 14, 118–136.
- [9] International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040:2006: Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework. ISO.
- [10] International Organization for Standardization. (2006). ISO 14044:2006: Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines. ISO.
- [11] Tonini, D., Albizzati, P. F., & Astrup, T. F. (2018). Environmental impacts of food waste: Learnings and challenges from a case study on UK. *Waste Management*, 76, 744–766.
- [12] Belle, J., Hirtz, D., & Sänglerlaub, S. (2024). Expert survey on the impact of cardboard and paper recycling processes, fiber-based composites/laminates and regulations, and their significance for the circular economy and the sustainability of the German paper industry. *Sustainability*, 16(15), 6610.
- [13] Garcia-Gutierrez, P., Amadei, A. M., Klenert, D., Nessi, S., Tonini, D., Tosches, D., Ardente, F., & Saveyn, H. (2023). Environmental and economic assessment of plastic waste recycling: A

comparison of mechanical, physical, chemical recycling and energy recovery of plastic waste. Publications Office of the European Union.

[14] Barbato, P. M., Olsson, E., & Rigamonti, L. (2024). Quality degradation in glass recycling: Substitutability model proposal. *Waste Management*, 182, 124–131.

[15] van der Harst, E., Potting, J., & Kroeze, C. (2015). Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. *Waste Management*, 45, 313–322.

[16] Wedajo, D. Y., Cristescu, C., Billore, S., & Adamopoulos, S. (2025). Carbon impact of wood-based products through substitution: A review of assessment aspects and future research perspectives in life cycle assessment. *Carbon Management*, 16(1), 2536350.

[17] Viau, S., Benetto, E., Pellerin, S., Majeau-Bettez, G., & Margni, M. (2020). Substitution modelling in life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, 102, 795–803.

[18] 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.

[19] Rigamonti, L., Taelman, S. E., Huysveld, S., Sfez, S., Ragaert, K., & Dewulf, J. (2020). A step forward in quantifying the substitutability of secondary materials in waste management life cycle assessment studies. *Waste Management*, 114, 331–340.

[20] Miatto, A., Schandl, H., Yamashita, N., & Fishman, T. (2025). Detailed waste flows and circularity rates reveal the limits of the circularity gap concept. *Resources, Conservation and Recycling*, 219, 108319.

Conclusiones y perspectivas futuras

El procesamiento de residuos biológicos (domésticos, industriales y agroindustriales) mediante bioconversión por insectos (*Hermetia illucens*) o síntesis química para carbones activados demuestra que los desechos orgánicos poseen un potencial intrínseco para reinsertarse en las cadenas de valor. La generación de coproductos de alto valor comercial (biomasa larval, frass o adsorbentes selectivos de contaminantes emergentes) robustece la viabilidad financiera de estos sistemas bajo modelos de doble ingreso, consolidando herramientas de sostenibilidad local que cierran ciclos de materia y energía.

El éxito en el coprocesamiento y degradación de residuos complejos (como colillas de cigarro, cápsulas de café o fracciones orgánicas puras) está estrictamente supeditado al control riguroso de parámetros termodinámicos y físicos. La optimización del volumen del sustrato, el pretratamiento mecánico (como la trituración) y el aseguramiento de fases termófilas son indispensables no solo para acelerar la cinética de degradación de materiales recalcitrantes, sino para cumplir con los estándares de inocuidad y clasificaciones dictadas por las normatividades ambientales vigentes (como la NADF-020-AMBT-2011).

En la síntesis de materiales adsorbentes a partir de biomasa residual agroindustrial, la interacción termodinámica y química entre el precursor y el agente activante (ZnCl_2 o H_3PO_4) determina las propiedades superficiales del material (relación C/O, densidad de grupos funcionales y punto de carga cero). El desempeño biológico y físico-químico no responde a variables aisladas, sino a una correlación multifactorial entre la química superficial del adsorbente, sus propiedades ácido-base y las características moleculares intrínsecas (polaridad, ionización) de los adsorbatos, permitiendo la remoción selectiva de compuestos complejos como los antiinflamatorios no esteroideos.

Las respuestas biológicas frente a extractos orgánicos y téis de composta refinados no presentan un comportamiento uniforme, sino que exhiben una marcada especificidad fisiológica ligada a la sensibilidad de cada especie vegetal. La ausencia de efectos significativos ante variables de proceso (como la aireación) y la variabilidad en los índices de germinación e inhibición en especies alternativas (como la linaza, rábano o chíá) enfatizan la necesidad de protocolizar el análisis exploratorio y calibrar con precisión los bioensayos para discriminar eficazmente la presencia de compuestos fitotóxicos.

En proyectos de infraestructura y subestaciones eléctricas, el control óptimo del flujo de residuos (Manejo Especial, Sólidos Urbanos y Peligrosos) depende críticamente de protocolos sistemáticos de identificación, clasificación y separación en la fuente generadora. La trazabilidad espacial y temporal del descarte en campo, alineada estrechamente con la legislación vigente, no sólo mitiga el impacto ecológico local, sino que eleva los estándares de responsabilidad y eficiencia operativa corporativa en el sector industrial de la construcción.

SECCIÓN III: INNOVACIÓN TECNOLÓGICA Y CONFINAMIENTO SEGURO

Introducción

En la actualidad, el crecimiento demográfico y la diversificación industrial han transformado la gestión de residuos en uno de los desafíos ambientales, económicos y de salud pública más críticos a nivel global. Los modelos tradicionales de disposición final, basados en el confinamiento lineal y los tiraderos a cielo abierto, han demostrado ser insostenibles debido a la generación masiva de gases de efecto invernadero, lixiviados y la contaminación de cuerpos de agua. Ante este panorama, la convergencia entre la innovación tecnológica y el confinamiento seguro emerge como una necesidad imperativa para mitigar los impactos ambientales y transitar efectivamente hacia esquemas de economía circular. La tecnología aplicada a la gestión ambiental ya no se limita únicamente al aislamiento pasivo de los desechos, sino que se enfoca en la valorización biotecnológica, la remediación avanzada de contaminantes y la optimización de procesos operativos. Por un lado, la degradación y estabilización de residuos orgánicos requiere de herramientas innovadoras que van desde la bioconversión mediante macroorganismos como las larvas de mosca hasta el análisis de procesos de composteo controlado para mitigar el impacto de desechos de difícil degradación, tales como las colillas de cigarro.

Asimismo, el aprovechamiento secundario de estos subproductos estabilizados permite el desarrollo de bioestimulantes agrícolas, cerrando el ciclo de nutrientes de manera segura. Por otro lado, la innovación también responde a la necesidad de purificar matrices ambientales críticas mediante el diseño de nuevos materiales. La síntesis de carbones activados a partir de biomasa residual para la adsorción selectiva de contaminantes emergentes en el agua ejemplifica cómo los residuos pueden transformarse en soluciones tecnológicas de remediación.

No obstante, el éxito de estas tecnologías depende estrictamente de marcos metodológicos y controles operativos rigurosos en los sectores de la infraestructura y la construcción, así como de estrategias gubernamentales para la clausura definitiva y saneamiento de los grandes megatiraderos históricos que representan pasivos ambientales severos. A través de los casos y metodologías analizadas en este documento, se examina cómo la investigación científica y el desarrollo tecnológico ofrecen respuestas concretas a la problemática de los residuos sólidos urbanos, industriales y peligrosos. El objetivo de esta sección es demostrar que el confinamiento seguro de los residuos no es el fin del proceso, sino el punto de partida para la reintegración de recursos, el cumplimiento normativo y la protección de los ecosistemas bajo un enfoque de sostenibilidad integral.

III.1 Composteo de colillas de cigarro de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco.

Noel Frías Sil*
Rosa María Espinosa Valdemar*
Arely Areanely Cruz Salas
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Mónica Alejandra Martínez Palma*
Brayan Yair González Barrera*
Omar Rubén Sánchez Rodríguez*
Karla Coral Pérez Gaytán*
Daniela Castillo Moctezuma*

Resumen

En la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A) se ha estimado una generación de 1,498 piezas de colillas de cigarro mensual con una masa de 335.9 g, de las cuales 586 piezas corresponden a las que tienen cápsula con una masa de 168.2 g y 912 piezas a colillas de cigarro sin cápsula con una masa de 167.7 g. Con el fin de evaluar una alternativa de manejo adecuado, las colillas fueron sometidas a composteo durante 137 días en cinco reactores, dos con 168 g con cápsula, dos con 168 g de sin cápsula y un testigo sin colillas. Ninguno de los reactores alcanzó temperaturas termófilas, por lo que las compostas obtenidas no cumplieron con los criterios de calidad de la NADF-020-AMBT-2011. Sin embargo, ambas compostas con colillas presentaron mayor contenido de nitrógeno y menor índice de germinación al testigo. Las colillas con cápsulas aumentaron los valores de conductividad eléctrica respecto a las sin cápsulas y al testigo. En ambos tipos de colillas se degradó totalmente el papel exterior del filtro, y el filtro se degradó parcialmente. Las con cápsulas mostraron una degradación promedio de cápsulas saborizantes del 56.91 % y una reducción de masa 42 % mayor que las sin cápsulas. Se recomienda un usar un sistema de composteo en pila, de mayor volumen y triturar las colillas para favorecer su degradación.

Palabras Clave: *cápsulas, composta, fitotoxicidad, institución, nicotina*

*Universidad autónoma metropolitana, unidad Azcapotzalco Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, Cel 5548162364,

E-mail: al2193002276@azc.aum.mx, rmev@azc.uam.mx, *aacs@azc.uam.mx, jucaf@azc.uam.mx, al2202004913@azc.uam.mx, al2142003854@azc.uam.mx, ⁷al2143034808@azc.uam.mx, al2203001854@azc.uam.mx, al2172005400@azc.uam.mx

1. Introducción

Un residuo es material o producto desechado en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso, contenido en depósitos o recipientes, que puede ser valorizado, tratado o ser sujeto a disposición final [1].

Según su origen y características, los residuos se clasifican en residuos sólidos urbanos (RSU), si tienen características domiciliarias y pueden ser generados en casas habitación, establecimientos o en la vía pública; en residuos peligrosos (RP) si tienen presentan alguna característica de peligrosidad como corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o poseen agentes infecciosos, y en residuos de manejo especial (RME) si no cumplen las características de los RP ni de los RSU, son generados en procesos productivos o son producidos por grandes generadores de RSU [1].

Uno de los residuos que se puede encontrar en los RSU son las colillas de cigarro (CC), que hacen referencia al resto del cigarro que es desechado después de fumarlo [2]. Las CC están hechas con acetato de celulosa, además contienen arsénico, alquitrán, nicotina, diversos metales (Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr y Ti, Zn), humectantes, saborizantes e incluso fertilizantes [3-4]. Las CC pueden clasificarse en colillas de cigarrillo sin cápsula (CCS) y en colillas de cigarrillos con cápsula (CCC) que en su interior contiene saborizante, estas pueden ser fabricadas con la mezcla de biopolímeros, como la carragenina o el alginato y polímeros, como el alcohol polivinílico o el acetato de polivinilo [5-6].

Las CC son el residuo más común en el mundo, anualmente se desechan entre 4.5 a 5.6 billones de CC globalmente [7]. Las CC se manejan como RSU, sin embargo, las sustancias que las componen son tóxicas, por lo que representan un riesgo al ambiente. Las CC, al estar expuestas a la intemperie, tardan en degradarse aproximadamente 10 años, sin embargo, comúnmente se disponen inadecuadamente en aceras, parques, coladeras, entre otros sitios, donde generan lixiviados que contaminan el suelo y cuerpos de agua, provocan incendios e intoxican a la fauna [8].

En la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A) en febrero de 2021 se instalaron 16 contenedores de CC en 11 áreas para fumadores, las CC recolectadas eran enviadas a la empresa Ecofilter para su reciclaje. Se estimó que durante el primer año de este programa se generaron 5,008 piezas de CC con una masa de 1.2 kg y la generación per cápita de CC en la UAM A se estimó en 0.063 colillas/persona/día [9]. La UAM-A fue declarada espacio 100 % libre de humo de tabaco y emisiones a partir del 21 de agosto del 2023, por lo que actualmente ya no existe un programa de disposición de CC, sin embargo, se siguen generando CC dentro de la unidad con normalidad.

Con el propósito de plantear una alternativa de manejo de las CC generadas en la UAM-A, se planteó el presente estudio que tuvo por objetivo evaluar la degradación de CC en reactores de composta.

2. Metodología

En este apartado se muestra la metodología utilizada en este proyecto.

2.1. Obtención del sustrato y colillas de cigarro

Previo a este estudio, en noviembre de 2024 se realizó un muestreo de CC en las áreas comunes de la UAM-A donde más se genera este residuo, estimando una generación mensual de CC de 1,498 piezas y una masa de 335.9 g, de la cual 586 piezas son CCC con una masa de 168.2 g y 912 piezas son de CCS con una masa de 167.7 g, para fines de este proyecto ambas masas se redondearon a 168 g.

Después de su recolección, las CC se separaron manualmente según su clasificación, en colillas de cigarro con cápsula (CCC) y en colillas de cigarro sin cápsula (CCS).

Para el montaje se recolectaron y cortaron manualmente residuos de fruta de la barra fría de la UAM-A, así mismo se acopiaron hojas verdes, hojas secas y mulch para formar el sustrato inicial de la planta de composta de la UAM-A. De un establo cercano a la UAM-A se recolectó estiércol para añadirlo a la mezcla como catalizador del proceso.

2.2. Montaje de los tratamientos

Se realizaron cinco tratamientos en total, en cinco tambos de 100 L. Un reactor fue el blanco, sin CC, dos reactores contaban con CCS y otros dos con CCC, ambos con 168 g, lo cual corresponde a la generación mensual de CC. A cada uno de los cinco reactores se incorporaron 5.62 kg (50 %) de residuos de fruta, 0.56 kg (5 %) de hojas secas, 0.56 kg (5 %) de hojas verdes, 3.37 kg (30 %) de mulch y 1.12 kg de estiércol, equivalente al 10 % del total de la mezcla de sustrato.

Para hacer el sustrato inicial, se pesaron los componentes del sustrato de cada reactor con una balanza digital de la marca PRECISION con una capacidad máxima de 150 kg. Una vez pesados los componentes, se mezclaron todos los residuos de fruta, hoja seca, hoja verde y mulch hasta homogenizarlos. Se añadió el estiércol a la mezcla y se homogenizó nuevamente añadiendo agua para asegurar una humedad adecuada de los residuos. La mezcla se dividió en 5 partes iguales. A cada una de las partes iguales se agregó 168 g de CCC y 168 g de CCS, según el tratamiento, y se homogeneizó (Figura 5). Por último, se introdujeron a su respectivo reactor previamente etiquetado.



Figura 5 Montaje de los tratamientos

Debido a que el día 6 posterior al montaje la temperatura del proceso no había incrementado, el día 11 del proceso se incorporó un 25 % más de residuos al sustrato. Además, se añadió, a cada reactor 115 g de piloncillo en partículas finas (tamizadas con un tamiz número 16, que tiene una apertura de malla de 1.13 mm) y 286 g de piloncillo en partículas más gruesas (de tamaño mayor a 1.13 mm), las cuales fueron molidas con un mazo, esto equivalió al 1 % y al 2.8 % del total de la mezcla del sustrato inicial.

2.3. Monitoreo del proceso y caracterización del producto final

A lo largo del proceso, la humedad y la temperatura se midieron diariamente en los cinco reactores. Se llevó a cabo la aireación por volteo todos los días durante las tres primeras semanas y luego, durante un periodo de siete semanas, se hizo dos veces por semana. Debido a un paro estudiantil en la universidad, durante un mes no se realizó el monitoreo ni la aireación. Al concluir ese periodo, se reanudó la aireación y supervisión semanal durante cinco semanas. Al término del proceso, se tomaron cinco muestras compuestas de las compostas finales (una por cada reactor) para caracterizarlas en el laboratorio y determinar su calidad con base en la NADF-020-AMBT-2011. Las determinaciones se hicieron por triplicado para cada parámetro (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros caracterizados

Parámetro	Método	Norma	Referencia
Humedad	Gravimétrico	NMX-AA-16-1984	[10]
pH	Potenciométrico	NMX-AA-25-1984	[11]
Conductividad eléctrica	Potenciométrico	NMX-AA-25-1984	[11]
Materia orgánica	Calcinación	NMX-AA-18-1984	[12]
Carbono total	Cálculo directo	NADF-020-AMBT-2011	[13]
Nitrógeno total en % masa	Kjeldahl	NMX-AA-24-1984	[14]
Relación C/N	Cálculo directo	NMX-AA-067-1985	[15]
Macronutrientes (NPK) en % masa	Kit Hanna	-	[16]
Fitotoxicidad	Porcentaje de germinación	NADF-020-AMBT-2011	[13]

2.4. Evaluación de la degradación de las CC

Al término del proceso se recuperaron y contaron las CC de los cuatro reactores. Posteriormente se obtuvo la masa de las CC en base húmeda con una balanza digital marca WIM-Systems y con una capacidad máxima de 30 kg como se muestra en la Figura 6a. Manualmente se abrieron por la mitad las CCC de los reactores correspondientes y se cuantificó la cantidad de cápsulas degradadas y no degradadas. Posteriormente, las CC de los cuatro reactores se secaron por dos horas a 105 °C en un horno, hasta que el peso permaneció constante (Figura 6b).



Figura 6. Determinación de a) masa húmeda y b) masa seca de las CC composteadas

3. Resultados y discusión

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en este proyecto.

3.1. Monitoreo de la temperatura del proceso

En la Figura 7 se muestran las temperaturas de los cinco reactores a lo largo de los 137 días que duró el composteo. Las temperaturas máximas alcanzadas fueron de 31.3 °C en el reactor 1 con CCC (R1 CCC); 37.5 °C en el reactor 2 con CCC (R2 CCC) y en el reactor 3 con CCC (R3 CCS); 39.7 °C en el reactor 4 con CCC (R4 CCS) y 40.1 °C en el reactor 5 sin CC (R5 Testigo), sin que ninguno alcanzara la fase termófila del composteo (>45 °C), lo cual no fue suficiente para eliminar los patógenos presentes en el sustrato.

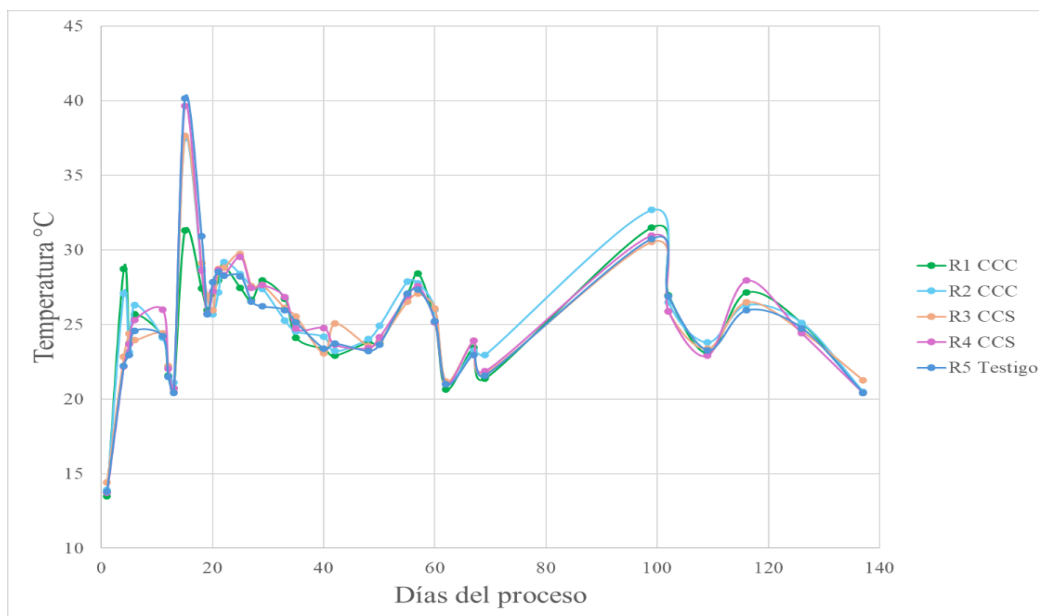


Figura 7. Registro de la temperatura en los reactores

3.2. Calidad de la composta obtenida

En la Tabla 4 se presentan los valores de los parámetros caracterizados de las compostas obtenidas, así como su calidad respecto a la NADF 020-AMBT-2011 [13] Se aprecia que ninguno de los tratamientos cumple con lo especificado en la norma, sin embargo, se obtuvieron valores de calidad tipo A en la conductividad y materia orgánica de las compostas.

Tabla 4. Caracterización de las compostas

Parámetro	Valor de la norma	Valor promedio obtenido de las muestras					
		CCC	Tipo	CCS	Tipo	Testigo	Tipo
pH	Tipo A: 6.7 – 7.5 Tipo B y C: 6.5 – 8	10.4 ± 0.16	NC	10.3 ± 16	NC	9.6 ± 0.1	NC
Conductividad (dS/m)	Tipo A: < 4 Tipo B: < 8 Tipo C: < 12	0.970 ± 0.047	A	0.800 ± 0.043	A	0.853 ± 119	A
Humedad (%)	Tipo A y B: 25-35 Tipo C: 25-45	71 ± 1	NC	71 ± 1	NC	74 ± 1	NC
Materia orgánica (%)	Tipo A y B: > 20 Tipo C: > 25	82 ± 1	A	83 ± 4	A	82 ± 1	A
Carbono total	Sólo se reporta	47 ± 1	-	48 ± 2	-	48 ± 0	-
Nitrógeno total	Sólo se reporta	0.25 ± 0.02	-	0.24 ± 0.01	-	0.15 ± 0.11	-
Relación C/N	Tipo A: < 15 Tipo B: < 20 Tipo C: < 25	190 ± 16	NC	201 ± 13	NC	308 ± 219	NC
Macronutrientes (NPK)	Sólo se reporta	N: bajo P: alto K: traza	-	N: traza P: medio K: traza	-	N: traza P: alto K: traza	-
Fitotoxicidad, índice de germinación (IG) (%)	Tipo A: ≥ 85 Tipo B: IG ≥ 75 Tipo C: ≥ 60	14 ± 3	NC	6 ± 4	NC	40 ± 2	NC
Tipo total de composta de la muestra	-	NC		NC		NC	

Se observó que las compostas con CCC y CCS tuvieron mayor porcentaje de nitrógeno, posiblemente por los compuestos con nitrógeno de las CCC y CCS como la nicotina y nitratos [17-18], además se observó que las CCC y CCS incrementaron la fitotoxicidad de las compostas. Se observó un valor de conductividad eléctrica mayor en las compostas de CCC, posiblemente porque la cápsula de sabor

contiene sales solubles, por ejemplo, cloruro de calcio (CaCl_2) y citrato de potasio ($\text{K}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$) [6], [19].

3.3. Degradación de las colillas de cigarros

Se observó en las CCC Y CCS composteadas durante 137 días, que solo quedaba el filtro sin el papel que lo envolvía, tenían una textura fibrosa blanda, fácil de deshacer y de color amarillo con café como se observa en la Figura 8.



Figura 8. CCC y CCS antes y después del composteo

En la Tabla 3 se presenta el análisis de la masa y las piezas de las CC recuperadas tras ser composteadas.

Tabla 3. Reducción de masa en las CC

Muestra	Número de CC introducidas	Masa seca inicial (g)	Número de CC recuperadas	Masa seca final (g)	% de colillas recuperadas	Reducción de masa (%)
R1 CCC	560	168	539	72	96.25	42.86
R2 CCC	560	168	478	44	85.36	26.19
R3 CCS	840	168	630	84	75.00	50.00
R4 CCS	840	168	656	80	78.10	47.62

Cuando se destapó el filtro en las muestras CCC, se observó que la cápsula permanecía en algunas de ellas (Figura 9a) y que en otras había sido degradada (Figura 9b).



Figura 9. CCC con a) cápsula degradada y b) capsula no degradada

En la Tabla 4 se detalla cuantas cápsulas se degradaron y cuantas no en las muestras de CCC.

Tabla 4. Degradación de las cápsulas en las CCC

Reactor con CCC	CCC Totales	CCC con cápsula degradada	CCC con cápsulas no degradadas	Tasa de degradación de la cápsula
R1	539	309	230	57.33 %
R2	478	270	208	56.49 %

4. Conclusiones

Se evaluó el composteo de CC durante 137 días en cinco reactores de muestras diferentes, el proceso fue de degradación lenta con temperaturas mesófilas. Al comparar la caracterización de la composta de los cinco reactores con los criterios de la NADF-020-AMBT-2011, se determinó que ninguno cumplió con las clasificaciones establecidas en la norma, debido a que no se tuvieron las condiciones adecuadas del proceso como el volumen del sustrato y la temperatura.

En las CCC y CCS composteadas el filtro fue parcialmente degradado, pero el papel que lo cubría se degradó completamente. En las CCC, se degradó el 56.91 % de las cápsulas saborizantes, por lo que la reducción de masa fue en promedio 42 % mayor que las CCS. En R1 y R2, las CCC la reducción de masa fue de 55.56 % y 69.23 %, respectivamente y en R3 y R4, las CCS la reducción de masa fue de 33.33 % y el 38.93 %.

Para conseguir temperaturas termófilas que garanticen la eliminación de patógenos y optimicen la degradación de las CC, se sugiere incrementar el volumen de las unidades de tratamiento; también se recomienda triturar las CC para que el filtro tenga un área de contacto más amplia con la composta e incremente su degradación.

5. Referencias

- [1] D. oficial de la Federación, “Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos.” 2003. Accessed: Oct. 31, 2024. [Online]. Available: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/131748/23_LEY_GENERAL_PARA_LA_PREVENCI_N_Y_GESTI_N_INTEGRAL_DE_LOS_RESIDUOS.pdf
- [2] Real Academia Española, “Diccionario de la Lengua,” 2014. Accessed: Nov. 02, 2024. [Online]. Available: <https://dle.rae.es/colilla>
- [3] J. I. de Granda-Orive, W. Girón-Matute, and L. López-Yepes, “Cigarette butts: The collateral effects of cigarettes on humans, Animals and the environment,” *Arch. Bronconeumol.*, vol. 52, no. 5, p. 285, May 2016, doi: 10.1016/J.ARBR.2016.03.007.
- [4] C. Rojas Hernández, P. Guía, and L. Lares López, “Filterm: revestimiento de interior a partir de colillas de cigarro,” 2019, Accessed: Nov. 02, 2024. [Online]. Available: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/173582>
- [5] Truewell filter, “Filtros de cigarrillos en cápsulas: Entendiendo la función de las cápsulas y los segmentos.” Accessed: May 04, 2026. [Online]. Available: https://truewell.net/blogs/the-mechanics-of-capsule-cigarette-filters-understanding-the-function-of-capsule-balls-and-segments/?utm_source=chatgpt.com
- [6] Lavanant Laurent & Jordil Yves, “Flavor capsules for smoking articles,” Aug. 2016, Accessed: May 04, 2026. [Online]. Available: <https://patents.google.com/patent/WO2017025924A1/en>
- [7] Eco House Global, “Informe General Sobre Colillas de Cigarrillo,” vol. 01, pp. 1–104, 2022.
- [8] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, “Colillas, enemigas del ambiente | Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas | Gobierno | gob.mx,” Gobierno de México. Accessed: Nov. 03, 2024. [Online]. Available: <https://www.gob.mx/conanp/articulos/colillas-enemigas-del-ambiente>
- [9] A. A. Cruz-Salas, J. C. Alvarez-Zeferino, Y. G. Torres-Hernández, K. Y. Moctezuma-Parra, A. Vázquez-Morillas, and L. A. Barbosa-Noegerat, “Análisis de la presencia de de colillas de cigarros en una universidad en México,” 2022.
- [10] SECOFI - Secretaría de comercio y fomento industrial, “NMX-AA-016-1984 Protección al ambiente-contaminación de suelo-residuos sólidos municipales-determinación de humedad,” 1984.
- [11] SECOFI - Secretaría de comercio y fomento industrial, “NMX-AA-25-1984 Protección al ambiente-contaminación de suelo-residuos sólidos-determinación del pH-método potenciométrico,” 1984.
- [12] SECOFI - Secretaría de comercio y fomento industrial, “Norma mexicana NMX-AA-18-1984 Protección al ambiente-contaminación de suelo residuos sólidos municipales-determinación de cenizas.” Accessed: Nov. 30, 2024. [Online]. Available: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFs/NMX-AA-018-1984.pdf>
- [13] SEDEMA - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, “Nadf-020-Ambt-2011, Que Establece Los Requerimientos Mínimos Para La Producción De Composta a Partir De La Fracción Orgánica De Los Residuos Sólidos Urbanos, Agrícolas, Pecuarios Y Forestales, Así Como Las Especificaciones Mínimas De Calidad De La Compost,” *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, pp.

69–83, 2012, [Online]. Available: <http://www.sedema.cdmx.gob.mx/sedema/images/archivos/sedema/leyes-reglamentos/normas/locales/NADF-020-AMBT-2011.pdf>

[14] SECOFI - Secretaría de comercio y fomento industrial, “Norma mexicana NMX-AA-24-1984 Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de nitrógeno total.” Accessed: Nov. 30, 2024. [Online]. Available: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-024-1984.pdf>

[15] SECOFI - Secretaría de comercio y fomento industrial, “Norma mexicana NMX-AA-067-1985 Protección al ambiente-contaminación de suelo residuos sólidos municipales- determinación de la relación carbono/nitrógeno,” 1985. Accessed: Nov. 30, 2024. [Online]. Available: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/DO3434.pdf>

[16] Hanna instruments, “Procedimiento general de extracción para medición cualitativa de nitrógeno, fósforo, potasio y pH. Test Kit HI 3896.” Accessed: Nov. 30, 2024. [Online]. Available: https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2018/10/Manual_3896BP.pdf

[17] R. Zittel, C. P. da Silva, C. E. Domingues, D. C. H. Seremeta, K. M. da Cunha, and S. X. de Campos, “Availability of nutrients, removal of nicotine, heavy metals and pathogens in compounds obtained from smuggled cigarette tobacco compost associated with industrial sewage sludge,” *Science of the Total Environment*, vol. 699, Jan. 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134377.

[18] F. Soleimani, S. Dobaradaran, G. E. De-la-Torre, T. C. Schmidt, and R. Saeedi, “Content of toxic components of cigarette, cigarette smoke vs cigarette butts: A comprehensive systematic review,” *Science of the Total Environment*, vol. 813, p. 152667, 2022, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152667.

[19] Sullivan Dan M. & Miller Robert O., *Compost quality attributes, measurements, and variability*. CRC Press, 2001.

Agradecimientos

Los autores extienden su agradecimiento a la ingeniera Mariana Elizabeth por su asistencia en el análisis de las muestras, y al Laboratorio de Tecnologías Sustentables por proporcionar el espacio y los materiales necesarios para realizar el proyecto. Al Dr. Juan Carlos Álvarez Zeferino y a la planta de composta de la UAM Azcapotzalco por suministrar los materiales e instalaciones necesarias para el montaje de los reactores. También agradezco a la doctora Perla Xóchitl Sotelo Navarro por haber proporcionado los materiales y el equipo que se utilizaron para montar los tratamientos y realizar las pruebas de nitrógeno total.

III.2 Manejo integral de residuos sólidos en la construcción de una subestación eléctrica.

Brandon Omar Pérez Lobato*

Gloria Inés González López*

Resumen

El presente trabajo se enfocó en desarrollar e implementar un esquema de manejo integral de residuos sólidos durante la construcción de una subestación eléctrica, que tuvo una duración de 11 meses, orientado a reducir afectaciones al ambiente y fortalecer el cumplimiento de la legislación vigente. Para ello se analizaron las diferentes actividades ejecutadas dentro de la obra, identificando las etapas de los procesos donde se generaban residuos y las condiciones operativas asociadas. Los residuos sólidos fueron segregados de acuerdo con sus características y clasificación normativa en residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP). Posteriormente, se establecieron mecanismos de control para su almacenamiento temporal, manejo interno y disposición final, incorporando áreas específicas de acopio y señalización preventiva. Las actividades incluyeron el registro y seguimiento de los residuos sólidos generados y su manejo, usando formatos de control, bitácoras y evidencias fotográficas, permitiendo evaluar su evolución durante las distintas etapas constructivas. De igual manera, se promovieron acciones de capacitación y concientización ambiental dirigidas al personal involucrado en la obra, con el propósito de fomentar acciones responsables durante el manejo de los residuos. Finalmente, en este trabajo no sólo se cumplió con la legislación vigente, sino que también se pretendió contribuir a que las empresas constructoras sean más responsables y eficientes.

Palabras Clave: Plan de manejo, residuos de construcción, residuos peligrosos

*Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana Región Orizaba-Córdoba. Teléfono: 2288421700

E-mail: glorgonzalez@uv.mx

1. Introducción

El crecimiento de la infraestructura eléctrica en México ha incrementado la generación de residuos derivados de este tipo de actividades. En enero de 2022 la Comisión Federal de Electricidad (CFE) contaba con 110,347.18 kilómetros de longitud de línea de transmisión, 882,715.32 e distribución; 2,275 subestaciones de potencia y 50,808 kilómetros de longitud de la Red Nacional de Comunicaciones, cable de Fibra Óptica. La CFE es reconocida como una de las mayores empresas eléctricas del mundo y su objetivo principal es proveer el servicio de energía eléctrica a la población mexicana [1]. La construcción de subestaciones eléctricas implica procesos que generan diversos residuos, los cuales deben ser gestionados adecuadamente para evitar impactos negativos al ambiente [2]. El manejo inadecuado de residuos puede provocar contaminación del suelo, agua y aire, así como riesgos a la salud del personal. Por ello, la gestión integral de residuos se presenta como una herramienta clave dentro de la ingeniería ambiental. Este enfoque contempla la identificación, clasificación, almacenamiento y disposición final de los residuos, bajo criterios técnicos y normativos [3]. En este contexto, el presente trabajo propone la implementación de un sistema de manejo integral de residuos aplicado a la construcción de una subestación eléctrica.

2. Metodología

La metodología aplicada en este trabajo se desarrolló mediante un procedimiento técnico operativo enfocado en el control ambiental de los residuos generados durante la construcción de la subestación eléctrica, que tuvo una duración de 11 meses. Cabe mencionar que por cuestión de confidencialidad, es imposible dar nombre y ubicación del sitio estudiado, así como de las empresas involucradas. En una primera etapa, se efectuó un diagnóstico de las actividades constructivas para detectar los procesos con potencial para generar residuos y reconocer las áreas críticas dentro del proyecto. Aquí se ubicaron las fuentes generadoras de los tres tipos de residuos. Todo esto se hizo a través de recorridos en campo en la obra. En la Figura 3 se presenta una toma aérea del área que abarcaba la subestación.

Posteriormente, se realizó la identificación de residuos considerando sus características, clasificándolos en RSU, RME y RP, con base en la Ley General de Prevención y Gestión Integral de Residuos. Luego se instalaron áreas de almacenamiento temporal y puntos de concentración estratégica que facilitaron el manejo interno y la disposición ordenada de los residuos generados.

Con el fin de mantener el control operativo, en la tercera etapa se implementó un sistema de monitoreo apoyado en bitácoras, registros de generación y formatos de seguimiento, mediante los cuales se documentaron cantidades, tipos de residuos y frecuencia de recolección. La cuantificación se efectuó a través de pesajes directos y estimaciones volumétricas realizadas durante las distintas fases del proyecto que fueron: limpieza y despalme, además de construcción. La cuarta etapa consistió en la separación y almacenamiento de los tres tipos de residuos.

Finalmente, la recolección y transporte de los residuos fue coordinada mediante empresas autorizadas y especializadas, asegurando el cumplimiento de los lineamientos ambientales correspondientes [4] [5]. Por razones de confidencialidad, no es posible mencionar los nombres.

3. Resultados

Se presentan en seis apartados, que corresponden a las etapas de la metodología descrita.

3.1 Identificación de fuentes generadoras

Se llevó a cabo mediante recorridos de campo y análisis de las actividades constructivas. Se identificaron como áreas generadoras: el armado de estructuras de acero, la carpintería, las operaciones con maquinaria, las obras de construcción y el comedor. En la Figura 1 se muestran dos fuentes de generación de residuo.



A



B

Figura 1. Fuentes de generación de residuos. (A) Área de carpintería. (B) Armado de estructuras

3.2 Clasificación de residuos

Los residuos fueron clasificados conforme a la legislación vigente. En la Figura 2 es posible observar dos tipos. Cabe mencionar que, a pesar de ser el mismo tipo de residuos, por ejemplo, los RSU generados en el comedor se almacenaban en tres contenedores, como se puede apreciar en la Figura 2A. No obstante, en el punto de concentración temporal (Figura 5A), se separaban en cinco.

- RSU: residuos generados por actividades del personal involucrado en la obra
- RME: de construcción, como madera, acero y concreto
- RP: tales como aceite gastado, aceite dieléctrico, sólidos impregnados y tierra contaminada



A



B

Figura 2. (A) Segregación de RSU valorizables. (B) Residuos de construcción: concreto.

Una vez identificados y clasificados los residuos generados, se establecieron puntos estratégicos de acopio temporal dentro del polígono del proyecto, con la finalidad de mantener un control adecuado. En la Figura 3 se muestran los espacios que fueron ubicados considerando la cercanía a las fuentes generadoras, accesibilidad para el personal y facilidad para las actividades de recolección y transporte. Cabe destacar el llamado “Punto limpio”, que es donde se depositaban los desechos de construcción.



Figura 3. Distribución de puntos de almacenamiento temporal de los residuos sólidos dentro del polígono.

3.3 Cuantificación de residuos

La cuantificación de los tres tipos de residuos sólidos se realizó mediante pesaje directo cuando fue posible, y estimaciones volumétricas en otros casos (Figura 4). Se implementaron bitácoras de registro que permitieron un control sistemático de los residuos. También, se contó con tres tipos de formatos donde se anotaban si eran RSU, RME o RP el tipo y la cantidad de los desechos generados. Debido a las condiciones donde se encontraba la obra, la cuantificación se hizo usando dinamómetros, tal como se muestra en la Figura 4.



A



B

Figura 4. (A) Registro del pesaje de RP previo a la recolección. (B) Cuantificación de PET.

3.4 Separación y almacenamiento

Se implementó un sistema de separación de residuos en las diversas fuentes mediante contenedores diferenciados y señalizados. Se establecieron puntos de acopio temporal para RSU y RME (Figura 3). Por ejemplo, los RSU se clasificaron en tres: orgánicos, inorgánicos y PET. En la Figura 5A se muestran los contenedores donde se depositaban los RSU clasificados. De igual manera, en la Figura 5B se puede apreciar el área delimitada para recibir los RME de la etapa constructiva, en este caso metálicos. Los tipos de RME fueron: madera, acero, concreto y vegetales.



Figura 5. (A) Contenedores para almacenamiento temporal de RSU. (B) Área destinada a residuos metálicos.

Respecto al tercer tipo de residuos generados, se diseñó un almacén temporal de RP ventilado, con sistema de contención de derrames, techado, así como con piso impermeable y señalización (Figura 6). Otro de los requisitos es que estos lugares tengan acceso restringido y cuenten con extinguidor. De esta manera se dio cumplimiento a una de las obligaciones de los generadores de RP, establecida en el Reglamento de la LGPGIR [6].



Figura 6. Instalación acondicionada como almacén temporal de RP.

3.5 Recolección y transporte

La recolección de RSU fue realizada por el servicio de limpia pública del municipio donde se desarrolló la obra. Por su parte, los RME y los RP fueron recogidos por empresas autorizadas. En la

Figura 7 se muestra la recolección y el transporte de dichos residuos. Respecto a los RME, se contrataron empresas especializadas en madera, metales, concreto y vegetales.



A

B

Figura 7. (A) Recolección y transporte de los RP generados. (B). Recolección de madera (RME).

En la Tabla 1 se presenta el registro mensual de los tres tipos de residuos generados durante el lapso del proyecto; la información permitió identificar los periodos con mayor cantidad por tipo de residuo. Los datos fueron obtenidos mediante registros de recolección y bitácoras de control; son cantidades exactas, que provienen del pesaje directo.

Como se puede apreciar, la mayor cantidad se concentra en dos tipos de RME, que en conjunto casi son 80 toneladas. Mientras que los RSU tiene un comportamiento directamente proporcional a la cantidad de trabajadores que se incorporaron a la obra: de junio a noviembre, es decir en seis meses se mantuvo a la plantilla de personal. Por otro lado, la menor cantidad corresponde a los RP.

Tabla 1. Control mensual de residuos generados durante la ejecución de la obra

Mes	Madera (kg)	RSU (kg)	Acero (kg)	RP (kg)	Etapas del proyecto
Febrero	0	19	0	12	Desmante y despalme
Marzo	40	65	0	0	Obra civil-Conformación de plataforma
Abril	342	109	109	187	Obra civil-Conformación de plataforma
Mayo	350	154	79	376	Obra civil
Junio	1,368	238	93	52	Obra civil
Julio	2,190	223	269	79	Obra civil
Agosto	1,688	262	150	243	Obra civil-electromecánica
Septiembre	5,080	208	280	280	Obra civil-electromecánica
Octubre	7,933	259	793	65	Obra civil-electromecánica
Noviembre	6,210	260	11,480	162	Obra civil-electromecánica
Diciembre	29,760	633	11,628	304	Obra civil-electromecánica
TOTAL	54,961	2,430	24,881	1,760	

4. Conclusiones

La implementación del sistema de manejo integral de los residuos generados durante la construcción de la subestación eléctrica permitió optimizar su control.

Se comprobó que la correcta identificación, clasificación y cuantificación son fundamentales para la gestión eficiente. Así mismo, la separación en la fuente y el almacenamiento adecuados contribuyen a la valorización de residuos y reducción de impactos.

Los residuos sólidos que se generan en este tipo de obras son de mayor a menor: RME, RSU y RP. La cantidad mensual refleja las actividades y el número de personal asignado en campo.

La gestión adecuada de residuos es un elemento clave para el cumplimiento normativo y la sostenibilidad en proyectos de infraestructura.

Con la implementación de las medidas descritas en este trabajo no solo se cumplió la legislación vigente, sino también se pretendió contribuir a que las empresas constructoras fueran más responsables y eficientes.

5. Referencias

- [1] Comisión Federal de Electricidad (26/06/2026). Portal de CFE. Gobierno de México. <https://www.cfe.gob.mx/nuestraempresa/pages/historia.aspx>
- [2] Comisión Federal de Electricidad (2020). Manual de lineamientos ambientales para proyectos de infraestructura eléctrica.
- [3] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión (2026). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación.
- [4] Honorable Congreso del Estado de Quintana Roo (2025). Ley de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Quintana Ro. Periódico Oficial del Estado.
- [5] García Hernández, J.L. (2020). Evaluación del manejo de residuos en obras de construcción en México (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma del Estado de México.
- [6] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión (2014). Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación.

III.3 Evaluación del efecto de diferentes concentraciones de té de composta elaborado con y sin aireación, mediante bioensayos en tres especies vegetales.

Karla Yarenni Ramos Rojas*
Alfonso Octavio Padilla Sánchez*
Aidee Yeraldí Cruz Guadarrama*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Rosa María Espinosa Valdemar*
Arely Areanely Cruz Salas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**

Resumen

El aprovechamiento de residuos orgánicos mediante compostaje permite obtener productos con potencial para su uso en la producción vegetal, como el té de composta. En este trabajo se evaluó el efecto de diferentes concentraciones de té de composta, elaborado con y sin aireación, sobre la germinación y el crecimiento inicial de tres especies vegetales. Se prepararon extractos a partir de composta madura utilizando relaciones de dilución (composta:agua) 1:10, 1:20 y 1:50, los cuales se dejaron reposar durante 48 horas a temperatura ambiente. Posteriormente, se determinaron parámetros fisicoquímicos del extracto, incluyendo pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, y se realizaron análisis de nutrientes. La evaluación biológica se llevó a cabo mediante bioensayos de germinación en semillas de rábano, chía y linaza, utilizando el índice de germinación como indicador de efectos bioestimulantes o fitotóxicos.

Los resultados mostraron que la respuesta de las especies depende de la concentración del extracto y de las condiciones de preparación. Las diluciones intermedias favorecieron el crecimiento y la germinación, mientras que algunas concentraciones generaron efectos inhibitorios, particularmente en especies más sensibles. Asimismo, la aireación influyó en las características del extracto y en su efecto sobre las plantas. En conjunto, los resultados evidencian la importancia de ajustar las condiciones de preparación y aplicación del té de composta para maximizar sus beneficios y evitar efectos adversos en la producción vegetal.

Palabras Clave: *extractos orgánicos, fitotoxicidad, índice de germinación, rábano, crecimiento inicial*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, CDMX

**Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261 Col. Lomas de San Isidro, Naucalpan de Juárez Edo. Méx. C.P. 53960. Teléfono: 53189000 Ext. 2196,

E-mail kyrr@azc.uam.mx

1. Introducción

En la agricultura actual, es complicado mantener la productividad sin comprometer la salud del suelo. El uso intensivo de fertilizantes sintéticos ha provocado la degradación de la biodiversidad microbiana y una creciente contaminación ambiental [1]. Como respuesta, han surgido alternativas biológicas como la composta y su derivado líquido, el té de composta.

El composteo se entiende como la descomposición biológica controlada de residuos orgánicos bajo condiciones aeróbicas que garantizan un material estable y libre de patógenos. De este proceso emanan diversos derivados líquidos cuya naturaleza debe ser cuidadosamente diferenciada para evitar confusiones técnicas comunes. Mientras que el lixiviado es el líquido que se drena naturalmente de la pila por exceso de humedad, el extracto consiste en una mezcla filtrada de forma inmediata, el té de composta es un extracto obtenido tras un periodo de inmersión de 24 a 48 horas, diseñado específicamente para extraer nutrientes y multiplicar la microbiota benéfica en un medio líquido [2], [3].

La calidad de este producto final depende del manejo del oxígeno durante su elaboración. La preparación se divide en dos métodos principales: el método no aireado, que favorece condiciones parcialmente anaeróbicas por reposo, y el método aireado, el cual no solo promueve una mayor densidad de microorganismos aeróbicos, sino que reduce significativamente el riesgo de persistencia de patógenos vegetales y humanos, otorgando una mayor seguridad biológica al insumo [4], [5].

La preparación adecuada del té de composta permite potenciar sus capacidades sobre el suelo y la planta, actuando como un potente biofertilizante y bioestimulante que aporta nutrientes de rápida disponibilidad. Además, posee un importante potencial como agente de control biológico, donde la carga microbiana transferida compite directamente con patógenos del suelo y activa los mecanismos de defensa naturales de los cultivos mediante la inducción de resistencia sistémica [6].

Sin embargo, a pesar de estas bondades, el uso de extractos orgánicos requiere protocolos de validación rigurosos. Se ha establecido que los insumos orgánicos inmaduros o mal procesados pueden contener ácidos volátiles o excesos de sales que inhiben el desarrollo vegetal [7]. Por esta razón, la evaluación del índice de germinación en especies sensibles se considera el estándar de seguridad para determinar la fitotoxicidad y madurez del té antes de su aplicación en campo [8].

Considerando la variabilidad reportada en la literatura científica según el método de preparación y la dosis aplicada, resulta útil generar información que estandarice estos procesos. Bajo este contexto, el presente trabajo propone evaluar el efecto de distintas concentraciones de té de composta, producidos con y sin aireación, sobre la germinación y el crecimiento inicial de tres especies vegetales (rábano, chía y linaza), con el fin de identificar la formulación óptima que garantice un desarrollo agrícola seguro y sostenible.

2. Metodología

Para la metodología, se utilizó composta madura proveniente de la Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco, la cual fue previamente seleccionada con base en características físicas homogéneas, ausencia de olores desagradables y coloración oscura, indicativos de un proceso adecuado de humificación. La composta se mantuvo en condiciones ambientales controladas hasta su uso, evitando su desecación o contaminación externa.

2.2 Preparación del té de composta

Para la obtención del té de composta, se colocaron 350 g de material en bolsas de yute con sistema de jareta, lo que facilitó su manipulación y evitó la dispersión de partículas sólidas durante la extracción. Las bolsas se sumergieron en recipientes con agua destilada para preparar diferentes concentraciones, bajo dos condiciones: con aireación mediante bombas sumergibles y sin aireación.

Las relaciones de dilución utilizadas (1:10, 1:20 y 1:50, masa/volumen) corresponden a rangos comúnmente empleados en bioensayos, donde la concentración del extracto influye en la disponibilidad de compuestos solubles y en la posible presencia de sustancias fitotóxicas [6]. La extracción se realizó durante 48 h a temperatura ambiente, periodo frecuentemente reportado en estudios de germinación para favorecer la solubilización de compuestos orgánicos y la estabilización del extracto antes de su evaluación [7].

2.3 Determinación de parámetros fisicoquímicos

Transcurridas las 48 h, se determinaron los parámetros fisicoquímicos del medio líquido, incluyendo pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) del té de composta. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado con el objetivo de caracterizar las condiciones del sistema y su posible influencia en la composición del extracto.

Las mediciones se realizaron utilizando un instrumento multiparamétrico marca Hanna Instruments, Modelo No. HI9829-00041r. El pH se expresó en unidades de pH, la conductividad eléctrica en mS/cm y el oxígeno disuelto en porcentaje (%), de acuerdo con el Sistema Internacional de Unidades.

2.4 Análisis de nutrientes

Se realizaron determinaciones de nutrientes principales (nitrógeno, fósforo y potasio; NPK) en los extractos obtenidos, con el fin de evaluar su potencial como insumo para la nutrición vegetal. Los análisis se llevaron a cabo de manera cualitativa con el kit Hanna HI3896.

2.5 Bioensayos de fitotoxicidad

La evaluación del efecto del té de composta se realizó mediante bioensayos de germinación utilizando semillas de rábano (*Raphanus sativus*), chía (*Salvia hispanica*) y linaza (*Linum usitatissimum*), seleccionadas por su rápida germinación y sensibilidad a compuestos fitotóxicos.

Cada ensayo se realizó en recipientes con papel filtro, al cual se añadieron 6 mL del té de composta correspondiente a cada tratamiento. Se evaluaron seis tratamientos en total, correspondientes a las diluciones 1:10, 1:20 y 1:50 preparadas con y sin aireación. Como tratamiento blanco se utilizó agua destilada. Para cada tratamiento se emplearon diez semillas de cada una de las tres especies evaluadas. Cada caja incluyó diez semillas de cada especie. Los bioensayos se mantuvieron en un ambiente fresco, seco y oscuro durante siete días, posteriormente se registraron variables de germinación y crecimiento inicial de las plántulas, con el fin de identificar posibles efectos bioestimulantes o inhibitorios.

2.6 Evaluación del índice de germinación

La fitotoxicidad de los extractos se evaluó mediante el cálculo del índice de germinación (IG), el cual integra el porcentaje de germinación relativa y el crecimiento relativo de la radícula, siendo un indicador ampliamente utilizado para determinar la madurez de la composta y la presencia de compuestos fitotóxicos [8], [9].

El porcentaje de germinación relativa (PGR) se calculó mediante la ecuación (1):

$$PGR(\%) = \frac{(\text{Número de semillas germinadas en el extracto})}{(\text{Número de semillas germinadas en el testigo})} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

El crecimiento relativo de la radícula (CRR) se determinó con la ecuación (2)

$$CRR(\%) = \frac{(\text{Elongación de radículas en el extracto})}{(\text{Elongación de radículas en el testigo})} \times 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

El índice de germinación (IG) se obtuvo mediante la ecuación (3):

$$IG(\%) = \frac{(PGR \times CRR)}{100} \quad (\text{Ec. 3})$$

Este índice combina ambos parámetros, permitiendo una evaluación integral del efecto del extracto sobre la germinación y el crecimiento inicial de las plántulas [10].

2.7 Análisis estadístico

Los datos obtenidos del índice de germinación se analizaron por separado para cada especie vegetal evaluada (rábano, chía y linaza). Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores, considerando como factores la concentración del extracto (1:10, 1:20 y 1:50) y la condición de aireación (con y sin aireación). Cuando se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), se efectuaron comparaciones por pares mediante pruebas t de Student para muestras independientes con varianzas desiguales y corrección de Bonferroni ($\alpha = 0.0167$). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando Microsoft Excel.

3. Resultados y discusión

Con el fin de evaluar el efecto del té de composta sobre la germinación y el crecimiento inicial de las especies estudiadas, se analizaron tanto las características fisicoquímicas del extracto como su impacto biológico bajo diferentes concentraciones y condiciones de aireación. En este apartado se presentan los resultados obtenidos y su interpretación, considerando la relación entre las propiedades del extracto y la respuesta observada en los bioensayos.

3.1 Caracterización del té de composta

El análisis cualitativo de la composta madura utilizada para la elaboración de los extractos presentó concentraciones altas de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Estos resultados sugieren que la composta empleada fue una fuente potencial de nutrientes capaz de transferir compuestos de interés al té de composta durante el proceso de extracción. La presencia de estos macronutrientes en la materia prima es un factor relevante, ya que puede influir en la composición del extracto y, en consecuencia, en su efecto sobre la germinación y el crecimiento inicial de las plantas.

Los parámetros fisicoquímicos del extracto después de las 48 h mostraron valores de pH ligeramente alcalinos en todos los tratamientos, con un rango de 7.90 a 8.31. El valor más alto se registró en la dilución 1:50 con aireación (pH= 8.31), mientras que el más bajo correspondió a la dilución 1:20 sin aireación (pH= 7.90). Estas variaciones pueden atribuirse a la solubilización de compuestos básicos, como carbonatos y sustancias húmicas, así como a la actividad microbiana durante el proceso de extracción [7].

La conductividad eléctrica (CE) presentó una variación considerable entre tratamientos, con un valor máximo de 1618 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la dilución 1:50 con aireación y un mínimo de 796 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la dilución

1:20 con aireación. Los valores más altos de CE indican una mayor concentración de sales solubles, lo que puede deberse a una mayor liberación de nutrientes y compuestos iónicos desde la composta hacia el medio acuoso, especialmente en condiciones que favorecen la actividad microbiana.

Por otro lado, el oxígeno disuelto (OD) mostró diferencias claras entre tratamientos con y sin aireación. El valor más alto se registró en la dilución 1:10 con aireación (42.5%), mientras que el más bajo correspondió a la dilución 1:20 sin aireación (17%). Estos resultados confirman la efectividad del suministro de oxígeno en los sistemas aireados y sugieren una mayor actividad microbiana aerobia en estos tratamientos. Estos resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. *Parámetros fisicoquímicos de las diferentes concentraciones del té de composta*

Parámetro	1:10 con aireación	1:10 sin aireación	1:20 con aireación	1:20 sin aireación	1:50 con aireación	1:50 sin aireación
pH	7.94	8.12	8.05	7.90	8.31	8.08
Conductividad eléctrica (uS/cm)	1575	1413	796	837	1618	1506
Oxígeno disuelto (% OD)	42.5	18.0	33.0	17.0	33.5	29.0

En conjunto, estas características fisicoquímicas podrían estar relacionadas con la respuesta observada en los bioensayos, ya que el pH, la conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto influyen en la disponibilidad de nutrientes y en la presencia de compuestos potencialmente fitotóxicos. Estas condiciones pueden contribuir a las diferencias en el índice de germinación observadas entre especies, particularmente en aquellas más sensibles a variaciones en la concentración del extracto, como se discute en la sección 3.2.

3.2 Efecto del té de composta sobre la germinación

El IG fue evaluado en tres especies (rábano, chía y linaza) bajo diferentes concentraciones del extracto (1:10, 1:20 y 1:50) y condiciones de aireación (con y sin), con el objetivo de analizar su respuesta biológica frente a posibles efectos bioestimulantes o fitotóxicos del té de composta. Este parámetro integra tanto la proporción de germinación como el crecimiento de la radícula, lo que permite obtener una medida más completa del efecto del tratamiento sobre el desarrollo inicial de las plántulas.

La longitud promedio de las raíces obtenida para cada tratamiento se presenta en la Figura 1. En general, la respuesta varió entre especies y dependió tanto de la concentración del extracto como de las condiciones de aireación. En rábano, el tratamiento 1:50 con aireación presentó la mayor longitud radicular, mientras que en chía los mayores valores se observaron en la dilución 1:20, independientemente de la aireación. Por su parte, la linaza mostró una disminución del crecimiento radicular conforme aumentó la concentración del extracto, siendo más evidente en la dilución 1:50.

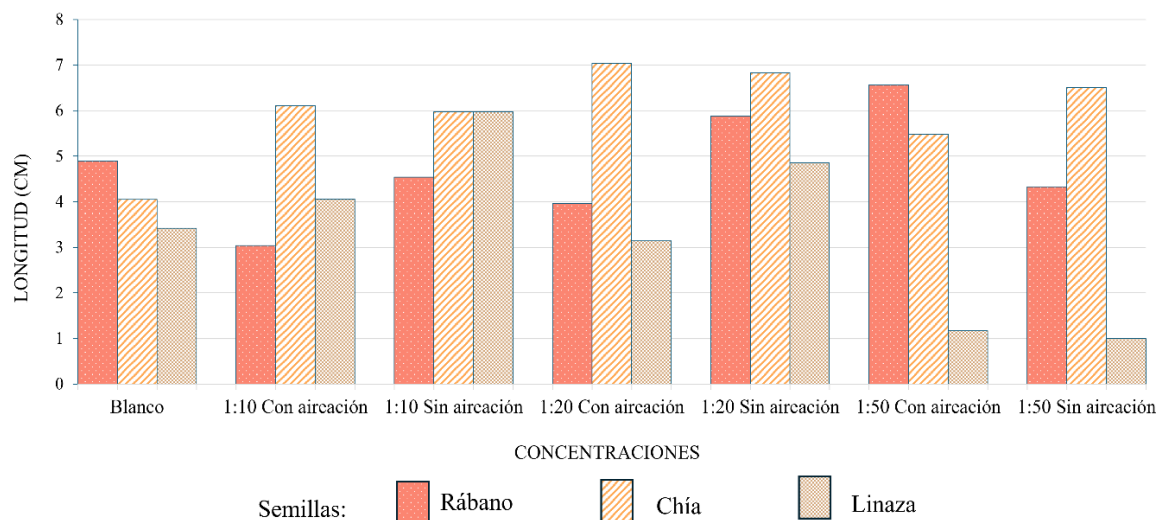


Figura 1. Longitud promedio de raíces en rábano, chía y linaza bajo diferentes concentraciones del extracto y condiciones de aireación

Por otro lado, los valores del índice de germinación (IG) se muestran en la Figura 2, la cual integra el porcentaje de germinación y el crecimiento de la radícula para evaluar la respuesta biológica de las semillas a los tratamientos aplicados. Los resultados evidenciaron diferencias entre especies y concentraciones. La chía presentó los valores más altos de IG en todos los tratamientos, destacando la dilución 1:20. En rábano, el mayor IG se observó en la dilución 1:50 con aireación y en la dilución 1:20 sin aireación. En contraste, la linaza mostró una reducción importante del IG en la dilución 1:50, tanto con aireación como sin ella.

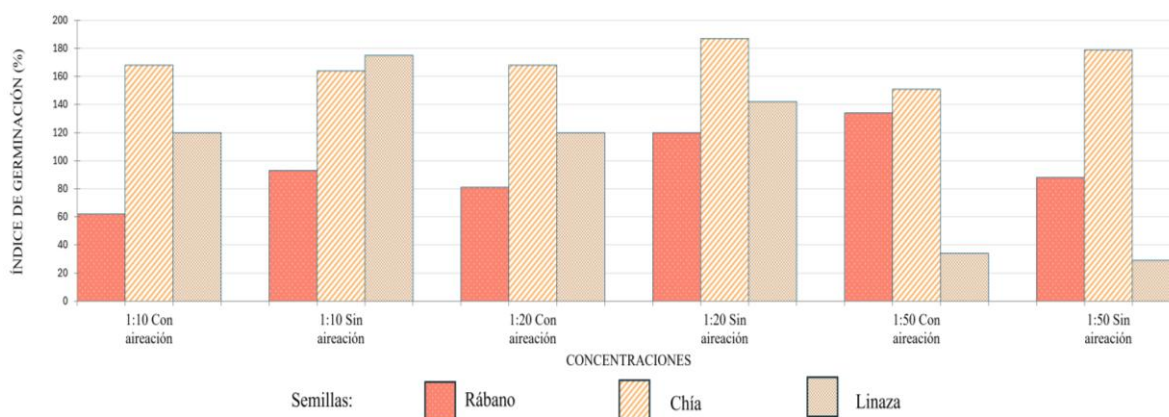


Figura 2. Índice de germinación en rábano, chía y linaza bajo diferentes concentraciones del extracto y condiciones de aireación

3.3 Análisis estadístico

En rábano, el IG presentó un intervalo amplio de variación entre tratamientos, con valores más elevados en la dilución 1:50 con aireación y menores en la dilución 1:10. Aunque estas diferencias sugieren una posible tendencia a un mejor desempeño en concentraciones más diluidas, el análisis de varianza de dos factores no mostró efectos significativos de la concentración ($p > 0.05$), la aireación

($p > 0.05$), ni de la interacción entre ambos factores ($p > 0.05$). Estos resultados indican que la variabilidad observada entre tratamientos no es suficiente para establecer diferencias estadísticas. La alta dispersión de los datos, reflejada en las desviaciones estándar, sugiere que factores no controlados o la propia variabilidad biológica pueden estar influyendo en la respuesta.

La chíá presentó los valores promedio más altos de IG entre las tres especies evaluadas, con valores elevados en prácticamente todos los tratamientos y una menor variabilidad en comparación con el rábano. Aunque se observaron ligeras diferencias entre concentraciones, con valores superiores en la concentración 1:20, el análisis de varianza no detectó efectos significativos de la concentración ($p > 0.05$), la aireación ($p > 0.05$), ni de su interacción ($p > 0.05$). Estos resultados sugieren que, bajo las condiciones evaluadas, la chíá presenta una respuesta uniforme al extracto, sin evidencias estadísticas de que alguno de los factores evaluados modifique significativamente el índice de germinación.

En contraste, la linaza mostró la mayor sensibilidad a los tratamientos evaluados. El análisis de varianza reveló un efecto significativo de la concentración ($p < 0.05$), mientras que la aireación ($p > 0.05$) y la interacción entre factores ($p > 0.05$) no fueron significativas. Al analizar los promedios, se observa una clara tendencia decreciente del IG conforme aumenta la concentración del extracto, lo que sugiere un posible efecto inhibitorio a concentraciones más elevadas.

Para identificar diferencias específicas entre concentraciones, se realizaron pruebas t de Student para muestras independientes con varianzas desiguales y corrección de Bonferroni ($\alpha = 0.0167$). Sin embargo, ninguna de las comparaciones por pares (1:10 vs 1:20, 1:10 vs 50, 20 vs 50) resultó significativa ($p > 0.0167$ en todos los casos). Esta discrepancia entre el resultado del ANOVA y las comparaciones múltiples puede explicarse por la alta variabilidad dentro de los tratamientos, particularmente en las concentraciones más altas, lo que reduce la potencia estadística para detectar diferencias específicas entre grupos.

En conjunto, los resultados muestran que el efecto del extracto depende de la especie evaluada. Mientras que en rábano y chíá no se detectaron efectos significativos de la concentración ni de la aireación, la linaza presentó una respuesta significativa a la concentración del extracto. La ausencia de efectos significativos en rábano y chíá, a pesar de algunas diferencias aparentes en los valores promedio, resalta la importancia de considerar la variabilidad de los datos en la interpretación de los resultados. Por otro lado, la respuesta de la linaza sugiere una mayor sensibilidad a la concentración del extracto, posiblemente asociada a efectos inhibitorios a concentraciones elevadas. En ninguna de las especies se detectó un efecto significativo de la aireación, lo que indica que este factor no influyó de manera determinante en la germinación bajo las condiciones experimentales evaluadas.

4. Conclusiones

El presente estudio permitió evaluar el efecto de distintas concentraciones de té de composta, elaborado con y sin aireación, sobre la germinación y el crecimiento inicial de tres especies vegetales. Los resultados evidenciaron que la respuesta al extracto no es uniforme, sino que depende principalmente de la sensibilidad fisiológica de cada especie. Cabe señalar que las especies utilizadas (rábano, chíá y linaza) no corresponden a las recomendadas en normas internacionales de bioensayos de fitotoxicidad, como la lechuga (*Lactuca sativa*), por lo que los resultados deben interpretarse como un análisis exploratorio con especies alternativas, seleccionadas por su rápida germinación y sensibilidad a compuestos fitotóxicos.

En rábano y chíá, aunque se observaron variaciones en el índice de germinación entre tratamientos, el análisis estadístico no mostró efectos significativos de la concentración ni de la aireación, lo que sugiere que estas especies presentan una respuesta relativamente estable bajo las condiciones

evaluadas. En contraste, la linaza mostró una respuesta significativa a la concentración del extracto, evidenciando una tendencia a la disminución del crecimiento conforme aumenta la concentración, lo que sugiere un posible efecto inhibitorio a niveles más altos.

La ausencia de un efecto significativo de la aireación en las tres especies indica que, en las condiciones experimentales utilizadas, este factor no influye de manera determinante en la germinación o el crecimiento inicial. Esto resalta que la composición del extracto y la tolerancia de la especie pueden tener un papel más relevante que las condiciones de preparación evaluadas.

En conjunto, los resultados destacan la importancia de considerar la especie vegetal al evaluar el uso de té de composta, así como de ajustar la concentración para evitar posibles efectos adversos en especies sensibles. Estos hallazgos contribuyen a una mejor comprensión del comportamiento de este insumo y apoyan su uso potencial en sistemas agrícolas, siempre que se optimicen sus condiciones de aplicación.

Finalmente, se sugiere que estudios futuros profundicen en la caracterización fisicoquímica y microbiológica del extracto, así como en la evaluación de su efecto en condiciones de cultivo, con el fin de fortalecer su aplicación como una alternativa sustentable en la producción agrícola.

5. Referencias

- [1] Savci, S. (2012). An agricultural pollutant: Chemical fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*, 1(1), 73–80.
- [2] Huzir, N. M., Asmadi, A. A., Rosly, M. B., Tamunaidu, P., & Amin, A. N. R. (2026). Composting as a pathway for organic waste valorization: Substrate performance, process strategies, and quality benchmarks. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 28(2), 815–833. <https://doi.org/10.1007/s10163-025-02460-9>
- [3] Corrado, G., Mataffo, A., Zaccardelli, M., Sigillo, L., & Basile, B. (2026). The role and efficacy of compost tea in sustainable fruit tree production: Current scientific knowledge and future directions. *Environmental Technology & Innovation*, 41, 104782. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2026.104782>
- [4] Ingham, E. R. (2007). *The compost tea brewing manual*. SlideShare. Retrieved May 2, 2026, from <https://es.slideshare.net/slideshow/a-dq98/38055660>
- [5] Ramírez-Gottfried, R. I., Preciado-Rangel, P., Carrillo, M. G., García, A. B., González-Rodríguez, G., & Espinosa-Palomeque, B. (2023). Compost tea as organic fertilizer and plant disease control: Bibliometric analysis. *Agronomy*, 13(9), 2340. <https://doi.org/10.3390/agronomy13092340>
- [6] Morales-Corts, M. R., Pérez-Sánchez, R., & Gómez-Sánchez, M. Á. (2018). Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *Scientia Agricola*, 75(5), 400–409. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0019>
- [7] Selim, S. M., Zayed, M. S., & Atta, H. M. (2014). Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. *ResearchGate*. Retrieved May 2, 2026, from https://www.researchgate.net/publication/264457722_Evaluation_of_phytotoxicity_of_compost_during_composting_process
- [8] Varnero, M. T., Rojas, C. A., & Orellana, R. R. (2007). Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Suelo y Nutrición Vegetal*, 7(1), 28–37.
- [9] Paradelo, R., & Barral, M. T. (2020). A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *ResearchGate*. Retrieved May 2, 2026, from

https://www.researchgate.net/publication/340620319_A_Review_on_the_Use_of_Phytotoxicity_as_a_Compost_Quality_Indicator

[10] Yang, Y., Wang, G., Li, G., Ma, R., Kong, Y., & Yuan, J. (2021). Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index. *Waste Management*, 136, 238–243. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.10.052>

III.4 Análisis de calidad de lombricomposta generada con residuos de cafetería de la UAM-Azcapotzalco.

Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Karla Yarenni Ramos Rojas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Mar Alejandra Romero Saavedra*
Claudia Andrea Mateos Vargas*
Daniela Abigail Piña Cárdenas*

Resumen

La valorización de residuos orgánicos mediante lombricompostaje, se ha convertido en un tratamiento apto para producir un mejorador de suelo con aportes nutrimentales. Aunque procesa volúmenes menores, se presenta como una alternativa para gestionar esta fracción desde la fuente y mitigar el impacto ambiental generado. Para garantizar su aplicación resulta necesario evaluar el producto obtenido. En el presente estudio, dicha evaluación consistió en analizar la calidad de una muestra de lombricomposta producida en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A), a partir de la transformación de residuos orgánicos de cafetería, tomando como base la norma mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018. El estudio determinó las propiedades fisicoquímicas, nutricionales y biológicas del material para verificar su aptitud como mejorador de suelos. Los resultados muestran que el producto cumple con los estándares de materia orgánica, carbono y nitrógeno total. Asimismo, destaca su inocuidad sanitaria al registrar ausencia de patógenos como *Salmonella* y coliformes, además de mantener las concentraciones metales pesados dentro de los límites estipulados por la norma. Nutricionalmente, presenta niveles elevados de nitrógeno y potasio, aunque el fósforo no fue detectado. A pesar de estos beneficios, el material presenta un pH alcalino de 9.68 y un índice de germinación del 63.9 %, valores que no cumplen con la norma y señalan fitotoxicidad. Se concluye que la lombricomposta es segura ambientalmente, pero requiere mayor tiempo de estabilización antes de su aplicación directa en cultivos para evitar daños al desarrollo vegetal.

Palabras Clave: *Eisenia fetida*, IES, fitotoxicidad, lombricompostaje, residuos orgánicos

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva el Rosario, C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, México. Celular 5561544631,

e-mail: c.yadira.herrera@gmail.com

1. Introducción

La mayoría de las Instituciones de Educación Superior (IES) gestionan sus residuos bajo un esquema tradicional; es decir, una vez generados, se recolectan y disponen fuera del espacio educativo. Esta práctica genera costos operativos para las instituciones en caso de no contar con servicio público [1-2] así como impactos a la salud pública y al ambiente [3]. No obstante, dentro del flujo de residuos generados hay fracciones susceptibles a ser valorizadas que permiten mitigar su impacto ambiental y reducir hasta en un 50 % la cantidad de residuos enviada a disposición final [4]. Particularmente, la fracción orgánica, que representa entre el 20 % y el 54 % del total generado en estas fuentes, puede aprovecharse mediante tratamientos biológicos. Experiencias globales [5][6-7] y nacionales [4][8-9] demuestran que el compostaje, la digestión anaerobia y el lombricompostaje son de las tecnologías más empleadas debido a su viabilidad económica y técnica.

La lombricomposta es un producto derivado de la transformación biológica de residuos orgánicos mediante la acción conjunta de microorganismos y lombrices, principalmente del género *Eisenia fetida*. Este proceso, conocido como lombricompostaje, da lugar a un material estabilizado, con alto contenido de materia orgánica y nutrientes disponibles, lo que le confiere un importante valor para su aplicación en suelos agrícolas, mejorando propiedades físicas como la estructura y retención de humedad, químicas como la disponibilidad de nutrientes, y biológicas, al favorecer la actividad microbiana [9] calidad de la lombricomposta es un aspecto fundamental para garantizar su uso seguro y eficiente. Un material de buena calidad debe presentar estabilidad, grado adecuado de madurez, ausencia de compuestos fitotóxicos y niveles seguros de contaminantes. Estos factores son esenciales para evitar efectos negativos en los cultivos, como la inhibición de la germinación o la inmovilización de nutrientes en el suelo. En este sentido, la evaluación integral de sus propiedades permite determinar su aptitud como mejorador de suelos y fertilizante orgánico [10].

En México, la Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU) y residuos de manejo especial (RME), así como la información comercial y los parámetros de calidad de los productos finales obtenidos. Asimismo, esta norma contempla disposiciones específicas para plantas de compostaje y lombricompostaje, así como criterios de calidad aplicables a la composta y la lombricomposta, por lo que constituye un referente técnico para la evaluación de los productos derivados de estos tratamientos biológicos [11].

En el caso particular de la UAM-A, desde octubre de 2024 a la fecha se han generado cerca de 21 toneladas de residuos orgánicos provenientes de la barra fría en la cafetería de la universidad, éstos comprenden residuos de café, frutas y verduras, su aprovechamiento se realiza mediante los procesos de lombricompostaje y compostaje. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la calidad de una muestra de lombricomposta proveniente del tratamiento de residuos orgánicos generados en la barra fría de la cafetería de la UAM-A, mediante la determinación de sus propiedades fisicoquímicas, nutrimentales, biológicas y de contenido de elementos traza, teniendo como marco de referencia los criterios establecidos en la norma vigente. De esta manera, se busca determinar su valor y calidad mediante su grado de madurez, estabilidad, posible fitotoxicidad y su aptitud para su uso como abono orgánico.

2. Metodología

El desarrollo del presente estudio se estructura en las cuatro fases secuenciales ilustradas en la Figura 1. Este flujo de trabajo corresponde al proceso rutinario de lombricompostaje empleado para el tratamiento de los residuos orgánicos generados en la cafetería de la UAM-A. Para la caracterización del producto final, se adaptaron los lineamientos operativos de la norma mexicana NMX-AA-180-

SCFI-2018, mediante selección y evaluación de parámetros fisicoquímicos pertinentes para los objetivos del presente estudio.



Figura 1. Proceso metodológico para evaluar la operación y producto obtenido a partir de lombricompostaje

2.1 Fase I: Recolección de residuos orgánicos

El proceso de la valorización inicia con la recolección (Figura 2b), recepción y registro diario de los residuos orgánicos, actividades realizadas por estudiantes en servicio social y voluntarios. De manera operativa se asigna un contenedor de 50 litros para el acopio exclusivo de los residuos orgánicos generados durante el día; al término de la jornada laboral se retira para el registro de la masa generada y se sustituye por un contenedor vacío para el ciclo subsecuente. Así mismo, se integra la aportación de la comunidad universitaria (alumnos, trabajadores, docentes), que de forma voluntaria lleva sus residuos orgánicos para ser incorporados en los procesos.

2.2 Fase II: Acondicionamiento y alimentación del sistema de lombricomposta

Una vez realizado el registro másico, se procedió a la revisión y separación de aquellos residuos inorgánicos que se encontraban presentes. Posteriormente, se seleccionaron únicamente los residuos aptos para la dieta de los anélidos, conformada por cáscaras de frutas y verduras, excluyendo aquellos de carácter ácido (cítricos), restos de alimentos procesados, aceites y grasas. El lote de este proceso estuvo conformado por siete camas de cultivo montadas en cajas de polietileno de alta densidad (PEAD) de 50 L, cada unidad se conformó por una capa de 7-10 cm de hojarasca, seguida de un lecho de 15-20 cm de composta inoculada con *E. fetida* (Figura 2a y 2c). La alimentación se realizó semanalmente durante un año, colocando 1.5 kg de residuos (base húmeda) por cama, previamente fragmentados y dispuestos sobre la superficie para facilitar la aireación por el ascenso de las lombrices. Adicionalmente, durante cada alimentación se incorporaron fracciones de hojarasca o papel periódico como fuente de carbono, para regular la humedad y optimizar la porosidad de las camas.

2.3 Fase III: Cosecha de lombricomposta y separación de biomasa

Transcurrido el periodo de tratamiento, se procedió a la cosecha y recuperación de la biomasa de *E. fetida*. Para ello, el sustrato procesado se dispuso en una superficie, formando un montículo bajo exposición lumínica ambiental para propiciar la migración de los anélidos hacia el núcleo y la base, permitiendo remover las capas superiores. Posteriormente se retiraron manualmente tanto los ejemplares como los cocones visibles para la inoculación de nuevas unidades.

2.4 Fase IV: Caracterización y evaluación de la calidad de la lombricomposta

La caracterización de la lombricomposta se realizó tomando como referencia los lineamientos de la NMX-AA-180-SCFI-2018. Para ello, se obtuvo una muestra compuesta homogénea de 1kg proveniente de las camas del proceso, tomada a una profundidad de entre 5 y 10 cm.

Previo a los análisis cuantitativos, se retiraron manualmente microorganismos presentes (Figura 2d);

posteriormente la muestra se tamizó con malla 5 mm para homogenizar el tamaño de la partícula y se sometió a proceso de secado a temperatura ambiente.



Figura 2. a) *Eisenia fetida*, b) recolección de residuos, c) alimentación de camas, d) cosecha

A partir de esta muestra (0.5 kg), se determinó por triplicado los parámetros fisicoquímicos especificados en la Tabla 1: pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total y la relación C/N. El análisis de macronutrientes (N, P y K), se llevó a cabo mediante métodos colorimétricos (N, P) y mediante la turbidez que presentaba la muestra (K).

Tabla 5. Técnicas empleadas para el análisis fisicoquímico de la muestra

Parámetro	Técnica
pH y conductividad	Potenciométrico y extracto de pH, respectivamente, de acuerdo con la norma NMX-AA-25-1984 [12]
Materia orgánica	Calcinación de acuerdo con la norma NMX-AA-18-1984 [13]
Nitrógeno total	Kjeldahl de acuerdo con la norma NMX-AA-24-1984 [14]
Relación C/N	Cálculo directo de acuerdo con la norma NMX-AA-67-1985 [15]
Macronutrientes (N, P, K)	Kit Hanna [16]
Prueba de fitotoxicidad	Índice de germinación para la determinación de la madurez de la composta NADF-020-AMBT-2011 [17]

Asimismo, se efectuó la cuantificación de elementos traza para evaluar la presencia de metales potencialmente tóxicos y verificar su cumplimiento con los límites máximos permisibles establecidos por la NMX-AA-180-SCFI-2018 [10]. En cuanto a los parámetros biológicos, se determinó la densidad de coliformes fecales, *Escherichia coli*, *Salmonella* spp. y huevos de helminto viables, con el fin de determinar la inocuidad sanitaria del producto obtenido.

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan los hallazgos derivados de la caracterización analítica del producto final. El análisis de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y nutricionales refleja las condiciones del proceso de degradación realizado por estos anélidos. Así mismo los valores obtenidos se contrastan con los límites establecidos por la norma vigente y con investigaciones previas.

3.1. Parámetros fisicoquímicos

Los resultados promedio obtenidos en el análisis fisicoquímico de la muestra de lombricomposta se muestran en la Tabla 2 comparándolos con lo establecido en la NMX-AA-180-SCFI-2018.

Tabla 6. Resultados del análisis fisicoquímico de la muestra de lombricomposta

	pH	Conductividad	Materia orgánica	Nitrógeno total	Relación C/N
Promedio	9.68	1.24 dS/m	38.03 %	1.54 %	14.32
Desviación estándar	0.02	0.04	0.18	0.7	1.00
Límites de la norma	5.5 - 8.53	≤ 4 dS/m	20 % - 50 % (base seca)	1 – 4 % (base seca)	≤ 20

El pH promedio registrado fue de 9.68, valor que se encuentra por encima del límite superior establecido por la normativa, lo cual le confiere un carácter alcalino [11]. Dado que el proceso se mantuvo activo durante un año, se garantizó el punto de maduración del producto, el cual se alcanza entre los cuatro y seis meses de tratamiento[18]. Por lo tanto, la alcalinidad observada no está ligada a una falta de madurez del material, sino que podría asociarse a la degradación de ácidos orgánicos y la descomposición de microorganismos. Estos procesos liberan amoníaco volátil (NH_3) o amonio (NH_4^+) durante la mineralización de nitrógeno orgánico. Esta alcalinidad afecta la disponibilidad de micronutrientes como hierro, manganeso y zinc. Desde el punto de vista agrícola, este valor puede generar condiciones desfavorables para el crecimiento vegetal y contribuir a la fitotoxicidad observada [11].

La conductividad eléctrica fue de 1.24 dS/m valor que se encuentra dentro del rango permisible. Esto indica una concentración moderada de sales solubles, lo que no representa un riesgo de salinidad para las plantas. Este comportamiento sugiere que la fitotoxicidad observada no está asociada a un exceso de sales [11] [19].

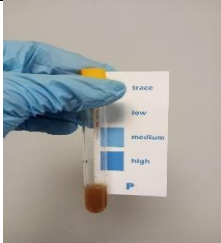
El contenido de materia orgánica fue de 38.03 % (en base seca), valor que se encuentra dentro del intervalo recomendado [10]. Este resultado refleja la composición de los residuos empleados y su transformación permite que el producto obtenido tenga un aporte directo en el suelo al favorecer la mejora de la estructura del suelo, la retención de humedad y estimular la actividad microbiana [20-21].

El contenido de nitrógeno total fue de 1.54 %, valor que supera el límite mínimo, este resultado muestra un aporte nutrimental importante, ya que el nitrógeno es esencial para el desarrollo vegetal y la síntesis de biomasa [21].

La relación carbono/nitrógeno fue de 14.32:1, un valor que se sitúa dentro del rango considerado óptimo para materiales estabilizados. Esto sugiere un buen grado de descomposición de la materia orgánica y baja probabilidad de inmovilización de nitrógeno en el suelo, aunque debe interpretarse en conjunto con otros indicadores de madurez [10--11].

En la Tabla 3 se presentan los resultados cualitativos de la prueba de macronutrientes de nitrógeno

Tabla 7. Resultados de la prueba de macronutrientes

Nutriente	Nitrógeno (N)	Fósforo (P)	Potasio (K)
Resultado	Alto	No detectado	Alto
Evidencia fotográfica			

El análisis cualitativo indicó un contenido alto de nitrógeno, específicamente la forma de nitrógeno (N) disponible para las plantas (NO_3^-), lo que sugiere que la lombricomposta puede favorecer el desarrollo vegetativo de las plantas, al ser un elemento clave en la síntesis de proteínas y crecimiento celular [10], [21]. El fósforo (P) no fue detectado mediante el método utilizado, lo que puede deberse a concentraciones por debajo del límite de detección o a interferencias analíticas. La baja disponibilidad de fósforo podría limitar procesos energéticos y el desarrollo radicular en las plantas [21]. El contenido de potasio (K) fue alto, indicando un aporte significativo de este nutriente, cabe señalar que lo observado corresponde a la fracción soluble, el potasio disponible de manera inmediata para las plantas y que participa en la regulación osmótica y en la resistencia al estrés, por lo que su presencia es favorable para el desarrollo vegetal [22]. Respecto al nitrógeno y potasio, los valores presentan un valor nutricional relevante, aunque con un desbalance en la relación N-P-K, debida al fósforo, sugiriendo complementar el producto para su aplicación agrícola.

3.2. Elementos traza

Los resultados obtenidos en la determinación de los elementos traza encontrados en la muestra de lombricomposta se muestran en la Tabla 4.

Tabla 8. Resultados de elementos traza

Elemento traza	Resultado (mg/kg en base seca)	Límite de la norma (mg/kg en base seca)	Discusión de los resultados
Arsénico (As)	No detectado	0.1	No detectable bajo las condiciones analíticas empleadas, cumpliendo con el límite permisible, lo que indica ausencia de riesgo por este elemento
Cadmio (Cd)	0.02	0.7	La concentración fue de 0.02 mg/kg, valor inferior al límite establecido, por lo que no representa riesgo de toxicidad
Cromo total (Cr)	31.21	70	Se registró un valor de 31.21 mg/kg, dentro del límite permitido, indicando condiciones seguras

Elemento traza	Resultado (mg/kg en base seca)	Límite de la norma (mg/kg en base seca)	Discusión de los resultados
Cromo hexavalente (Cr VI)	No detectado	0.5	No detectable bajo las condiciones analíticas empleadas, lo cual es relevante debido a su alta toxicidad
Cobre (Cu)	65.21	70	Se encuentra dentro del rango permisible, sin representar riesgo
Mercurio (Hg)	No detectado	0.4	No fue detectado, lo que indica ausencia de este contaminante altamente tóxico
Níquel (Ni)	12.33	25	La concentración se encuentra dentro de los límites permitidos
Plomo (Pb)	No detectado	45	No detectable bajo las condiciones analíticas empleadas, cumpliendo ampliamente con la normativa
Zinc (Zn)	125.45	200	El contenido se encontró dentro del rango permitido, siendo un micronutriente esencial en concentraciones adecuadas

3.3. Resultados de los parámetros biológicos

Con respecto a coliformes fecales, se reportó ausencia, cumpliendo con los límites establecidos, lo que indica una adecuada calidad sanitaria del material [11]. No se detectó presencia de *Escherichia coli*, confirmando la inocuidad microbiológica. Tampoco se detectó *Salmonella* spp. en la muestra, cumpliendo con el criterio normativo de ausencia, además no se detectaron huevos viables, lo que indica bajo riesgo sanitario [11].

El índice de germinación obtenido fue de 63.9 %, un valor inferior al límite mínimo recomendado para ser considerado un sustrato libre de fitotoxicidad. Este resultado se atribuye al estrés alcalino que favorece la presencia de especies derivadas de la mineralización del nitrógeno (NH_3 , NH_4^+) [11] [23]. En la Figura 3a, se presenta el blanco de la prueba, mientras que en la Figura 3b, se ilustra el efecto fitotóxico.

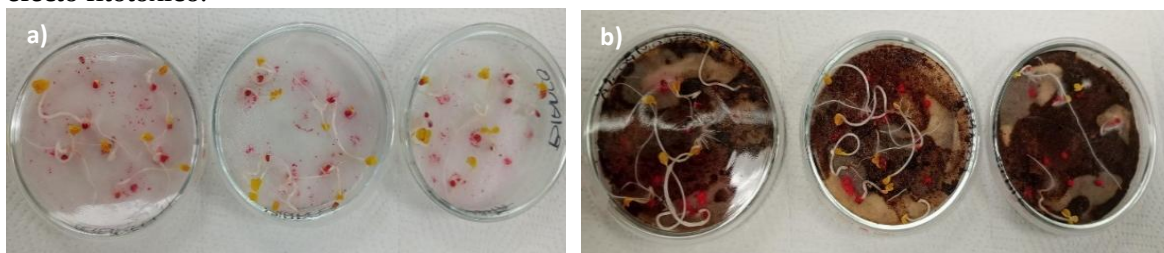


Figura 3. Resultados de prueba de fitotoxicidad. a) Blanco, b) lombricomposta

Así mismo, es importante señalar que este índice no es concluyente, ya que su aplicación directa se ve afectada por el tipo de semilla empleada, cada especie responde de manera diferente a las propiedades de un sustrato [24]. Las especies de rábano, lechuga y berro, especificadas tanto en la norma local [17], como en los conocidos ensayos de germinación de Zuconni [23] se caracterizan por ser altamente sensibles a sustancias fitotóxicas y a la acumulación de sales.

4. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, se concluye que la lombricomposta analizada presenta condiciones adecuadas en términos de contenido de materia orgánica, nutrientes y ausencia de contaminantes, lo que indica un buen potencial como mejorador de suelo desde el punto de vista químico y sanitario. No obstante, el valor elevado de pH y el bajo índice de germinación evidencian que el material no ha alcanzado una estabilidad completa, presentando características de fitotoxicidad que limitan su uso directo en cultivos. Esto sugiere la presencia de compuestos inhibitorios o condiciones químicas desfavorables para la germinación.

Es importante señalar que la NMX-AA-180-SCFI-2018 no contempla para la lombricomposta todos los parámetros evaluados en este estudio, debido a que algunos criterios corresponden específicamente a composta convencional. Asimismo, la norma no establece una clasificación específica para lombricomposta ni permite asignar de manera directa un tipo o grado al material analizado; por ello, la interpretación de los resultados debe realizarse de forma integral y comparativa.

En conjunto, la lombricomposta evaluada puede considerarse segura desde el punto de vista sanitario y ambiental; sin embargo, no es completamente apta para su aplicación directa, por lo que se recomienda un periodo adicional de estabilización o su uso controlado, así como la posible complementación nutrimental para optimizar su desempeño agrícola, contribuyendo al aprovechamiento sostenible de residuos orgánicos.

Los procesos de lombricompostaje se ven afectados por distintos factores, tales como las condiciones ambientales, el volumen del sistema, el tipo de residuos utilizado como materia prima y la especie de anélido inoculado durante el tratamiento. La suma de estas variables torna compleja su comparación y estandarización con otros estudios; sin embargo, representan un referente para optimizar el sistema. Para el presente estudio, las alternativas que surgen están orientadas a mitigar la fitotoxicidad mediante un monitoreo de parámetros fisicoquímicos y cosecha periódica para obtener un producto estabilizado.

5. Referencias

- [1] C. Armijo de Vega, S. Ojeda Benítez, and M. E. Ramírez Barreto, "Solid waste characterization and recycling potential for a university campus," *Waste Management*, vol. 28, no. SUPPL. 1, 2008, doi: 10.1016/j.wasman.2008.03.022.
- [2] A. Gallardo, N. Edo-Alcón, M. Carlos, and M. Renau, "The determination of waste generation and composition as an essential tool to improve the waste management plan of a university," Jul. 01, 2016, *Elsevier Ltd.* doi: 10.1016/j.wasman.2016.04.013.
- [3] E. Cook, K. Ionkova, P. Bhada-Tata, S. Yadav, and F. Van Woerden, "What a Waste 3.0 Global Snapshot of Solid Waste Management toward Circularity until 2050." [Online]. Available: <https://hdl.handle.net/10986/44141>.
- [4] L. Maldonado, "Artículo de Divulgación."
- [5] W. L. Filho, F. Frankenberger, P. Iglecias, R. Consentino, and K. Mülthar, "World Sustainability Series Towards Green Campus Operations Energy, Climate and Sustainable Development Initiatives at Universities." [Online]. Available: <http://www.springer.com/series/13384>
- [6] F. Granzotto *et al.*, "Use of anaerobic bioreactor in the treatment of organic waste from a university restaurant," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 9, no. 5, Oct. 2021, doi: 10.1016/j.jece.2021.105795.

- [7] M. Majlessi, A. Eslami, H. Najafi Saleh, S. Mirshafieean, and S. Babaii, "Vermicomposting of food waste: Assessing the stability and maturity," *Iranian J. Environ. Health Sci. Eng.*, vol. 9, no. 25, Dec. 2012, doi: 10.1186/1735-2746-9-25.
- [8] Nancy Merary Jiménez Martínez, "Programa de manejo integral de residuos 'Basura Cero' en el campus Morelos UNAM," Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C., Ed., 2018.
- [9] Aidee Yerald Cruz Guadarrama, "Aprovechamiento de residuos orgánicos en la Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco," in *Caracterización, tratamiento y valorización de residuos*, Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C., Ed., Querétaro, 2025, pp. 2–8. [Online]. Available: www.somers-ac.org.
- [10] M. P. Bernal, J. A. Alburquerque, and R. Moral, "Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review," *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 22, pp. 5444–5453, Nov. 2009, doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027.
- [11] Secretaría de Economía, *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*. México: Diario Oficial de la Federación, 2018.
- [12] Secretaría de Fomento y Comercio Industrial [SCFI], *NMX-AA-25-1984 Protección al medio ambiente-Contaminación de suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de pH-Método potenciométrico*. México, 1984.
- [13] Secretaría de Fomento y Comercio Industrial [SCFI], *NMX-AA-18-1984 Protección al medio ambiente-Contaminación de suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de cenizas*. México, México, 1984.
- [14] Secretaría de Fomento y Comercio Industrial [SCFI], *NMX-AA-24-1984 Protección al medio ambiente-Contaminación de suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de Nitrógeno Total*. México, México, 1984.
- [15] Secretaría de Fomento y Comercio Industrial, *NMX-AA-067-1985 Protección al medio ambiente-Contaminación de suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de la relación Carbono / Nitrógeno*. México, México, 1985.
- [16] Hanna instruments, "Manual para test de suelos Manejo y ciencia de los suelos." [Online]. Available: www.hannacolombia.com
- [17] Secretaría de Medio Ambiente, *NADF-020-AMBT_2011 Que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal*. Ciudad de México, 2012, p. 15.
- [18] N. Q. Arancon and Clive. A. Edwards, "Influence of vermicomposts on plant growth," *Soil Nutrients*, vol. 28, no. 3, 2004.
- [19] D. L. Corwin and K. Yemoto, "Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids", doi: 10.2136/msa2015.0039.
- [20] K. Huang, F. Li, J. Li, D. Helard, and K. Hirooka, "Rapid vermicomposting of fresh fruit and vegetable waste using earthworm *Eisenia foetida*," vol. 68, 2012.

- [21] J. L. Havlin, S. L. Tisdale, W. L. Nelson, and J. D. Beaton, *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*, 8th ed. Pearson, 2014. Accessed: Jun. 05, 2026. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/profile/Praveen-Kumar-521/publication/366175716_Soil_Fertility_and_Fertilizers_by_John_L_Havlin_z-liborg/links/63948fbde42faa7e75af15db/Soil-Fertility-and-Fertilizers-by-John-L-Havlin-z-liborg.pdf
- [22] M. P. Bernal, J. A. Albuquerque, and R. Moral, “Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review,” *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 22, pp. 5444–5453, 2009, doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027.
- [23] F. Zucconi, A. Pera, M. Forte, and M. de Bertoldi, “Evaluating toxicity of immature compost,” *Biocycle*, vol. 22, pp. 54–57, 1981, [Online]. Available: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130067168>
- [24] Y. Luo *et al.*, “Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects,” Jan. 01, 2018, *Elsevier Ltd.* doi: 10.1016/j.wasman.2017.09.023.

Agradecimientos

Para el presente estudio, que comprendió diversas etapas, se agradece a los alumnos que apoyaron en la recolección de los residuos y que forman parte de la comunidad de la Planta de composta y lombricomposta, a la Ing. Mariana Elizabeth Ballesteros López por la facilidades otorgadas en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables, al servicio de la barra fría en la cafetería de la UAM-A por su colaboración para gestionar los residuos orgánicos generados.

III.5 Del extintor al suelo: valorización del polvo químico seco como aditivo para composta.

Itzel Villano López*
Diana Velazquez Hernández*
Usiel Sandino Silva Rivera**
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Xiomara Giselle Valdez Gómez**
Juan Carlos Álvarez Zeferino**

Resumen

La generación de residuos provenientes del mantenimiento y sustitución de extintores representa un reto ambiental debido a las limitadas alternativas para su aprovechamiento esto por su composición que en su mayoría suelen ser productos químicos, es por eso por lo que, en este trabajo, se evaluó la viabilidad de incorporar polvo químico seco (PQS) a composta, mediante pruebas de fitotoxicidad utilizando semillas de rábano (*Raphanus sativus*) y pepino (*Cucumis sativus*). Se prepararon mezclas de composta con concentraciones de PQS de 0.1, 0.5, 1.0 y 2.0 %, además de dos blancos uno de composta y el otro de PQS puro.

Previamente, se realizó un análisis químico de la composta, determinándose niveles altos de nitrógeno, fósforo y potasio. Posteriormente, se evaluó el porcentaje de germinación relativa (PGR), el crecimiento de radícula relativo (CRR) y el índice de germinación (IG), de acuerdo con la Norma Ambiental NADF-020-AMBT-2011. Los resultados mostraron que el rábano presentó una disminución progresiva del PGR conforme aumentó la concentración de PQS, mientras que el pepino mantuvo porcentajes de germinación superiores al 80 %. En cuanto al CRR, el pepino registró valores de hasta 179.83 %, evidenciando una respuesta positiva al tratamiento. El análisis del IG indicó que el rábano es más susceptible a los efectos fitotóxicos, mientras que el pepino mostró baja o nula respuesta a la fitotoxicidad.

Los resultados sugieren que el efecto del PQS depende de la especie vegetal utilizada y que su incorporación en composta podría representar una alternativa de valorización dependiendo de sus usos.

Palabras Clave: *Composta, extinguidor, mineral*

*Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

**Escuela Militar de Ingenieros, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX Teléfono 53189000 ext. 2196

e-mail al2192000483@azc.uam.mx

1. Introducción

El polvo químico seco (PQS) es una mezcla sólida compuesta por sales, como el fosfato monoamónico ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) utilizado en extintores tipo ABC y bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o de potasio (KHCO_3), empleados en extintores tipo BC. Asimismo, contiene aditivos que mejoran sus propiedades físicas y químicas, como las siliconas que favorecen su fluidez y resistencia a la humedad [1].

En México el polvo químico de un extintor deja de ser útil por caducidad, contaminación, humedad o después de una descarga, por lo que grandes cantidades son desechadas generando un residuo cuyo final es poco estudiado [2].

Generalmente este material es gestionado por empresas autorizadas, las cuales determinan su disposición final en rellenos sanitarios o someten sus componentes a procesos de tratamiento o reutilización en otros procesos industriales. Entre las alternativas de aprovechamiento destaca su uso en abonos, debido a su aportación de nutrientes esenciales para las plantas como nitrógeno, fósforo y potasio [3].

Debido al alto contenido de nutriente del PQS puede ser integrado y aprovechado en composta, la cual es un abono orgánico obtenido mediante la descomposición controlada de residuos orgánicos, utilizada para mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, debido a su capacidad para aportar nutrientes y favorecer el crecimiento vegetal. Sin embargo, la presencia de aditivos y sales en materiales como el PQS, podrían alterar las características de la composta y generar efectos adversos sobre las plantas.

Resulta necesario evaluar si la incorporación de PQS a la composta representa una alternativa viable para su aprovechamiento o si, por el contrario, puede ocasionar efectos fitotóxicos que limiten su uso agrícola. Por ello, en el presente estudio se evaluó la fitotoxicidad de mezclas de composta y PQS mediante germinación y desarrollo vegetal, con el objetivo de determinar el efecto de diferentes concentraciones de PQS sobre la respuesta de las plantas y aportar información sobre el potencial aprovechamiento de este químico cuando se convierte en residuo.

2. Metodología

A continuación, se describe la metodología empleada para la obtención del PQS y la composta utilizados en el estudio. Asimismo, se detallan los procedimientos realizados para el análisis químico de la composta, las pruebas de germinación, el monitoreo del crecimiento de las plantas y el desmontaje de estas.

2.1 Obtención de la materia prima

El polvo químico se obtuvo de la SEDEMA, mientras que la composta utilizada se obtuvo de la Planta de Composta de la Universidad Metropolitana, unidad Azcapotzalco (UAM – A). La toma de esta se realizó con ayuda de una pala pequeña, la cual se depositó en una cubeta de plástico, para después ser transportada al laboratorio ubicado en el edificio “O” donde se tamizó con ayuda de un colador de plástico con apertura de poro de 1.00 mm y 5.00 mm, una vez realizado lo anterior, se procedió a realizar la parte experimental.

2.2. Análisis químico

Se realizó un análisis químico de la composta utilizando un kit de la marca Hanna Instruments, modelo HI3896, con el propósito de evaluar su estado y verificar su madurez antes de su utilización, las pruebas se realizaron de acuerdo con el procedimiento indicado por el fabricante, en el cual se cuantificaron los macronutrientes primarios presentes en la composta: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K).

Para la realización del análisis, se colocaron seis cucharadas de composta previamente tamizada en un tubo de ensaye proporcionado por el kit, posteriormente, se agregaron 5.5 ml de solución extractora, la mezcla se agitó durante un minuto para favorecer la extracción de los nutrientes, una vez concluida la agitación, las muestras se dejaron reposar durante cinco minutos. Transcurrido este tiempo, se tomaron tres tubos de ensaye y en cada uno se adicionaron 1.5 ml del extracto preparado con anterioridad, posteriormente se mezcló con el sobre correspondiente de cada parámetro, se agitó nuevamente durante un minuto y se dejó reposar por cinco minutos. Finalmente, los resultados obtenidos se compararon visualmente con las escalas de referencia proporcionadas en el kit.

2.3. Mezcla de las concentraciones

Se realizaron pruebas de germinación utilizando semillas de rábano (*Raphanus sativus*) y pepino (*Cucumis sativus*) de la marca Hortaflores. Las pruebas se llevaron a cabo en mini invernaderos germinadores de 12 cavidades. Se prepararon sustratos con concentraciones de polvo de extintor de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, para ello, se pesaron las cantidades correspondientes de composta y PQS, las cuales fueron mezcladas manualmente en una charola de plástico hasta obtener una distribución homogénea, también se realizaron dos blancos, uno con composta y otro con polvo químico seco. Posteriormente, las mezclas se colocaron en las cavidades de los mini invernaderos. En cada cavidad se sembraron cinco semillas de una misma especie, distribuyéndose seis cavidades por especie, obteniéndose un total de treinta semillas de rábano y treinta semillas de pepino por concentración, las semillas fueron sembradas a una profundidad aproximada de 3 mm. Una vez realizada la siembra, los sustratos fueron humedecidos con agua, tal como se muestra en la Figura 1, finalmente, se puso en funcionamiento el sistema de iluminación ajustando la intensidad luminosa a un nivel medio y manteniendo condiciones adecuadas para el desarrollo de las plantas (Figura 1).

2.4. Monitoreo

El crecimiento y desarrollo de las plantas se monitoreó durante dos semanas. Cada tercer día se realizó una inspección visual del sustrato para verificar su contenido de humedad, cuando se observaba una disminución, se procedía a realizar el riego utilizando agua, con la única finalidad de mantener las condiciones adecuadas para la germinación. Asimismo, durante todo el periodo experimental, el sistema de iluminación se mantuvo en el mismo nivel lumínico intermedio, tal como se muestra en la Figura 1.



Figura 10. Metodología para el análisis. A) Montaje de las semillas en el sustrato b) Sistema de iluminación c) Crecimiento de las plantas

2.4. Desmontaje

Al término del periodo de evaluación, se realizó el desmontaje, para ello, las plantas de cada especie fueron extraídas cuidadosamente de sus respectivas cavidades con el fin de evitar daños en el sistema radicular. Posteriormente, se realizó la medición individual de la longitud de la raíz y de la parte aérea de cada planta, utilizando una regla de metal graduada, tal como se muestra en la Figura 2. También, se determinó la biomasa fresca de cada planta mediante su pesaje individual en una balanza analítica, posteriormente se registró el porcentaje de germinación para cada tratamiento y especie evaluada.

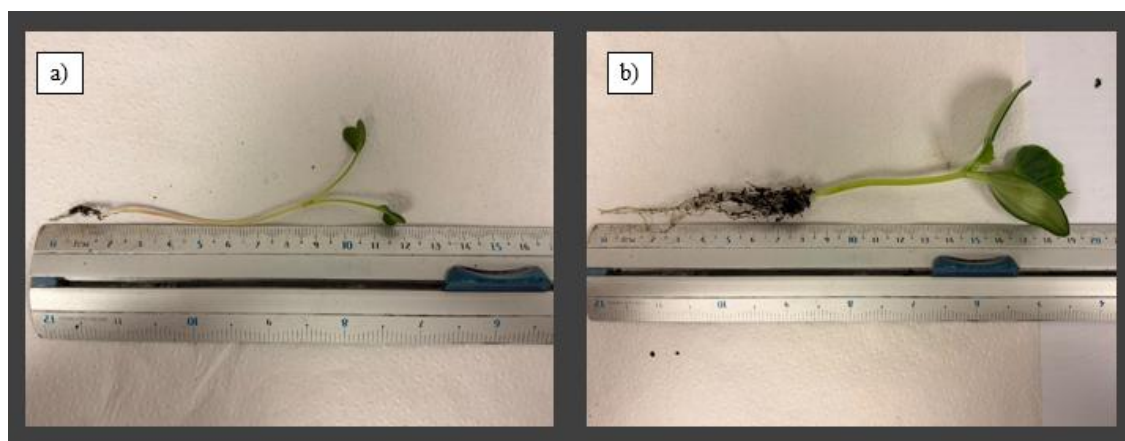


Figura 11. Medición de las plantas. a) Planta de rábano b) planta de pepino

Las variables de crecimiento analizadas incluyeron el porcentaje de germinación, la longitud de la raíz, la longitud de la parte aérea y la biomasa fresca de las plantas, con el propósito de determinar el efecto de las diferentes concentraciones de PQS sobre el desarrollo. La metodología empleada se basó en una adaptación de los procedimientos establecidos en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 [4].

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados de la valorización del polvo químico seco como aditivo para la composta.

3.1 Análisis químico

En una muestra de composta, se realizó la cuantificación de macronutrientes primarios (NPK), mediante el uso de un kit de la marca Hanna Instruments, modelo HI3896 obteniéndose los siguientes resultados (Tabla 1).

Tabla 9. Determinación de macronutrientes NPK

Parámetro	Resultado
Nitrógeno (N)	Alto
Fosforo (P)	Alto
Potasio (K)	Alto

La presencia de niveles altos de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) indica que la composta contiene nutrientes suficientes para el crecimiento vegetativo de las plantas, de acuerdo con la escala colorimétrica semicuantitativa del kit Hanna Instruments HI3896, basada en la comparación visual de la intensidad del color desarrollado. Del mismo modo los resultados indican que durante el proceso de compostaje se logró una adecuada descomposición de los residuos orgánicos y una buena retención y conservación de nutrientes, lo que sugiere que la composta es de buena calidad y adecuada para su uso como abono orgánico.

3.2 Determinación del porcentaje de germinación relativo

Se determinó el Porcentaje de Germinación Relativo (PGR) para cada tratamiento. Este parámetro permitió comparar la respuesta germinativa de las semillas expuestas a las distintas concentraciones de PQS con respecto a los blancos realizados. El cálculo del PGR se realizó con base en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, mediante la ecuación 1:

$$PGR = \frac{\text{Numero de semillas germinadas en el extracto}}{\text{Numero de semillas germinadas en el testigo}} (100) \quad (\text{Ec.1})$$

Los resultados obtenidos para los blancos se presentan en la Tabla 2. El blanco realizado únicamente con composta registró un PGR del 100 % para ambas especies plantadas, mientras que el tratamiento compuesto por el PQS no presentó germinación. Estos resultados indican que la composta presentó las condiciones adecuadas para el crecimiento de las plantas, mientras que el PQS impidió el crecimiento de estas.

Tabla 10. Resultados del porcentaje de germinación relativo en los blancos

Blancos	PGR (%) Rábano	PGR (%) Pepino
Polvo químico seco	0.00	0.00
Composta	100	100

En la Figura 3, se muestra el efecto de diferentes concentraciones de polvo químico seco incorporado en composta sobre la germinación de semillas de rábano y pepino.

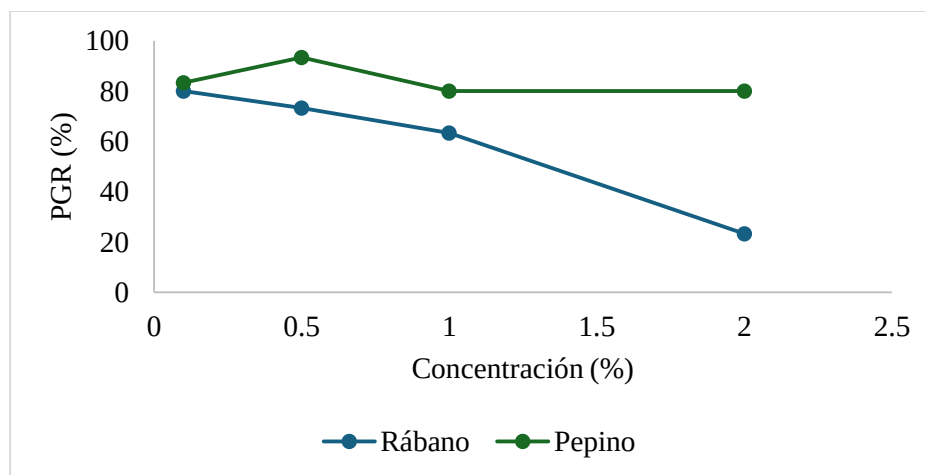


Figura 12. Porcentaje de Germinación Relativo (PGR) de rábano y pepino en función de la concentración

En las semillas de rábano se observó una disminución progresiva del PGR conforme aumentó la concentración de polvo químico seco. Los valores obtenidos fueron de 80.00 %, 73.33 %, 63.33 % y 23.33 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. Por otra parte, las semillas de pepino mostraron una mayor tolerancia a las concentraciones agregadas, registrando valores de PGR de 83.33 %, 93.33 %, 80.00 % y 80.00 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. Siendo así el pepino la especie que mantuvo porcentajes de germinación altos incluso en la concentración máxima evaluada. Estos resultados muestran que la respuesta al PQS depende de la especie vegetal, siendo el rábano más susceptible a sus efectos, mientras que el pepino presenta una mayor respuesta incluso en las concentraciones más altas.

3.3 Determinación del porcentaje del crecimiento de radícula relativo

Se determinó el Porcentaje de Crecimiento de Radícula Relativo (CRR) para cada tratamiento, con la finalidad de comparar el crecimiento radicular de las plantas respecto al tratamiento del blanco.

El cálculo del CRR se realizó con base en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, mediante la ecuación 2.

$$CRR = \frac{\text{Enlongación de radículas en el extracto}}{\text{Enlongación de radículas en el testigo}} (100) \quad (\text{Ec. 2})$$

En la Tabla 3, se muestran los tratamientos de los blancos, el tratamiento del polvo químico seco no mostró desarrollo de radícula, mientras que la composta permitió un crecimiento promedio de 7.69 cm para rábano y 4.81 cm para pepino. Estos valores fueron utilizados como referencia para el cálculo del CRR.

Tabla 11. Longitud promedio de la radícula en los blancos

Blancos	Rabano (cm)	Pepino (cm)
Polvo químico seco	0.00	0.00
Composta	7.69	4.81

En la Figura 4, se muestra el efecto de diferentes concentraciones de polvo químico seco incorporado en composta sobre el crecimiento de la radícula de las semillas de rábano y pepino.

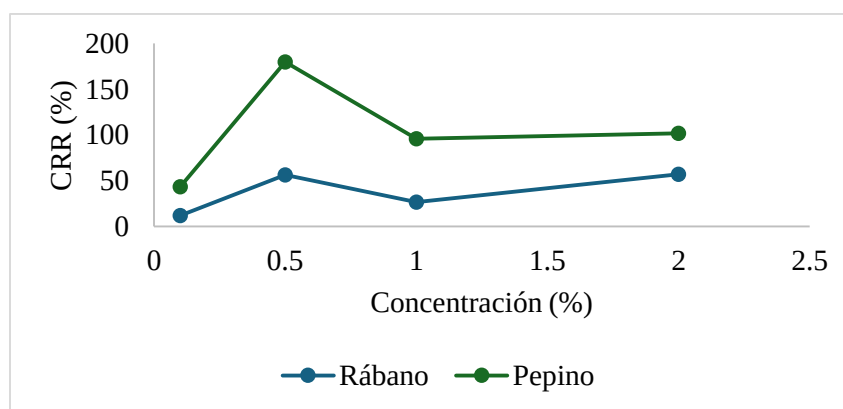


Figura 4. Porcentaje del crecimiento de la radícula relativa (CRR) de rábano y pepino en función de la concentración

En el caso del rábano, los valores de CRR fueron de 12.00 %, 56.43 %, 26.78 % y 57.21 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. En general, el crecimiento radicular se mantuvo por debajo a los valores registrados en el blanco, lo que sugiere que la presencia del PQS afectó el desarrollo de la radícula en esta especie.

Por otro lado, las semillas de pepino presentaron valores de CRR de 43.45 %, 179.83 %, 96.04 % y 101.87 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. El valor máximo se obtuvo en la concentración de 0.5 %, donde el crecimiento de la radícula fue aproximadamente 1.8 veces mayor que el observado en el blanco, lo cual indica que el desarrollo radicular no fue inhibido por la presencia del PQS.

3.3 Índice de germinación

Se determinó el Índice de Germinación (IG) para cada tratamiento, dicho parámetro combina el porcentaje de germinación relativa y el crecimiento relativo de la radícula. El cálculo del IG se realizó con base en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, mediante la Ecuación 3.

$$IG = \frac{(GR)(ER)}{100} \quad (\text{Ec.3})$$

Los valores del Índice de Germinación (IG) obtenidos para ambas semillas se presentan en la Figura 5. Este índice constituye un indicador de la presencia de efectos fitotóxicos en los tratamientos evaluados.

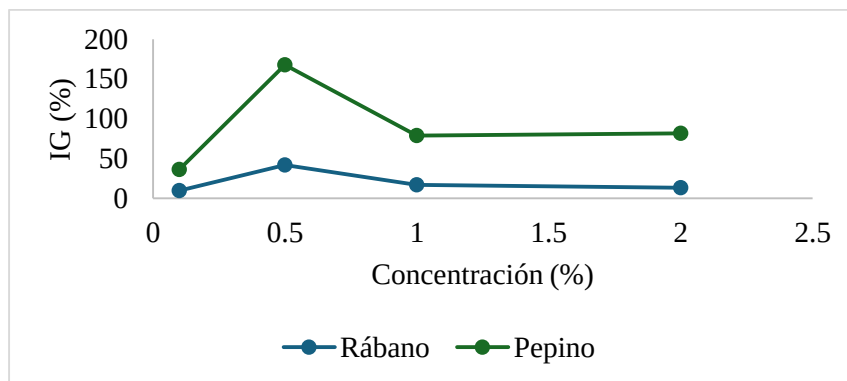


Figura 5. Índice de germinación

Para las semillas de rábano, los valores de IG fueron de 9.60 %, 41.60 %, 16.95 % y 13.34 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. El valor más alto se obtuvo en la concentración de 0.5 %; sin embargo, todos los tratamientos presentaron valores inferiores al 80 %, lo que indica que la presencia de efectos fitotóxicos afectó tanto la germinación como el crecimiento radicular de esta especie.

Por otro lado, las semillas de pepino registraron valores de IG de 36.20 %, 167.83 %, 78.83 % y 81.49 % para las concentraciones de 0.1 %, 0.5 %, 1.0 % y 2.0 %, respectivamente. El mayor índice se observó en la concentración de 0.5 %, donde el crecimiento radicular y la germinación fueron superiores a los registrados en el blanco.

De acuerdo con los criterios establecidos en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, valores de IG superiores al 80 % indican ausencia o baja presencia de fitotoxicidad. En este sentido, las concentraciones evaluadas mostraron un efecto fitotóxico considerable sobre las semillas de rábano, mientras que el pepino presentó una mayor respuesta al polvo químico seco, especialmente en las concentraciones de 0.5 % y 2.0 %.

4. Conclusiones

El presente estudio evidenció que la composta evaluada presenta una buena calidad nutricional, debido a sus altos contenidos de macronutrientes (N, P y K), lo que se reflejó en un óptimo desempeño en condiciones testigo, con un PGR del 100 % y un crecimiento radicular promedio de 7.69 cm en rábano y 4.81 cm en pepino, mientras que el tratamiento con únicamente PQS inhibió completamente el crecimiento (0.0 cm y 0 % de germinación). Sin embargo, la incorporación de polvo químico seco (PQS) generó efectos fitotóxicos variables según la especie. El rábano (*Raphanus sativus*) mostró una alta sensibilidad, con disminuciones en el PGR de 80.0 % a 23.3 %, CRR entre 12.0 % y 57.2 %, e IG máximo de 41.6 %, lo que evidencia una fuerte inhibición del desarrollo. En contraste, el pepino presentó mayor tolerancia, manteniendo PGR entre 80.0 % y 93.3 %, un CRR máximo de 179.83 % en la concentración de 0.5 % y un IG de hasta 167.8 %, indicando incluso estimulación del crecimiento en ciertas condiciones. De acuerdo con la Norma Ambiental NADF-020-AMBT-2011, valores de IG superiores al 80 % indican baja o nula fitotoxicidad; bajo este criterio, el pepino alcanzó valores dentro o por encima del umbral en varias concentraciones, mientras que el rábano se mantuvo siempre por debajo, confirmando su mayor susceptibilidad al PQS.

En conjunto, los resultados sugieren que la composta puede amortiguar parcialmente los efectos del PQS, aunque la respuesta fitotóxica depende de la especie vegetal evaluada.

5. Referencias

- [1]OISS, O. I. de S. S. (2019). *Polvo químico seco. Características, clasificación y aplicaciones*
- [2]Xinhao Fire. (2020). *¿Cuántos años es válido un extintor de incendios de polvo seco?*
- [3]CORDIS. (2018). *Polvo de extinción reutilizado en fertilizantes y pirorretardantes*. <https://cordis.europa.eu/article/id/241182-extinguisher-powder-reused-in-fertilisers-and-fire-retardants/es>
- [4]Sedema- Secretaria del Medio Ambiente. (2011). *NADF-020-AMBT-2011, Norma Ambiental para el Distrito Federal que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones*.

III. 6 Operación del centro de compostaje de la Universidad Autónoma de Baja California, Unidad Otay.

María Sabina Benítez Gutiérrez*
Sara Ojeda Benítez**
Rosa Areli Aramburo Lizárraga*
Samantha Eugenia Cruz Sotelo***
Arely Areanely Cruz Salas****
Karla Yarenni Ramos Rojas*****
Juan Carlos Álvarez Zeferino*****

Resumen

La Universidad Autónoma de Baja California (UABC), unidad Otay, genera aproximadamente 4.5 toneladas semanales de residuos de poda y jardinería los cuales pueden ser aprovechados mediante compostaje, en este contexto, el presente estudio describe el proceso de operación y ampliación del centro de compostaje del campus, así como las mejoras implementadas y la calidad de composta obtenida. Inicialmente se realizó un diagnóstico del sitio, donde se identificó la acumulación de aproximadamente 375 toneladas de residuos de poda y jardinería sin tratamiento, las cuales fueron incorporadas gradualmente al proceso de compostaje y continúan en etapa de degradación. Entre octubre de 2025 y abril de 2026 se procesaron 38,973 kg de residuos orgánicos, obteniéndose 15,390 kg de composta madura. Los análisis fisicoquímicos, biológicos y de metales pesados demostraron que la composta presentó características de calidad que la clasifican principalmente de tipo I, establecidos en la NMX-AA-180-SCFI-2018. Los resultados evidencian que la ampliación del centro del centro permitió el aprovechamiento eficiente de los residuos orgánicos generados en el campus.

Palabras Clave: *Composteo, degradación, IES, poda, residuos orgánicos*

*Universidad Autónoma de Baja California, Departamento de Planeación y Proyectos del Campus, Unidad Otay. Calzada Universidad 14418, Parque Industrial Internacional Tijuana, C.P. 22427, Tijuana, Baja California.

**Universidad Autónoma de Baja California, Coordinación de Proyectos de Gestión Ambiental, Álvaro Obregón y Julián Carrillo S/N Colonia Nueva Mexicali B.C.

***Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería Mexicali, Campus Mexicali UABC Blvd. Benito Juárez S/N 21280 Mexicali, B.C.

****Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva El Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, Teléfono: 5534320785,

E-mail: centrodecompostaje.dppctij@uabc.edu.mx

1. Introducción

En las instituciones educativas que cuentan con áreas verdes, la generación de residuos de poda y jardinería constituye una fracción significativa de los residuos orgánicos totales. Estos residuos poseen un alto potencial de aprovechamiento mediante el compostaje, definido como un proceso de degradación bioquímica que transforma la materia orgánica en un producto final estable apto para usarse como mejorador de suelo [1]. Este proceso es llevado a cabo por microorganismos como bacterias y hongos, que actúan en condiciones controladas de oxígeno, humedad y temperatura [2].

La UABC, unidad Otay, cuenta con un centro de compostaje ubicado al noroeste del campus, en un área que anteriormente funcionaba como campo de béisbol. Este centro se estableció con el objetivo de aprovechar los residuos de poda y jardinería generados en el campus para transformarlos en un mejorador de suelo, reducir los costos asociados a su manejo y disposición final, así como, disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero.

Con base en los resultados de un estudio de caracterización y generación de residuos sólido realizado en 2024 en la UABC Otay, se estima una generación aproximada de 4.5 toneladas semanales de residuos de poda y jardinería. Esta masa puede variar en función de las actividades realizadas por el equipo de jardinería, la época del año y el tipo de material podado. Por lo tanto, es indispensable implementar mejoras eficientes para el aprovechamiento de dichos residuos, en este contexto, el presente estudio tiene como objetivo describir el proceso de operación y ampliación del centro de compostaje, analizando sus actividades operativas y la calidad de la composta obtenida, así como las mejoras implementadas.

2. Metodología

El estudio se realizó en el centro de compostaje de la UABC, unidad Otay, ubicado en el campus Otay, en Tijuana, Baja California, México, este sitio cuenta con una superficie de 13,270 m².

En esta sección, se describe la metodología empleada para fortalecer el manejo del centro de compostaje, el estudio se basó en la obtención de información sobre la cantidad de residuos procesados, el aprovechamiento de los recursos y la calidad del producto final.

2.1 Diagnóstico inicial del sitio

En esta etapa se realizó un análisis del área destinada al compostaje, considerando la distribución espacial de las zonas de trabajo, la ubicación de puntos críticos y la infraestructura disponible. Se evaluaron las condiciones físicas del sitio, incluyendo accesos, áreas de almacenamiento y disposición de residuos.

Asimismo, se analizó el desempeño operativo del proceso de composteo del centro y la eficiencia de las prácticas de composteo implementadas, identificando limitaciones en la capacidad instalada y oportunidades de mejora en la gestión de residuos. Este diagnóstico permitió establecer una línea base para orientar las acciones de ampliación y optimización del centro de compostaje, con el fin de incrementar el volumen de tratamiento y garantizar un aprovechamiento más eficiente de los residuos de poda y jardinería generados en el campus.

2.2 Reestructuración del sitio y del proceso

Una vez realizado el diagnóstico, se llevó a cabo una reorganización del área de compostaje con el fin de optimizar el flujo de trabajo y aumentar la capacidad de tratamiento. Se delimitaron las áreas operativas específicas para la recepción, almacenamiento, conformación de pilas y monitoreo, lo que

permitió una mejor distribución espacial y un control más eficiente de los residuos.

La reestructuración del sitio se realiza con base en los lineamientos establecidos en la NMX-AA-180-SCFI-2018 [3], considerando la cantidad aproximada de residuos de poda generados semanalmente en el campus. Inicialmente, el centro fue clasificado dentro de la categoría D, correspondiente a sitios con recepción menor a 1 tonelada diaria de residuos orgánicos. A partir de esta clasificación, se definieron y acondicionaron las áreas mínimas de operación.

2.3 Ampliación gradual de la capacidad operativa

En esta etapa se implementó una ampliación gradual de la capacidad operativa del centro de compostaje, incrementando de forma progresiva el volumen de residuos tratados y el número de pilas conformadas. Al mismo tiempo, se evaluó el desempeño del proceso para verificar la efectividad de los métodos empleados y realizar los ajustes necesarios para optimizar el tratamiento. Para ello, se monitorearon las pilas mediante el registro de temperatura y humedad durante el proceso de compostaje. Asimismo, se realizaron análisis físicos, químicos y biológicos a una muestra representativa de la composta obtenida de las pilas que habían concluido el proceso de compostaje, con el fin de evaluar la calidad del producto final.

3. Resultados y discusión

El sitio contaba con áreas operativas básicas y no funcionaba como un sistema de compostaje estructurado, aunque se utilizaba principalmente para el almacenamiento de residuos de poda. De igual manera, el centro se usaba principalmente con fines académicos, por lo que no se trataban de manera integral todos los residuos generados en el campus. En este contexto, el diagnóstico inicial mostró condiciones críticas en el sitio, principalmente debido a la acumulación de aproximadamente 375 toneladas de residuos de poda sin tratamiento como se observa en la Figura 1, por lo cual el sitio podría clasificarse como un pasivo ambiental, con un riesgo latente de incendio.



Figura 13. Acumulación de residuos de poda

Debido a que el material llevaba años acumulado, se encontraba muy compactado y con troncos y ramas de gran tamaño, lo que dificultó su manejo inicial. Por esta razón, se integró todo el material

en una sola pila de gran volumen como se observa en la Figura 2, utilizando maquinaria para su acomodo. Conforme avanzó el proceso de degradación, los materiales leñosos de mayor tamaño fueron retirándose de la pila para su posterior trituración.



Figura 14. Pila pasivo ambiental

La Figura 3 muestra la propuesta de distribución de las áreas mínimas de operación del centro de compostaje, definida con base en la NMX-AA-180-SCFI-2018 para sitios categoría D.

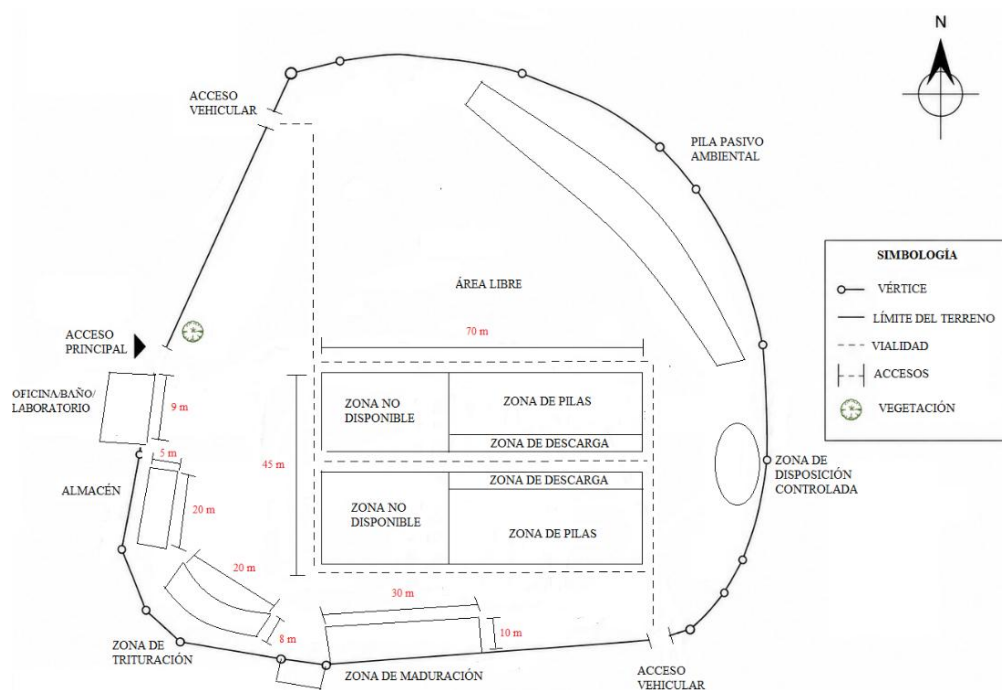


Figura 15. Propuesta de áreas mínimas de operación del centro de compostaje

En cuanto a la operación del proceso, se estableció el manejo de pilas en proceso continuo y pasivo. Para el proceso continuo se conformaron 10 pilas con dimensiones aproximadas de 1.20 m de altura, 1.50 m de ancho y 5 m de largo, de acuerdo con las dimensiones recomendadas en la literatura para favorecer el desarrollo del proceso de compostaje [4]. Las pilas se sometieron a dos volteos manuales por semana, y la duración del proceso de degradación se estimó entre 3 y 5 meses (90 a 150 días), conforme a lo reportado en la literatura [5].

Los resultados del monitoreo demostraron que las pilas alcanzaron temperaturas superiores a 40 °C durante la fase termófila durante aproximadamente 7 semanas como se observa en la Figura 4 y la reducción volumétrica de hasta en un 60 %.

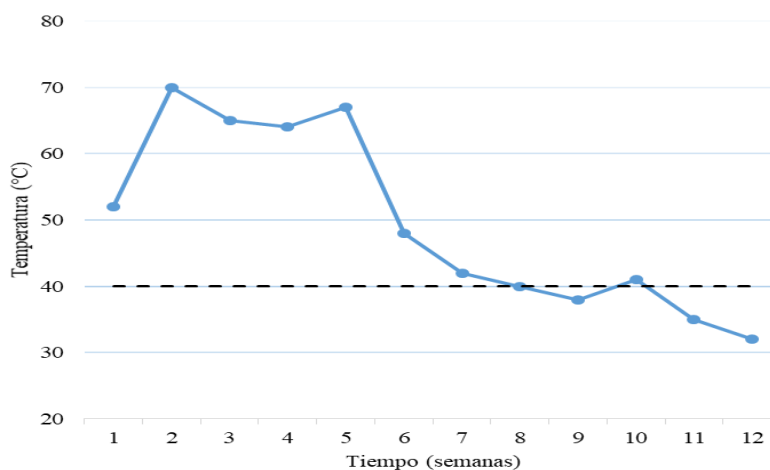


Figura 16. Variación de la temperatura en el proceso de compostaje

Durante el periodo comprendido de octubre de 2025 a abril de 2026, el centro de compostaje procesó un total de 38,973 kg de residuos provenientes de áreas verdes del campus y del material acumulado en pilas a medio proceso, del mismo modo, se integraron 468.4 kg de residuos orgánicos generados en la cafetería central.

Finalmente, como resultado del proceso, se obtuvieron un total de 15.390 kg de composta madura a los cuales se les realizaron análisis físicos, químicos y biológicos para evaluar su calidad y cumplimiento con los parámetros establecidos. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 1

Tabla 1. Parámetros analizados respecto la NMX-AA-180-SCFI-2018

Parámetro	Valor	Rango recomendado	Tipo de composta
Fisicoquímicos			
pH	8.49	6.7 – 8.5	I-III
Conductividad eléctrica (deciSiemens/metro dS/m)	0.33 mS	0.5 dS/m - 4 dS/m	I
Materia orgánica (% MS)	65.09 %	≥ 50 %	I
Carbono orgánico total	37.75 %	Mínimo 10 %	I-III
Nitrógeno total (% MS)	1.54 %	1 - 2 %	I
Relación C/N	26.21	20 ≤ 25	I-III
Nutrientes			
Macronutrientes primarios (Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K) (% MS)	Alto	La norma no establece valores cualitativos	I

Tabla 1. Parámetros analizados respecto la NMX-AA-180-SCFI-2018 (continuación)

Parámetro	Valor	Rango recomendado	Tipo de composta
Elementos traza (concentraciones máximas en mg/kg en base seca)			
As	0.01	0.1	I
Cd	0.35	0.7	I
Cr total	45.85	70	I
Cr hexavalente	No detectado	0.5	I
Cu	45.21	70	I
Hg	No detectado	0.4	I
Ni	15.23	25	I
Pb	No detectado	45	I
Zn	185.65	200	I
Biológicos			
Coliformes fecales (NMP/g)	15 NMP/g	< 1000 NMP/g (en base seca)	I
<i>Escherichia coli</i> (NMP/g)	Ausente	≤ 1000 NMP por g en base seca	I
<i>Salmonella sp/</i> en 25 g de masa seca	Ausente	Ausente NMP en 25 g (en base seca)	I
Huevos de helmintos viables/g masa seca	Ausente	1 en 4 g (en base seca)	I
Fitotoxicidad (Índice de Germinación, IG)	106.9 %	IG > 90 %	I

Los resultados indicaron que el mejorador de suelo presentó una buena calidad, ya que la mayoría de los parámetros evaluados se ubicaron dentro de la clasificación tipo I. Además, mostró alto contenido de nutrientes y materia orgánica, así como concentraciones de metales pesados por debajo de los límites permisibles, lo que demostró que la composta es segura para uso agrícola.

Asimismo, los parámetros biológicos mostraron que se trató de un material inocuo, debido a la ausencia de *Escherichia coli*, salmonella y huevos de helmintos, además de presentar una baja cantidad de coliformes fecales. De igual manera se obtuvo una fitotoxicidad de 106.9 %, lo que demostró que la composta no contenía sustancias tóxicas que afecten la germinación y que el material alcanzó un buen grado de madurez y estabilidad.

En cuanto a la disposición del mejorador de suelos, se donaron 5 toneladas a la plantación de 150 árboles en la universidad. El volumen restante fue utilizado para restauración de suelos y mantenimiento del arbolado y áreas verdes del campus.

4. Conclusiones

La ampliación del Centro de Compostaje de la UABC Otay permitió recuperar la capacidad de aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en el campus, atendiendo además la

acumulación de residuos de poda y jardinería generados durante los últimos 12 años. Estos residuos fueron concentrados en una pila de gran volumen, por lo que se espera que, mediante un proceso de compostaje pasivo, continúen degradándose gradualmente con el tiempo hasta alcanzar un mayor grado de estabilización.

Las actividades realizadas para organizar el sitio, definir las áreas de trabajo e implementar un sistema de seguimiento ayudaron a mejorar el manejo y control del proceso de compostaje. Los resultados mostraron que el centro puede procesar de manera adecuada los residuos orgánicos generados en la universidad para el mantenimiento de las áreas verdes.

La composta obtenida presentó una buena calidad, con un alto contenido de materia orgánica y nutrientes, bajas concentraciones de metales pesados y ausencia de microorganismos. Esto indica que es un producto seguro y adecuado para mejorar las condiciones del suelo.

Se recomienda continuar mejorando la infraestructura y el equipamiento del centro, así como ampliar el aprovechamiento de otros residuos orgánicos generados en el campus. Esto permitirá aumentar la producción de composta y mantener el programa como una alternativa para el manejo de los residuos orgánicos generados en la universidad.

5. Referencias

- [1] Proietti, P., Calisti, R., Gigliotti, G., Nasini, L., Regni, L. and Marchini, A., Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. *Journal of Cleaner Production*, 137, pp. 1086-1099, 2016.
- [2] Camacho, A. D., Martínez, L., Ramírez Saad, H., Valenzuela, R., y Valdés, M. (2014). *Potencial de algunos microorganismos en el compostaje de residuos sólidos*. *Terra Latinoamericana*, 32(4), 291–300.
- [3] Secretaría de Economía. (2018). 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. *Diario Oficial de la Federación*.
- [4] Michel, F. C., O'Neill, T., & Rynk, R. (2022). *The Composting Handbook* (2nd ed.). Compost Research & Education Foundation.
- [5] Rynk, R., van de Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega, J. J., Gouin, F. R., Laliberty, L., Kay, D., Murphy, D. W., Hoitink, H. A. J., & Brinton, W. F. (1992). *On-Farm Composting Handbook* (NRAES-54). Northeast Regional Agricultural Engineering Service

III.7 Biosecado de residuos de alimentos y de jardinería en pila.

Myriam Ruelas Ortega*
Antonio Yoyotzin Arroyo Osorio*
Nadia Belén Ambriz González*
Ana Belem Piña Guzmán*
Fabián Robles Martínez*

Resumen

En este estudio se evaluó el proceso de biosecado de una mezcla de residuos orgánicos mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos como temperatura, humedad, pH, carbono orgánico, nitrógeno total y relación C/N. El objetivo fue evaluar los cambios térmicos y fisicoquímicos que ocurren durante el biosecado en pilas de residuos alimenticios, así como la transformación del material obtenido. Se observó una disminución del carbono orgánico, de la relación C/N y de la humedad, mientras que el nitrógeno total se mantuvo relativamente estable. Asimismo, el pH pasó de valores ligeramente ácidos a valores cercanos a neutros y ligeramente alcalinos, lo que indica una mayor estabilidad del material al final del proceso. La reducción de humedad observada es característica del biosecado, ya que la actividad biológica y la aireación favorecen la pérdida de agua del sistema. El material obtenido puede presentar potencial para su aprovechamiento energético debido a su contenido de carbono, así como para su uso como enmienda orgánica o como sustrato en procesos posteriores de tratamiento biológico. En conjunto, los resultados muestran que el biosecado constituye una alternativa viable para el aprovechamiento de residuos orgánicos.

Palabra clave: biodegradación, estabilización biológica, pérdida de humedad, relación C/N.

*Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI).
Av. Acueducto S/N, Barrio la Laguna Ticomán, Delegación Gustavo A. Madero. Ciudad de México, (México). CP 07340.

*E-mail: froblesm@ipn.mx

1. Introducción

El aumento en la generación de residuos de alimentos ha ocasionado diversos impactos ambientales, principalmente cuando no se cuenta con una gestión adecuada de los mismos. Debido a que estos residuos son generados diariamente en grandes cantidades, especialmente a partir de actividades relacionadas con la preparación y consumo de alimentos, resulta necesario implementar alternativas de aprovechamiento que permitan disminuir su disposición final y reducir los impactos asociados a su acumulación. Entre los efectos más relevantes se encuentran la producción de lixiviados que pueden contaminar suelos y cuerpos de agua, así como la emisión de gases de efecto invernadero, en especial metano, derivado de la degradación anaerobia de la materia orgánica. De igual manera, la acumulación de residuos orgánicos genera olores desagradables y favorece la proliferación de vectores, lo que puede derivar en problemas de salud pública. Cabe mencionar que esta situación también representa una pérdida importante de recursos, ya que dichos residuos pueden ser aprovechados mediante procesos de valorización para la generación de energía o la recuperación de nutrientes para el suelo [1]. El biosecado surge como una alternativa sustentable enfocada en la reducción de humedad mediante el aprovechamiento de la actividad microbiana aerobia. Durante el proceso, los microorganismos presentes en el material degradan inicialmente los compuestos orgánicos fácilmente asimilables, generando calor a partir de reacciones metabólicas exotérmicas. Conforme avanza el proceso, continúan degradándose compuestos orgánicos más complejos, mientras que materiales lignocelulósicos de mayor estabilidad permanecen parcialmente en el producto final [2]. Debido a este alto contenido de carbono orgánico, el material biosecado puede emplearse como combustible derivado de residuos (CDR) en industrias como la cementera y calera, contribuyendo tanto al aprovechamiento energético como a la reducción de residuos destinados a disposición final [3-6].

Por lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el comportamiento térmico y la eficiencia del proceso de biosecado aplicado a una mezcla de residuos orgánicos compuesta por pasto, mulch, hojarasca y residuos de alimentos provenientes de una cafetería estudiantil. Para ello, se analizó la variación de la temperatura de la pila durante un periodo de 45 días, midiendo además la temperatura ambiente y la temperatura del invernadero, con la finalidad de determinar el desempeño del proceso y las características del material obtenido.

2. Metodología

2.1 Conformación de la pila de biosecado

El proceso de biosecado se desarrolló en un invernadero ubicado en las instalaciones de la UPIBI-IPN. Para la conformación de la pila se empleó una mezcla de residuos orgánicos compuesta principalmente por pasto fresco proveniente del mantenimiento de áreas verdes de la UPIBI, madera triturada o mulch como agente estructurante para mejorar la porosidad y circulación de oxígeno, hojarasca y residuos de alimentos (R.A.) provenientes de la planta de composta y cafeterías del IPN. Cada componente fue pesado, obteniendo una mezcla total de 253.6 kg.

Los residuos de alimentos y el pasto aportaron principalmente humedad y nitrógeno, favoreciendo la actividad microbiana, mientras que materiales estructurantes como el mulch y la hojarasca contribuyeron a mejorar la aireación y estabilidad de la pila. En la Tabla 1 se presentan las cantidades utilizadas, la proporción de cada componente dentro de la mezcla total y sus principales parámetros fisicoquímicos iniciales, incluyendo humedad, pH, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total y relación C/N, expresados como media $\pm$ desviación estándar.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales de los componentes de la pila (media $\pm$ desviación estándar).

Componente	Masa (Kg)	Fracción (%)	Humedad (%)		pH		Materia Orgánica		Carbono Orgánico		Nitrógeno Total		Relación C/N	
			% H	σ	pH	σ	%M. O.	σ	%C. O.	σ	NT	σ	R C/N	σ
Hoja fresca	6.50	2.56	48.41	2.80	8.68	0.05	33.96	0.43	19.70	0.25	0.93	0.10	21.18	0.71
Mulch	50.60	19.95	38.13	1.60	6.48	0.01	33.48	0.30	19.42	0.17	0.96	0.21	20.23	0.65
Pasto	144.10	56.82	78.00	0.90	6.82	0.05	29.45	2.22	17.08	1.29	1.42	0.06	12.03	0.82
Residuos de alimentos	52.40	20.66	74.55	7.37	5.48	0.10	34.36	1.27	19.93	0.74	1.49	0.26	13.38	0.86
Total	253.60	100	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

La pila se conformó mediante la disposición estratificada de los materiales en capas sucesivas, como se muestra en la Figura 1, donde también se presentan las dimensiones y los puntos de monitoreo de temperatura establecidos para el seguimiento del proceso de biosecado. Una vez conformada, la pila se mantuvo en condiciones de invernadero durante 45 días, realizando tres volteos por semana debido al alto contenido de humedad de los residuos alimenticios, con la finalidad de favorecer la aireación y evitar condiciones de anaerobiosis.

2.2 Dimensionamiento de la pila

La pila se formó considerando criterios reportados en estudios previos de biosecado [3,11], con el fin de garantizar condiciones adecuadas de aireación y retención de calor. Las dimensiones de la pila fueron 0.65 m de altura, 2 m de largo y 1.5 m de ancho como en la Figura 1. Para la estimación del volumen se asumió que la pila presentaba una geometría de una pirámide trunca.

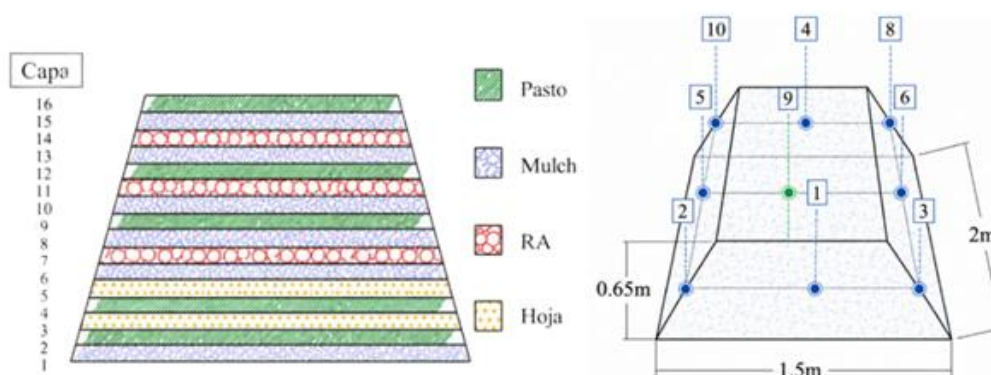


Figura. 1. Disposición de capas y puntos de monitoreo de temperatura en la pila de biosecado

2.3 Monitoreo del proceso y condiciones ambientales

Con el fin de evaluar el comportamiento del proceso de biosecado, se monitorearon variables ambientales y parámetros fisicoquímicos en diferentes intervalos de tiempo. La frecuencia de muestreo fue establecida de acuerdo con la dinámica de cada parámetro. En la Tabla 2 se presentan las variables analizadas y la periodicidad de cada medición.

Tabla 2. *Parámetros monitoreados durante el proceso de biosecado.*

Parámetro	Frecuencia
Temperatura ambiente (°C)	Diario (4 veces al día)
Humedad relativa (%)	Diario (4 veces al día)
pH (-)	1 vez por semana
Temperatura interna de la pila (°C)	Diario (4 veces al día)
Pérdida de masa (%)	1 vez por semana
Pérdida de volumen (%)	Inicio y final del proceso
Humedad del sustrato (%)	2 veces por semana
Materia orgánica (%)	1 vez por semana
Nitrógeno total (%)	1 vez por semana

Asimismo, la temperatura interna de la pila fue medida en diferentes puntos distribuidos estratégicamente dentro del sistema, con el propósito de obtener un perfil térmico representativo durante el proceso de biosecado. La ubicación de los puntos de monitoreo se muestra en la Figura 1.

2.4 Determinación de parámetros fisicoquímicos

La temperatura interna de la pila ($T^{\circ}9$) se midió mediante termómetros de vástago, realizando mediciones diarias en nueve puntos distribuidos estratégicamente, con el propósito de obtener un perfil térmico representativo. Asimismo, se monitoreó la temperatura ambiente, la temperatura del invernadero y la humedad relativa para evaluar la influencia de las condiciones ambientales sobre el proceso de biosecado. El pH se determinó mediante el método potenciométrico utilizando una suspensión muestra-agua 1:10. El contenido de humedad se determinó mediante el método gravimétrico y la materia orgánica se estimó indirectamente a partir de la cuantificación de carbono orgánico mediante el método de Walkley & Black. Estos análisis se realizaron de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 [7]. Por otra parte, el nitrógeno total se determinó mediante el método de Kjeldahl de acuerdo con la metodología descrita por Bremner [8].

El contenido de carbono orgánico se calculó mediante la ecuación 1:

$$\%CO = \frac{V_1 - V_2}{P} \cdot N \cdot 0.39 \cdot mcf \quad (\text{Ec. 1})$$

donde V_1 corresponde al volumen consumido en el blanco, V_2 al volumen consumido en la muestra, N a la normalidad del titulante, P al peso de la muestra y mcf al factor de corrección de humedad.

La materia orgánica se estimó utilizando el factor de Van Bemmelen de acuerdo con la ecuación 2:

$$\%MO = \%CO \cdot 1.724 \quad (\text{Ec. 2})$$

El contenido de nitrógeno total se calculó mediante la ecuación 3:

$$\%N = \frac{(V_1 - V_2) \cdot N \cdot 14}{P \cdot 10} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde V_1 corresponde al volumen de ácido consumido en la muestra, V_2 al volumen del blanco, N a la normalidad del ácido y P al peso de la muestra.

Todos los análisis fisicoquímicos (%CO, %MO, pH y %NT) se realizaron por triplicado. Los resultados se reportan como promedio y $\pm$ desviación estándar, con el fin de evaluar la variabilidad experimental entre las determinaciones.

3. Resultados y discusión

En la Figura 2 se muestra el comportamiento térmico de la pila durante el proceso de biosecado y su relación con la temperatura ambiente y del invernadero. Aunque el proceso tuvo una duración total de 45 días, únicamente se presentan los primeros 18 días, debido a que en este periodo se observaron las principales variaciones térmicas y las tres fases características del biosecado. El seguimiento posterior se realizó con fines experimentales para corroborar la estabilización del material, observándose que la temperatura permaneció relativamente constante y cercana a la temperatura ambiente. Al comparar los resultados obtenidos con estudios recientes, se observan diferencias importantes en el comportamiento térmico del proceso. En un estudio realizado con residuos orgánicos provenientes de cafeterías se reportó un incremento inicial de temperatura seguido de una disminución gradual, alcanzando valores entre 23 y 48 °C [9]. En contraste, la pila evaluada en este trabajo alcanzó temperaturas máximas entre 70 y 75 °C durante los primeros días, lo que evidencia una mayor actividad microbiana y una mayor generación de calor.

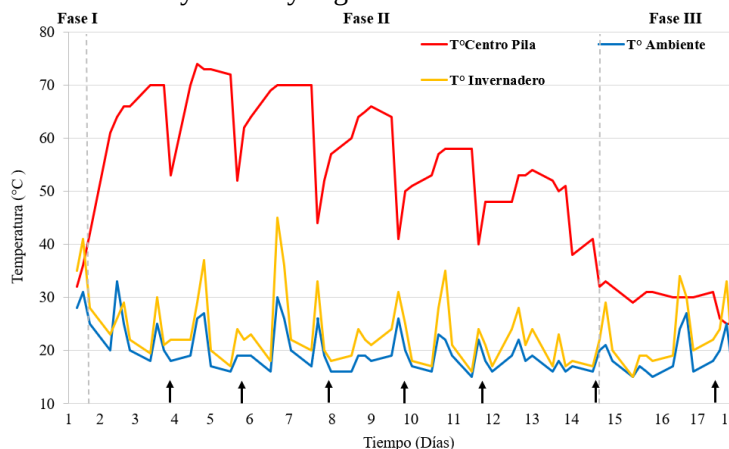


Figura 2. Comportamiento térmico de la pila durante el proceso de biosecado y su relación con la temperatura ambiente y del invernadero.

De acuerdo con lo reportado por Orozco et al. [10], el biosecado presenta un comportamiento térmico característico dividido en tres etapas principales: calentamiento, fase termófila y enfriamiento. Este comportamiento coincide con lo observado en la pila analizada. Durante la Fase I, correspondiente a las primeras horas posteriores a la conformación de la pila, la temperatura aumentó rápidamente desde valores cercanos a 30 °C hasta aproximadamente 45 °C. Este incremento acelerado se asocia al inicio de la actividad metabólica de los microorganismos y a la degradación de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables, generando calor como producto de reacciones exotérmicas. Entre los días 2 y 15 se desarrolló la Fase II, caracterizada por una elevada actividad biológica y temperaturas superiores a 50 °C, alcanzando valores máximos entre 70 y 75 °C durante los primeros días de esta etapa. Durante este periodo se observaron descensos bruscos de temperatura asociados a los volteos realizados en la pila, los cuales favorecieron la incorporación de oxígeno, la disipación temporal del calor acumulado y la redistribución del material. Posteriormente, se registró una recuperación de la temperatura debido a la reactivación de la actividad microbiana bajo condiciones aeróbicas más favorables. Este comportamiento es característico del proceso de biosecado y contribuye a mantener condiciones adecuadas para la degradación de la materia orgánica y la eliminación de humedad [3,11].

Conforme avanzó el proceso, las temperaturas máximas alcanzadas después de cada volteo fueron disminuyendo gradualmente, lo que indica una reducción progresiva de la actividad microbiana por la disminución de humedad.

Finalmente, a partir del día 15 se identificó la Fase III, correspondiente a la etapa de enfriamiento. Durante esta fase la temperatura de la pila disminuyó gradualmente y permaneció relativamente constante entre 25 y 30 °C, aproximándose a la temperatura ambiente y del invernadero. La ausencia de nuevos incrementos térmicos importantes sugiere una reducción de la actividad microbiana y un mayor grado de estabilización o maduración del material biosecado.

La humedad del material presentó una disminución progresiva a lo largo del proceso de biosecado, comportamiento que se relaciona directamente con la actividad microbiana y el incremento de la temperatura en la pila. Como se observa en la Figura 3, durante la segunda etapa del proceso se registraron las temperaturas más elevadas, alcanzando valores superiores a 70 °C, lo que favoreció la evaporación del agua contenida en el material y, por consiguiente, la reducción de la humedad en la pila. Durante los primeros 20 días se observó la mayor disminución de humedad, pasando de 78% a aproximadamente 21%. Posteriormente, la reducción continuó de forma gradual hasta alcanzar un valor final de 7.86% al término de los 45 días de operación. Este comportamiento coincide con la disminución progresiva de la actividad biológica observada en las fases finales del proceso, donde la temperatura se mantuvo relativamente estable y cercana a la temperatura ambiente.

Los resultados obtenidos son comparables con los reportados por Orozco et al. [12], quienes alcanzaron contenidos de humedad finales entre 10 y 20 % en la superficie y el centro de las pilas después de 40 días de biosecado, evaluando diferentes frecuencias de volteo (cada 10, 6 y 3 días). En el presente estudio, en los primeros 11 días los volteos se realizaron cada 2 días, lo que favoreció una mayor aireación de la pila mediante la incorporación de oxígeno y el mantenimiento de condiciones aeróbicas adecuadas. Esta mayor frecuencia de volteo contribuyó a una reducción más eficiente del contenido de humedad, además de promover una actividad microbiana más uniforme durante el proceso.



Figura 3. Reducción de humedad de la pila.

En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos durante el proceso de biosecado en pilas, donde se muestra la evolución del porcentaje de carbono orgánico (%CO), materia orgánica (%MO), nitrógeno total (NT) y la relación C/N en función del tiempo de tratamiento. Los análisis fisicoquímicos se realizaron durante los primeros 20 días del proceso, debido a que en este periodo se presentó la mayor actividad biológica y las principales variaciones del sistema, evidenciadas por

los cambios térmicos observados en la pila. Posteriormente, el seguimiento del proceso mostró una disminución progresiva de la actividad microbiana y una tendencia hacia la estabilización térmica del material, por lo que no se realizaron determinaciones adicionales para estos parámetros. Los resultados obtenidos muestran una disminución progresiva del carbono orgánico (%CO) de 17.41 a 15.93, así como de la relación C/N de 13.21 a 10.91, mientras que el nitrógeno total (NT) se mantiene relativamente estable durante el proceso. Este comportamiento es característico del biosecado en pilas, donde la fracción carbonada es utilizada por la actividad microbiana como fuente de energía, lo que provoca su disminución principalmente en forma de CO₂. Las desviaciones estándar obtenidas fueron bajas para la mayoría de los parámetros analizados, lo que indica una buena reproducibilidad de las determinaciones realizadas por triplicado y proporciona confianza en la tendencia observada durante el proceso.

La disminución de la relación C/N observada durante el proceso sugiere un avance en la estabilización del material biosecado *Tabla 3*, ya que refleja el consumo progresivo de la materia orgánica fácilmente biodegradable por la actividad microbiana. Este comportamiento ha sido reportado en estudios de biosecado en pilas, donde la reducción de la relación C/N se asocia con una disminución de la fracción biodegradable del residuo conforme avanza el proceso [12]. Desde el punto de vista de valorización, el biosecado no solo representa una etapa de reducción de humedad y masa del residuo, sino también un proceso que permite conservar parte del carbono orgánico. Este carbono es relevante debido a su relación con el valor energético del material, siempre que la degradación sea parcial y controlada durante el proceso [13].

Tabla 3. Evolución de los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de biosecado y su desviación estándar.

Tiempo (días)	Carbono Orgánico		Materia Orgánica		Nitrógeno Total		Relación carbono/nitrógeno	
	%CO	σ	%MO	σ	%NT	σ	R C/N	σ
4	17.410	0.501	30.020	0.865	1.380	0.048	12.570	0.688
8	17.730	0.403	30.560	0.695	1.340	0.065	13.210	0.622
12	15.700	0.058	27.070	0.101	1.240	0.101	12.600	1.044
16	18.210	0.571	31.390	0.985	1.400	0.032	12.970	0.536
20	15.930	0.204	27.460	0.352	1.460	0.042	10.910	0.346

Se ha reportado que material resultante del biosecado puede presentar efectos positivos en el desarrollo vegetal, ya que pueden mejorar las condiciones del suelo y favorecer la germinación de cultivos como la lechuga (*Lactuca sativa* L) [14]. Sin embargo, el material obtenido puede considerarse como una enmienda orgánica o un material con potencial para su incorporación a procesos de compostaje, debido a su grado de estabilización y su contenido de materia orgánica. Finalmente, la literatura indica que el biosecado en pilas permite obtener un material con potencial de valorización dual, tanto energético como agronómico, dependiendo de su grado de estabilización y composición final [9]. En este trabajo, la reducción de la humedad hasta 7.86 %, la conservación parcial del carbono orgánico y la disminución de la relación C/N respaldan dicho potencial, ya que favorecen la obtención de un material más estable y con características que podrían ser aprovechadas tanto para fines energéticos asimismo como para su incorporación a procesos de acondicionamiento o mejoramiento de suelos.

4. Conclusiones

El proceso de biosecado aplicado a la mezcla de residuos orgánicos conformada por pasto, mulch, hojarasca y residuos de alimentos permitió alcanzar temperaturas termófilas superiores a 70 °C, evidenciando una intensa actividad microbiana y condiciones favorables para la reducción de humedad del material. El comportamiento térmico observado mostró las tres fases características del biosecado: calentamiento, fase termófila y estabilización, lo que confirma el adecuado desarrollo del proceso. La disminución del carbono orgánico y de la relación C/N sugiere el consumo de la fracción orgánica fácilmente biodegradable, mientras que la estabilidad observada en el contenido de nitrógeno total indica una conservación relativa de este nutriente. Asimismo, la evolución del pH hacia valores cercanos a la neutralidad constituye un indicador adicional del avance en la estabilización del material biosecado. Los resultados obtenidos demuestran que la incorporación de residuos de alimentos favoreció la actividad biológica en la pila, promoviendo una elevada generación de calor durante las primeras etapas del proceso. Además, el material final presentó características que sugieren potencial para su aprovechamiento posterior, ya sea como materia prima para la producción de combustible derivado de residuos o como material susceptible de incorporarse a procesos de compostaje. Finalmente, se recomienda complementar la evaluación mediante la determinación del poder calorífico y pruebas de aplicación agronómica, con el fin de establecer con mayor precisión las alternativas de valorización del material obtenido.

5. Referencias

- [1] Ministerio del Medio Ambiente de Chile. (s.f.). Residuos orgánicos. Recuperado de <https://economiacircular.mma.gob.cl/residuos-organicos/>
- [2] Colomer Mendoza, F. J., Herrera Prats, L., Robles Martínez, F., Gallardo Izquierdo, A. & Carlos Alberola, M. (2012). Secado de residuos de jardinería en reactores mediante procesos biológicos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(Supl.1), 61–67. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-49992012000500009&script=sci_arttext
- [3] Orozco Álvarez, C., Molina Carbajal, E., Díaz Megchún, J., Osorio Mirón, A. & Robles Martínez, F. (2019). Desarrollo de un modelo matemático para el biosecado de residuos sólidos orgánicos en pilas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.esp02.08>
- [4] Barraza, T. (2022). Producción de combustible sólido recuperado a partir de estiércol de bovino lechero y de cáscara de nuez pecana (*Carya illinoensis*).
- [5] Xu, M., Wang, Q., Wang, X., Chen, E., Sun, H., Li, Y. & Sun, X. (2024). Sustainable solutions: Bio-drying for organic solid waste management. *Industrial Crops and Products*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926669024015838?via%3Dihub#bib11>
- [6] Frioni, L. & de los Santos, C. (1998). Biotransformación aerobia de residuos orgánicos sólidos. *Agrociencia*. (1998), 11(1), 1–11. <https://www.acuedi.org/ddata/5081.pdf>
- [7] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación.
- [8] Bremner, J. M. (1965). Total nitrogen. In C. A. Black (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties* (pp. 1149–1178). American Society of Agronomy.
- [9] Chaerul, M. & Fakhrunnisa, A. (2020). Refuse derived fuel production through biodrying process (Case study: solid waste from canteens). *Jurnal Bahan Alam Terbarukan*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.15294/jbat.v9i1.24609>

- [10] Orozco Álvarez, C., Díaz Megchún, J., Osorio Mirón, A., García Salas, S., Hernández Sánchez, E., Palma Orozco, G. & Robles Martínez, F. (2022). Finite difference modeling of the temperature profile during the biodrying of organic solid waste. *Sustainability*, 14(22), 14705. <https://doi.org/10.3390/su142214705>
- [11] Velis, C. A., Longhurst, P. J., Drew, G. H., Smith, R. & Pollard, S. J. T. (2009). Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology*, 100(11), 2747–2761. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.026>
- [12] Orozco Álvarez, C., Díaz Megchún, J., Macías Hernández, M. J. & Robles Martínez, F. (2019). Efecto de la frecuencia de volteo en el biosecado de residuos sólidos orgánicos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(4), 979–989. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.16>
- [13] Latosińska, J., Żygadło, M. & Dębicka, M. (2022). The biological drying of municipal waste in an industrial reactor—A case study. *Energies*, 15(3), 1039. <https://doi.org/10.3390/en15031039>
- [14] Contreras Cisneros, R. M., Robles Martínez, F., Franco Hernández, M. O. & Piña Guzmán, A. B. (2025). Use of biodried organic waste as a soil amendment: Positive effects on germination and growth of lettuce (*Lactuca sativa* L., var. Buttercrunch) as a model crop. *Processes*, 13, 2285. <https://doi.org/10.3390/pr13072285>

III.8 Adsorción de azul de metileno utilizando residuos orgánicos.

Karla Yarenni Ramos Rojas*
Alfonso Octavio Padilla Sánchez*
Yael Bravo Rivas*
Claudia Andrea Mateos Vargas*
Nataly Cárdenas Quintana*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*

Resumen

Se evaluó la capacidad de adsorción de azul de metileno utilizando residuos orgánicos domiciliarios como bagazo de café, cáscaras de piña y cáscaras de plátano. Los materiales fueron sometidos a procesos de lavado, secado, molienda y calcinación para mejorar sus propiedades adsorbentes. Se realizaron pruebas cinéticas con diferentes dosis (0.05–0.25 g) y tiempos de contacto (5–120 min), analizando la concentración residual mediante espectrofotometría UV-Vis. Los resultados mostraron que la cáscara de piña presentó el mayor rendimiento de preparación y una capacidad de adsorción inferior en comparación a los otros materiales, aunque con tendencia a la saturación en periodos prolongados. El bagazo de café, pese a su bajo rendimiento inicial, alcanzó una capacidad apreciable en dosis intermedias, mientras que la cáscara de plátano evidenció una adsorción sostenida y estable, con valores competitivos frente a la piña. En conjunto, los hallazgos confirman la viabilidad de estos residuos orgánicos como bioadsorbentes de bajo costo, destacando su potencial en estrategias de tratamiento sostenible de aguas contaminadas con colorantes sintéticos.

Palabras Clave: *colorantes, valorización de residuos, fracción orgánica, residuos domiciliarios*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, CDMX, Teléfono: 53189000 Ext. 2196,

e-mail kyrr@azc.uam.mx

1. Introducción

El crecimiento acelerado de la industria textil a nivel global ha traído consigo un aumento significativo en la descarga de efluentes contaminados con colorantes sintéticos, los cuales representan un problema ambiental de gran relevancia. Se estima que entre el 10 y el 15% de los colorantes utilizados en los procesos industriales se pierde durante las etapas de teñido, siendo liberados en cuerpos de agua sin un tratamiento adecuado [1].

El azul de metileno es un colorante catiónico que destaca por su amplio uso en la industria textil, farmacéutica y química, así como por su alta estabilidad química, solubilidad en agua y resistencia a la degradación natural. Su presencia en cuerpos de agua reduce la penetración de la luz solar, afectando los procesos fotosintéticos de organismos acuáticos y alterando los ecosistemas. Además, puede provocar toxicidad en organismos vivos y generar irritaciones en la piel, ojos y sistema respiratorio en humanos [2].

Diversos métodos han sido desarrollados para la remoción de colorantes en agua, entre los que destacan procesos químicos como la coagulación-floculación, la oxidación avanzada y la degradación fotocatalítica. Sin embargo, estos métodos suelen implicar altos costos operativos, generación de subproductos tóxicos y requerimientos energéticos elevados [3]. En este contexto, la adsorción se ha posicionado como una alternativa eficaz, económica y ambientalmente adecuada para la eliminación de contaminantes orgánicos, especialmente colorantes, debido a su simplicidad, alta eficiencia y facilidad de operación.

En la búsqueda de adsorbentes capaces de remover los colorantes presentes en el agua, los residuos orgánicos y sus derivados calcinados han demostrado ser una alternativa viable. Materiales como el bagazo de café, las cáscaras de plátano y las cáscaras de piña tienen un alto potencial como adsorbentes ya sea por su composición rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, que aportan grupos funcionales capaces de interactuar con contaminantes, o bien, por la presencia de óxidos metálicos en las cenizas de estos residuos después de ser calcinados, los cuales generan cargas negativas que atraen los colorantes catiónicos como el azul de metileno [4-5].

El aprovechamiento de estos residuos no solo representa una alternativa eficiente para la remoción de contaminantes, sino que también contribuye a la valorización de desechos orgánicos que, de otro modo, serían destinados a rellenos sanitarios o incineración. En el desarrollo de estos procesos, es necesario considerar el tratamiento previo de los residuos a utilizar, el cual puede incluir etapas como lavado, secado, molienda y activación térmica para mejorar sus propiedades adsorbentes [3].

Una vez concluido el proceso de adsorción, es fundamental gestionar adecuadamente los residuos cargados con contaminantes. Entre las opciones más viables, se encuentra la regeneración del adsorbente mediante procesos químicos o térmicos, la reutilización en ciclos posteriores o su disposición final controlada, evitando así la liberación secundaria de los contaminantes al ambiente. Incluso, estos residuos pueden ser incorporados en procesos de valorización energética, como la producción de biocarbón, contribuyendo a un manejo integral de los desechos [5].

2. Metodología

En la metodología describe el procedimiento experimental y analítico empleado para evaluar la eficiencia de remoción de azul de metileno (AM) mediante un proceso de adsorción con residuos carbonizados de piña, plátano y café.

2.1 Preparación de bioadsorbentes

Se lavaron las cáscaras de piña (CPi), las cáscaras de plátano (CPl) y el bagazo de café (BC) con agua destilada para eliminar impurezas, mostrado en la Figura 1. Posteriormente se secaron en la estufa a 60 °C por 24 horas, se trituraron y tamizaron hasta obtener un tamaño de partícula < 0.5 mm para estandarizar el área superficial, Figura 2 [6].

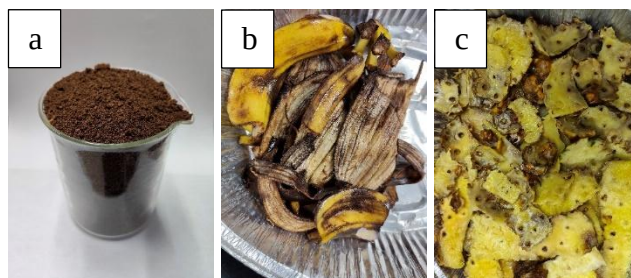


Figura 1. a. Residuos de café, b. cáscaras de plátano y c. cáscaras de piña

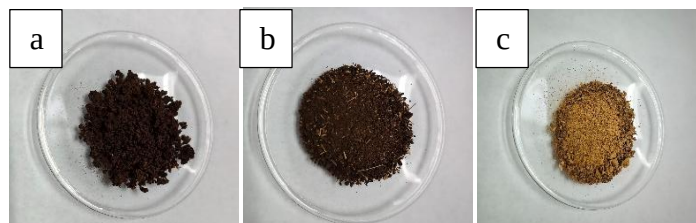


Figura 2. Residuos secados y tamizados: a. café, b. cáscaras de plátano y c. cáscaras de piña

Finalmente se calcinaron los residuos secos y tamizados durante 3 horas a 650° C en la mufla para obtener cenizas. La calcinación permite la formación de óxidos metálicos capaces de favorecer la adsorción de colorantes catiónicos como el azul de metileno (Figura 3) [7].

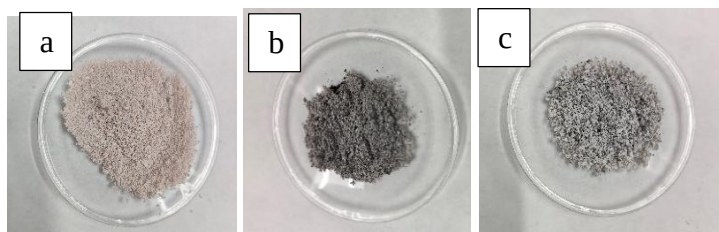


Figura 3. Residuos calcinados.: a. café, b. cáscaras de plátano y c. cáscaras de piña

2.2 Preparación de la solución y curva de calibración de azul de metileno (AM)

Se preparó una solución madre de azul de metileno (AM) de 1000 mg/L, la cual se diluyó hasta una concentración de trabajo de 20 mg/L [8]. Para la curva de calibración se prepararon estándares de 1, 2, 3, 4 y 5 mg/L (Figura 4), cuyas absorbancias se determinaron a 664 nm utilizando agua destilada como blanco.



Figura 4. Curva de calibración del contaminante azul de metileno (AM)

Se consideró aceptable un coeficiente de correlación (R^2) igual o superior a 0.99, para obtener la curva de calibración de acuerdo con la ecuación 1, donde Y representa la absorbancia, m la pendiente de la recta, x la concentración del colorante y b la intersección de la recta.

$$\text{Absorbancia (Y)} = mx + b \quad (\text{Ec. 1})$$

2.3 Experimentos de adsorción y determinación de dosis

Para determinar la dosis con mayor remoción de AM se adicionaron diferentes dosis (0.05, 0.1, 0.15, 0.2 y 0.25 g del biosorbente) en 100 mL de solución de AM. Se mantuvo el pH natural de la mezcla (aprox. 6.5 – 7.0) para evaluar la capacidad de los residuos sin aditivos químicos y éste no se monitoreó ya que se buscó evaluar el comportamiento de los bioadsorbentes en condiciones normales del AM con el fin de mantener las condiciones experimentales en los tres bioadsorbentes [9].

2.4 Cinética y procesamiento de datos

La evaluación cinética se realizó agitando las soluciones de AM con los bioadsorbentes a 150 rpm y tomando muestras a intervalos de 5, 15, 30, 60 y 120 min, los cuales se seleccionaron con base en estudios previos [5]. Se tomó una alícuota del sobrenadante, a la cual se le determinó la absorbancia a 664 nm por espectrofotometría [10].

A partir de los valores de absorbancia medidos experimentalmente, se calcularon las concentraciones correspondientes de azul de metileno (C_t , mg/L) mediante la ecuación de la curva de calibración (Ec. 1). Y posteriormente se obtuvo el porcentaje de remoción (Ec. 2) y la capacidad de adsorción (Ec. 3)

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} * 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

$$\text{Capacidad de adsorción} \left(q_t, \frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) = \frac{(C_0 - C_t) * V}{m} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde C_0 es la concentración inicial, C_t la concentración en el tiempo t , V el volumen de la solución y m la masa del biosorbente. Posteriormente, los datos cinéticos se ajustaron a los modelos de pseudo-primer orden (Ec. 4) y pseudo-segundo orden (Ec. 5).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad (\text{Ec. 4})$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en equilibrio, k_1 la constante de velocidad de pseudo-primer orden y k_2 la constante de velocidad de pseudo-segundo orden. El coeficiente de correlación (R^2) se

utilizó como criterio de ajuste, considerando aceptables valores superiores a 0.95.

2.5 Análisis comparativo y disposición final

A partir de estos resultados, fue posible reconocer patrones en la remoción del colorante y comparar el comportamiento de la CPi, la CPL y el BC bajo las mismas condiciones experimentales, los resultados se compararon con estudios previos reportados en la literatura, donde se ha documentado que diversos residuos agrícolas (bagazo de caña, borra de café, cáscaras cítricas) presentan capacidades de adsorción en el rango de 10–30 mg/g y ajustes preferenciales al modelo de pseudo-segundo orden [10-11].

Una vez concluidos los ensayos, los biosorbentes empleados se recolectaron y resguardaron adecuadamente con el fin de prevenir su liberación al ambiente y minimizar cualquier posible efecto adverso asociado a su disposición. Aunque en este caso no se implementó un proceso de disposición final específico, se reconoce la importancia de establecer estrategias de manejo que eviten la contaminación secundaria y permitan valorizar estos residuos, como la estabilización por encapsulamiento, así como la valorización energética mediante pirólisis controlada [8].

El alcance del estudio se limitó a la evaluación comparativa y cinética de los bioadsorbentes, por lo que no se realizaron análisis estadísticos inferenciales ni estudios de equilibrio mediante isotermas de adsorción.

3. Resultados y discusión

Se analizaron tanto los rendimientos de preparación y la capacidad de remoción de azul de metileno en condiciones controladas de los residuos. Los resultados se presentan en tres apartados: preparación de bioadsorbentes, pruebas de adsorción y análisis comparativo de desempeño.

3.1 Preparación de bioadsorbentes

Se determinaron los porcentajes de masa remanente después de las etapas de secado y calcinación para cada residuo, tomando como referencia la masa inicial (100 %). Los resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultado de los residuos tras el procesamiento

Residuo	Masa inicial (%)	Masa remanente después del secado en la estufa (%)	Masa remanente después de la calcinación en la mufla (%)
Bagazo de café	100	1.69	0.13
Cáscaras de plátano	100	11.57	1.43
Cáscaras de piña	100	7.41	4.20

La cáscara de piña presentó el mayor rendimiento después de la etapa de calcinación (4.20 %).

3.2 Pruebas de adsorción

Con los resultados obtenidos de la concentración tras la espectrofotometría, se empleó la Ec. 2 para determinar el porcentaje de remoción (%) y la Ec. 3 para la determinación de la capacidad de adsorción por tiempos (q_t , mg/g). Los valores corresponden al promedio de tres determinaciones.

a) Bagazo de café

Los porcentajes de remoción y la capacidad de adsorción (q_t) obtenidos de las cenizas del BC se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Porcentaje y capacidad de adsorción de las cenizas de bagazo de café

	Tiempo (min)											
	0		5		15		30		60		120	
Dosis (g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)
0.00	0.0	0.0	14.3	0.0	13.7	0.0	11.8	0.0	11.3	0.0	14.0	0.0
0.05	0.0	0.0	27.3	10.9	24.8	9.9	21.7	8.7	24.7	9.9	25.2	10.1
0.10	0.0	0.0	31.2	6.2	23.2	4.6	30.0	6.0	36.0	7.2	40.5	8.1
0.15	0.0	0.0	23.2	3.1	25.3	3.4	25.7	3.4	21.5	2.9	52.2	7.0
0.20	0.0	0.0	31.7	3.2	26.3	2.6	43.3	4.3	37.0	3.7	61.0	6.1
0.25	0.0	0.0	31.7	2.5	31.2	2.5	43.5	3.5	38.0	3.0	57.3	4.6

La mayor remoción se obtuvo a los 120 min con 0.20 g, con un 61 %, mientras que la mayor capacidad de adsorción fue de 10.9 mg/g, que se obtuvo a los 5 min con 0.05 g. Este comportamiento coincide con lo reportado por Lafi et al. [11], quienes observaron mayores capacidades específicas a bajas dosis de adsorbente.

b) Cáscaras de plátano

La CPL alcanzó una remoción máxima del 59 % con dosis de 0.25 g de adsorbente a los 60 min y tuvo una capacidad máxima de adsorción de 16.9 mg/g a los 60 min con 0.05 g. Estos resultados concuerdan con lo presentado por Zamri et al [5], quienes reportaron una elevada capacidad de adsorción de azul de metileno con este residuo. En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos de las cenizas de CPL.

Tabla 3. Porcentaje y capacidad de adsorción de las cenizas de cáscaras de plátano

	Tiempo (min)											
	0		5		15		30		60		120	
Dosis (g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)
0.00	0.0	0.0	15.7	0.0	24.8	0.0	27.7	0.0	34.8	0.0	26.8	0.0
0.05	0.0	0.0	26.3	10.5	31.7	12.7	32.5	13.0	42.3	16.9	33.3	13.3
0.10	0.0	0.0	37.3	7.5	37.3	7.5	40.0	8.0	44.7	8.9	40.3	8.1
0.15	0.0	0.0	42.8	5.7	43.2	5.8	45.5	6.1	50.7	6.8	46.7	6.2
0.20	0.0	0.0	43.2	4.3	44.2	4.4	50.2	5.0	56.3	5.6	49.3	4.9
0.25	0.0	0.0	43.3	3.5	46.5	3.7	51.8	4.1	59.0	4.7	51.0	4.1

La Tabla 4 muestra los resultados obtenidos de la ceniza de CPi

a) Cáscaras de piña

Tabla 4. Porcentaje y capacidad de adsorción de las cenizas de cáscaras de piña

	Tiempo (min)											
	0		5		15		30		60		120	
Dosis (g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)	(%)	(q_t , mg/g)
0.00	0.0	0.0	10.2	0.0	1.2	0.0	7.8	0.0	4.8	0.0	3.0	0.0
0.05	0.0	0.0	9.3	3.7	3.7	1.5	10.8	4.3	23.3	9.3	13.1	5.2
0.10	0.0	0.0	10.3	2.1	6.8	1.4	14.3	2.9	33.5	6.7	18.4	3.7
0.15	0.0	0.0	9.7	1.3	12.3	1.6	21.8	2.9	43.7	5.8	26.2	3.5
0.20	0.0	0.0	8.0	0.8	14.5	1.5	27.2	2.7	41.2	4.1	35.3	3.5
0.25	0.0	0.0	8.8	0.7	19.0	1.5	33.8	2.7	52.3	4.2	45.0	3.6

La mayor remoción de AM de la CPi fue de 52.3 %, a los 60 min con 0.25 g de adsorbente. Y una capacidad de adsorción de 9.3 mg/g al tiempo de 60 min y 0.05 g.

De los tres residuos analizados, éste tuvo un desempeño menor, sin embargo, sigue demostrando que tiene potencial como biosorbente de bajo costo [3].

Finalmente, los datos obtenidos se ajustaron al modelo cinético de pseudo-primer orden (Ec. 4), pero no fue factible y no fue posible estimar de manera confiable sus parámetros. Los datos se sometieron a un modelo de pseudo-segundo orden (Ec. 5) y se obtuvo la capacidad de adsorción en equilibrio (q_e), la constante cinética (k_2) y el coeficiente de correlación (R^2), cuyos resultados se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros del modelo de pseudo-segundo orden para la adsorción del azul de metileno.

	Bagazo de café			Cáscaras de plátano			Cáscaras de piña		
Dosis (g)	(q_e , mg/g)	(k_2 , g/mg*min)	R^2	(q_e , mg/g)	(k_2 , g/mg*min)	R^2	(q_e , mg/g)	(k_2 , g/mg*min)	R^2
0.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
0.05	10.12	0.07	0.99	3.31	0.03	0.99	0.66	0.16	0.99
0.10	8.57	0.01	0.98	3.55	0.03	0.99	1.52	0.63	0.99
0.15	7.00	0.01	0.64	3.97	0.03	0.99	2.66	0.22	0.99
0.20	6.44	0.01	0.89	4.52	0.02	0.99	3.98	0.05	0.99
0.25	4.74	0.01	0.93	3.90	0.03	0.99	3.57	0.87	0.99

La mayoría de los tratamientos presentaron coeficientes de correlación (R^2) cercanos a 0.99, lo que indica un buen ajuste al modelo de pseudo-segundo orden, a excepción del BC con dosis de 0.15 y 0.20 g. Se observa que la capacidad de adsorción en equilibrio (q_e) decrece a mayor dosis en el BC, mientras que la CPI es más estable y CPI es creciente. Los valores de k_2 fueron más altos en la CPI, lo que indica una cinética más rápida, mientras que en BC y CPI fueron menores, reflejando procesos más lentos

3.3 Análisis comparativo del desempeño de los bioadsorbentes

Los tres bioadsorbentes fueron capaces de remover el AM, aunque con algunas diferencias en su desempeño. La CPI presentó la mayor q_t de 16.9 mg/g y un $R^2=0.99$ en el modelo de pseudo-segundo orden, mientras que el BC mostró la mayor q_e de 10.12 mg/g y la CPi tuvo mayor rendimiento después de la calcinación. Estos resultados concuerdan con lo reportado en estudios previos que se relacionan con la composición lignocelulósica y a la presencia de grupos funcionales capaces de interactuar con colorantes catiónicos [5, 11]. El incremento de concentración de AM observado en algunos tratamientos podría deberse a la saturación de los adsorbentes, la liberación parcial del colorante o a la variabilidad del procedimiento experimental [8].

4. Conclusiones

Los residuos orgánicos que se emplearon demostraron ser una alternativa viable para la remoción de AM. Por un lado, la CPI mostró la mayor capacidad de adsorción experimental, mientras que el BC mostró la mayor capacidad de adsorción en equilibrio, determinada por el modelo de pseudo-segundo orden que describió adecuadamente la mayoría de los tratamientos.

Los resultados obtenidos pueden servir como base para futuras investigaciones orientadas a evaluar la reutilización de los bioadsorbentes. Los bioadsorbentes deben ser gestionados de manera adecuada para evitar una contaminación secundaria.

5. Referencias

- [1] Katheresan, V., Kansedo, J., & Lau, S. Y. (2018). Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 4676–4697. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.060>
- [2] Hameed, B. H., & El-Khaiary, M. I. (2008). Sorption kinetics and isotherm studies of a cationic dye using agricultural waste: Broad bean peels. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1–3), 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.081>
- [3] Crini, G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technology*, 97(9), 1061–1085. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.001>
- [4] Annadurai, G., Juang, R. S., & Lee, D. J. (2002). Use of cellulose-based wastes for adsorption of dyes from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 92(3), 263–274. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00017-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00017-1)
- [5] Zamri, M. Z. A., Yahya, N. Y., Ramli, R. S., Ngadi, N., & Widia, M. (2019). Characterization of Banana peels waste adsorbent for preliminary study of methylene blue removal from aqueous solution. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 697(1), 012033. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/697/1/012033>
- [6] Pathak, P. D., et al. (2015). Fruit peel waste as a novel low-cost bioadsorbent. *Reviews in Chemical Engineering*.
- [7] Rodríguez, A., Campos, A., & Pérez Alejandro. (2019). Obtención y caracterización de materiales adsorbentes a partir de cascarilla de arroz. *MUTIS*, 9, 29–38. <https://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/1515/1487>
- [8] Hameed, B. H., et al. (2007). Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*.
- [9] Mishra, R. K., et al. (2016). Removal of Methylene Blue dye from aqueous solution using pineapple leaf cup.
- [10] Jawad, A. H., Rashid, R. A., Ishak, M. A. M., & Wilson, L. D. (2018). Adsorption of methylene blue over biochar derived from agricultural waste: kinetics and equilibrium studies. *Journal of Taibah University for Science*, 12(6), 713-721.
- [11] Lafi, R., et al. (2019). Adsorption of methylene blue from aqueous solutions by coffee grounds. *Journal of Cleaner Production*.

III.9 Caracterización fisicoquímica y sensorial de harina de cáscara de plátano roatán maduro (*Musa paradisiaca*).

Galán-Méndez Frixia*

Vazquez-Jara Ilse Nataly*

Ortiz-Sonderegger Sofía*

García-Hernández Rocío de los Ángeles*

Virues-Delgadillo Jorge Octavio*

Resumen

El plátano (*Musa paradisiaca*) es uno de los cultivos tropicales más importantes a nivel mundial. La cáscara, subproducto principal del consumo de la fruta, representa aproximadamente el 40% del peso total del fruto y en la mayoría de los casos se desecha, generando problemas ambientales. El presente trabajo tuvo como objetivo caracterizar fisicoquímica y sensorialmente una harina obtenida a partir de cáscara de plátano roatán maduro (*Musa paradisiaca*), recolectada en San Marcos, Xico, Veracruz. La cáscara se sometió a secado en estufa (60 °C, 24 h), tritución en procesador de alimentos (5 min) y tamizado (malla 40 µm). Se realizó caracterización fisicoquímica mediante Normas Oficiales Mexicanas y evaluación sensorial con prueba de comparación pareada y escala hedónica verbal de 9 puntos (65 panelistas no entrenados). Los resultados fisicoquímicos mostraron: humedad 7.28±0.60%, cenizas 14.86±0.36%, proteína 2.49±0.07%, grasa 4.21±0.24%, fibra cruda 1.39±0.12%, carbohidratos totales 70.85±0.35% y acidez 1.80±0.12%. En la evaluación sensorial, el 58% de los panelistas prefirió la harina de cáscara de plátano sobre la harina de trigo, y la mayoría indicó que "les gustó moderadamente" en color, olor y textura. Los resultados demuestran que la harina de cáscara de plátano presenta características adecuadas para su uso como ingrediente en productos de valor agregado, además de ser una alternativa libre de gluten.

Palabras Clave: Cáscara de plátano, caracterización fisicoquímica, evaluación sensorial, harina alternativa.

*Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Lomas del Estadio S/N, Zona Universitaria, 91000 Xalapa, Veracruz, México. Tel. (228) 842-1700.

E-mail:fgalan@uv.mx

1. Introducción

Actualmente el plátano (*Musa paradisiaca*) ocupa el primer lugar de las frutas tropicales producidas a nivel mundial. Asia es el mayor productor con 54.4% de la producción global y un consumo promedio de 12 kg per cápita (FAOSTAT, 2017). En México se cultiva en 15 estados; Veracruz ocupa el tercer lugar nacional, después de Chiapas y Tabasco, con una producción de 322,600 toneladas en 2016 (SAGARPA, 2017).

La cáscara, principal subproducto del consumo del plátano, representa aproximadamente el 40% del peso total de la fruta. Hasta hace poco no tenía aplicaciones útiles y en la mayoría de los casos se desechaba, contribuyendo a la generación de grandes cantidades de materiales orgánicos y problemas ambientales por putrefacción. De acuerdo con la FAO (2015), en México se desperdicia el 53.76% del plátano verde tabasco o roatán. Sin embargo, en los últimos años se ha incrementado el interés por determinar sus propiedades físicas, químicas y funcionales con el fin de obtener productos de valor agregado [1].

Diversos estudios han demostrado que los residuos agroindustriales provenientes de frutas pueden ser aprovechados exitosamente para la obtención de harinas e ingredientes funcionales. Se han desarrollado harinas a partir de cáscara de mango (*Mangifera indica*), piña (*Ananas comosus*), naranja (*Citrus sinensis*) y maracuyá (*Passiflora edulis*), las cuales han mostrado alto contenido de fibra dietética, compuestos fenólicos y capacidad antioxidante, permitiendo su incorporación en productos de panificación, bebidas funcionales y suplementos alimenticios (Ajila et al., 2007; Pathak et al., 2022; Galanakis, 2012).

Asimismo, investigaciones sobre subproductos de manzana (*Malus domestica*) han demostrado que sus residuos pueden utilizarse como fuente de pectina, fibra dietética y diversos compuestos bioactivos de interés industrial, promoviendo alternativas sostenibles dentro del enfoque de economía circular (Schieber et al., 2001).

La producción de harinas es considerada un proceso sencillo y de bajo costo que permite obtener productos con mejores características de almacenamiento, al disminuir la actividad acuosa, y facilita el aprovechamiento de residuos de frutas no consumidos [1]. Las aplicaciones potenciales para la cáscara de plátano dependen de su composición química. El objetivo del presente trabajo fue elaborar y caracterizar fisicoquímica y sensorialmente una harina a partir de cáscara de plátano roatán maduro (*Musa paradisiaca*) proveniente del municipio de Xico, Veracruz, y determinar su potencial aplicación en el desarrollo de nuevos productos.

2. Metodología

2.1 Obtención de la harina

Los plátanos roatán (*Musa paradisiaca*) en estado maduro se recolectaron en el municipio de San Marcos, Xico, Veracruz. Se lavaron con agua potable y se obtuvieron las cáscaras, las cuales se colocaron en charolas de papel aluminio. Se secaron hasta peso constante a 60 °C en una estufa Humboldt MGF. CO, modelo 40 Lab oven (U.S.A.) durante 24 h. Posteriormente se trituraron en un procesador de alimentos durante 5 min; la muestra se tamizó a través de una malla de abertura de 40 µm y la harina obtenida (Figura 1) se almacenó en bolsas Ziploc® a temperatura ambiente. A partir de 6 kg de cáscara se obtuvieron 500 g de harina.



Figura 1. Harina de cáscara de plátano (Fuente: Elaboración propia).

2.2 Caracterización fisicoquímica

Los análisis fisicoquímicos se realizaron por triplicado en el Laboratorio 5 de la Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Se determinaron: humedad (NMX-F-083-1986), cenizas (NMX-F-066-S-1978), acidez titulable (NMX-F-102-S-1978), carbohidratos totales [2], grasa cruda por método Soxhlet (NMX-F-089-S-1978), fibra cruda (NMX-090-S-1978) y proteína por método micro Kjeldahl (NMX-F-068-S-1980). El color se determinó con un colorímetro Fru Wr18 registrando los parámetros CIE $L^*a^*b^*$.

2.3 Evaluación sensorial

Se realizaron dos pruebas sensoriales en la Facultad de Ciencias Químicas con 65 panelistas no entrenados (17–51 años): (1) prueba de comparación pareada entre harina de cáscara de plátano y harina de trigo, y (2) escala hedónica verbal de 9 puntos para evaluar color, olor y textura de la harina de cáscara de plátano. En la prueba pareada, ambas muestras se presentaron codificadas; los panelistas desconocían el origen de la materia prima.

3. Resultados y discusión

3.1 Características fisicoquímicas

La Tabla 1 muestra los resultados de la caracterización fisicoquímica de la harina de cáscara de plátano roatán maduro comparados con los reportados en harinas de diversas fuentes. La harina obtuvo un color café oscuro ($L^*=76.74\pm3.59$, $a^*=23.47\pm0.48$, $b^*=8.70\pm1.60$), atribuible a la alteración de clorofilas, carotenoides, acumulación de flavonoides durante la maduración de la fruta y a la oxidación enzimática de fenoles [3].

Tabla 1. *Parámetros fisicoquímicos de la harina de cáscara de plátano roatán maduro (g/100 g).*

Parámetro	Harina cáscara plátano (este trabajo)	Harina de trigo (FUNIBER, 2017)
Humedad (%)	7.28 ± 0.60	—
Cenizas (%)	14.86 ± 0.36	—
Proteína (%)	2.49 ± 0.07	9.30
Grasa (%)	4.21 ± 0.24	1.20
Fibra cruda (%)	1.39 ± 0.12	3.40
Carbohidratos (%)	70.85 ± 0.35	80.00
Acidez (%)	1.80 ± 0.12	—

El porcentaje de humedad (7.28%) se encuentra dentro del rango reportado en harina de yuca y ñame (5.07–8.69%) [4], lo que indica que la harina no es propensa a la generación de microorganismos. El contenido de cenizas (14.86%) es superior a los valores reportados en harinas de cáscara de cacao por secado natural (11.39%) [5], sugiriendo que la harina de cáscara de plátano es una mejor fuente de minerales. El contenido de carbohidratos totales (70.85%) refleja la degradación del almidón hacia azúcares simples durante la maduración del fruto. La proteína (2.49%) es menor a la de harinas de cereales como trigo (9.30%), cebada (9.00%) y centeno (8.20%), por lo que este tipo de harina no se recomienda para enriquecer proteicamente productos de panificación. La ausencia de gluten representa una ventaja para el desarrollo de productos aptos para personas celíacas o con sensibilidad al gluten.

3.2 Evaluación sensorial

En la prueba de comparación pareada, el 58% de los panelistas prefirió la harina de cáscara de plátano sobre la harina de trigo, sin conocer el origen del producto. En la escala hedónica verbal, la mayoría de los panelistas indicó que "les gustó moderadamente" la harina evaluada en color, olor y textura (29 panelistas para olor, 18 para color y 28 para textura). Adicionalmente, 18 panelistas indicaron que "les gusta mucho" el color, y 17 y 24 panelistas indicaron lo mismo para olor y textura, respectivamente (Tabla 2). Ningún panelista expresó disgusto por algún atributo evaluado.

Tabla 2. *Distribución de resultados de la prueba hedónica verbal (n=65).*

Categoría	Olor	Color	Textura
Ni me gusta / Ni me disgusta	0	10	0
Me gusta poco	15	14	8
Me gusta moderadamente	29	18	28
Me gusta mucho	17	18	24
Me gusta extremadamente	4	5	5

4. Conclusiones

Se elaboró y caracterizó fisicoquímica y sensorialmente una harina de cáscara de plátano roatán maduro (*Musa paradisiaca*) obtenida mediante un proceso sencillo y de bajo costo. Los valores de humedad, cenizas y grasa fueron superiores a los reportados para harina de la pulpa de la misma variedad. El alto contenido de cenizas indica un buen aporte mineral. La harina presentó carbohidratos como componente mayoritario (70.85%) y un bajo contenido de proteína, por lo que se recomienda como complemento en mezclas con otras harinas.

La evaluación sensorial demostró una mayor preferencia por la harina de cáscara de plátano respecto a la harina de trigo (58 vs 42%) y un nivel de aceptación de "me gusta moderadamente" en los tres atributos evaluados. Al no contener gluten, esta harina representa una opción viable para el desarrollo de productos aptos para personas con enfermedad celiaca o sensibilidad al gluten, contribuyendo además a la reducción de residuos agroindustriales y al aprovechamiento integral del plátano.

5. Referencias

- [1] Madrigal, L., Alanís, M., Justo, M., García, D., Vazquez, J., Rodríguez, M., & Moreno, R. (2007). Producción y caracterización fisicoquímica de harinas de bananos FHIA-17, FHIA-23 y plátano FHI-20, para su incorporación en panificación. Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Colima.
- [2] López, X., Taramuel, A., Arboleda, C., Segura, F., & Restrepo, L. (2017). Comparación de métodos que utilizan ácido sulfúrico para la determinación de azúcares totales. *Revista Cubana Química*, 29(2), 180-198.
- [3] Martínez, J., Rodríguez, X., Pinzón, L., & Ordóñez, L. (2017). Caracterización fisicoquímica de harina de residuos del fruto de chontaduro (*Bactris gasipaes* Kunth, Arecaceae) obtenida por secado convectivo. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18(3), 599-613.
- [4] Techeira, N., Sívoli, L., Perdomo, B., Ramírez, A., & Sosa, F. (2014). Caracterización fisicoquímica, funcional y nutricional de harinas crudas obtenidas a partir de diferentes variedades de yuca (*Manihot esculenta* Crantz), batata (*Ipomoea batata* Lam) y ñame (*Discorea alata*), cultivadas en Venezuela. *Interciencia*, 39(3), 191-197.
- [5] Villamizar, Y., Rodríguez, J., & León, L. (2016). Caracterización fisicoquímica, microbiológica y funcional de harina de cáscara de cacao (*Theobroma cacao* L.) variedad CCN-51. *Cuaderno Activa*, 9, 65-75.
- [6] FAOSTAT. (2017). Datos de producción de plátano. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- [7] SAGARPA. (2017). Producción de plátano "hecho en México" aumenta siete por ciento. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- [8] FAO. (2015). Pérdidas y desperdicios de alimentos en América Latina y el Caribe. <http://www.fao.org/3/a-i4655s.pdf>
- [9] Colmenares, M. (2009). Elaboración de harina de pulpa y cáscara de plátano verde clón Hartón común para la formulación de una mezcla de harina para arepas a base de plátano: maíz (Tesis de grado). Universidad Central de Venezuela.
- [10] FUNIBER. (2017). Composición nutricional, Base de datos Internacional de Composición de Alimentos. <https://www.composicionnutricional.com>

- [11] Ajila, C. M., Naidu, K. A., Bhat, S. G., & Rao, U. J. S. P. (2007). Bioactive compounds and antioxidant potential of mango peel extract. *Food Chemistry*, 105(3), 982–988. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.04.052>
- [12] Galanakis, C. M. (2012). Recovery of high added-value components from food wastes: Conventional, emerging technologies and commercialized applications. *Trends in Food Science & Technology*, 26(2), 68–87. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2012.03.003>
- [13] Pathak, P. D., Mandavgane, S. A., & Kulkarni, B. D. (2022). Valorization of peel-based agro-waste flour for food products: A systematic review on proximate composition and functional properties. *ACS Food Science & Technology*, 2(2), 190–210. <https://doi.org/10.1021/acsfoodscitech.1c00353>
- [14] Schieber, A., Stintzing, F. C., & Carle, R. (2001). By-products of plant food processing as a source of functional compounds — recent developments. *Trends in Food Science & Technology*, 12(11), 401–413. [https://doi.org/10.1016/S0924-2244\(02\)00012-2](https://doi.org/10.1016/S0924-2244(02)00012-2)

III. 10 Evaluación de las condiciones para la hidrólisis térmica del pseudotallo de plátano mediante diseño experimental para su uso en digestión anaerobia.

Ami Sadai Julio Badillo*
Claudio Bedolla Arroyo*
Jazael Guadalupe Moguel Castañeda*
Antonio Lara Musule*

Resumen

En este estudio, se evalúa la hidrólisis térmica como una opción viable de pretratamiento para la valorización energética del pseudotallo de plátano, un residuo potencial en la región de Veracruz. Se hace hincapié en el pretratamiento del sustrato para obtener mejores resultados en el proceso de digestión anaerobia, donde los efectos del pretratamiento están ligados a las características del sustrato y variables como la temperatura y la concentración. El objetivo fue optimizar la liberación de carbohidratos mediante un diseño experimental con tres factores: temperatura (60-90°C), tiempo (10-30 min) y concentración del sustrato (10-15%). De acuerdo con el diseño experimental en las condiciones de 90°C y 10 min maximizan el rendimiento, alcanzando una concentración de 26.4214 g/L de azúcares aprovechables en el proceso de digestión anaerobia. Además, en el sentido energético, se obtuvo un gasto energético de 0.01915 kWh por lote procesado, demostrando que es una alternativa viable frente a métodos convencionales.

Palabras Clave: *Hidrolisis Térmica, Pseudotallo de plátano, Gestión de residuos*

¹ Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Av. Cultura S/N, Xalapa, Ver., Tel. 2286032178,

E-mail: zS23016148@estudiantes.uv.mx

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos agroindustriales ha ganado relevancia en los últimos años, debido a los grandes volúmenes generados y su impacto en el ecosistema [1]. Esta actividad se enfoca en transformar los desechos del campo y la industria alimentaria en recursos aprovechables en otros procesos. En general, su objetivo es buscar alternativas para disminuir el impacto ambiental.

El plátano se ha convertido en una de las frutas tropicales más consumidas alrededor del mundo, ya que se cultiva en más de 130 países, se considera la segunda fruta más producida después de los cítricos, posicionándose en un rango de 16% de la producción mundial de fruta y el cuarto cultivo alimentario más importante después del arroz, trigo y el maíz [2]. Durante 2021, en México la mayor producción se concentra en tres estados: Chiapas, Tabasco y Veracruz con un 63.6% de la superficie sembrada y 66% del volumen producido [3]. Veracruz se encuentra en el tercer lugar de producción. En él se concentran alrededor de 3361 productores que se encuentran en zona norte, destacando los municipios de: Martínez de la Torre, San Rafael, Tlapacoyan, Nautla, Vega de Alatorre entre otros. [4].

Sin embargo, su cultivo genera una cantidad considerable de residuos, como cascara, hojas, inflorescencias y pseudotallo, desechándose hasta el 80% de la biomasa de la planta. Estos residuos al no tener una disposición adecuada generan problemas ambientales. Sin embargo, se han reportado que el uso de residuos vegetales representa fuentes adicionales de biomasa lignocelulósica, siendo un residuo que se puede utilizar como sustrato para la generación de energía en forma de biogás en procesos biológicos como la digestión anaerobia.

Usualmente los residuos de la cosecha de plátano, como el pseudotallo de plátano, contiene una cantidad significativa de biomasa lignocelulósica, la cual está compuesta de celulosa, hemicelulosa, lignina y pectinas [5], los cuales están estrechamente unidos mediante enlaces covalentes y puentes de hidrógeno que confieren a la estructura una alta resistencia a la degradación, por lo que un pretratamiento de hidrólisis térmica sería adecuado para modificar las características fisicoquímicas de la biomasa lignocelulósica y proporcionar una estructura más sencilla y la extracción de azúcares fermentables que se pueden aprovechar en procesos biotecnológicos como la DA [6].

2. Metodología

La metodología experimental se resume en el diagrama de flujo presentado en la Figura 1. Como se observa, el procedimiento inicia con la recolección y el acondicionamiento de la biomasa, seguido del tratamiento térmico y la caracterización de la muestra.

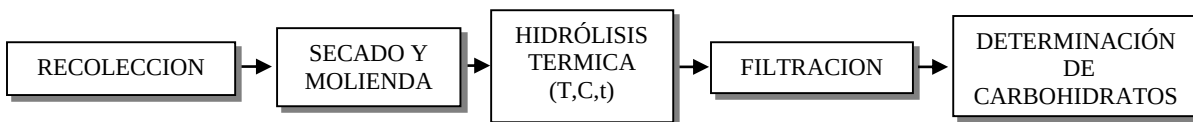


Figura 1. Diagrama de Flujo de Proceso experimental de Hidrólisis Térmica

2.1 Secado y Molienda

Posterior a la recolección de la materia prima, proveniente de plantaciones cerca de la zona de Xalapa, Veracruz, México, se sometió a un pretratamiento mecánico para obtener un sustrato totalmente homogéneo. El sustrato de pseudotallo de plátano fue cortado en fracciones pequeñas. Posteriormente, el material se llevó a un proceso de secado en horno a temperatura constante de 60°C durante un periodo de 30 horas. Una vez que perdió toda la humedad, la muestra fue sometida a un proceso de molienda para obtener un tamaño de partícula uniforme, lo que garantiza una mayor área

de contacto en el proceso de hidrólisis térmica.

2.2 Diseño experimental y proceso de hidrólisis

Se implementó un diseño experimental de tres factores: temperatura, tiempo y concentración. Este diseño permitió conocer y analizar el comportamiento de dichas variables para lograr el mayor rendimiento en la extracción de carbohidratos. Dicho diseño se ilustra en la Figura 2.

Respecto al tiempo de hidrólisis, el intervalo de 10 a 30 min responde a la necesidad de implementar procesos cortos de alta eficiencia y con menos consumo de energía. Finalmente, la concentración de biomasa se centró en valores de entre 10% y 15% p/v, la cual ha demostrado en estudios previos ser un rango óptimo de operación y los rangos de temperatura oscilan entre los 60°C y los 90°C, con la justificación de que en temperaturas elevadas la estructura lignocelulósica se degrada para liberar azúcares aprovechables.

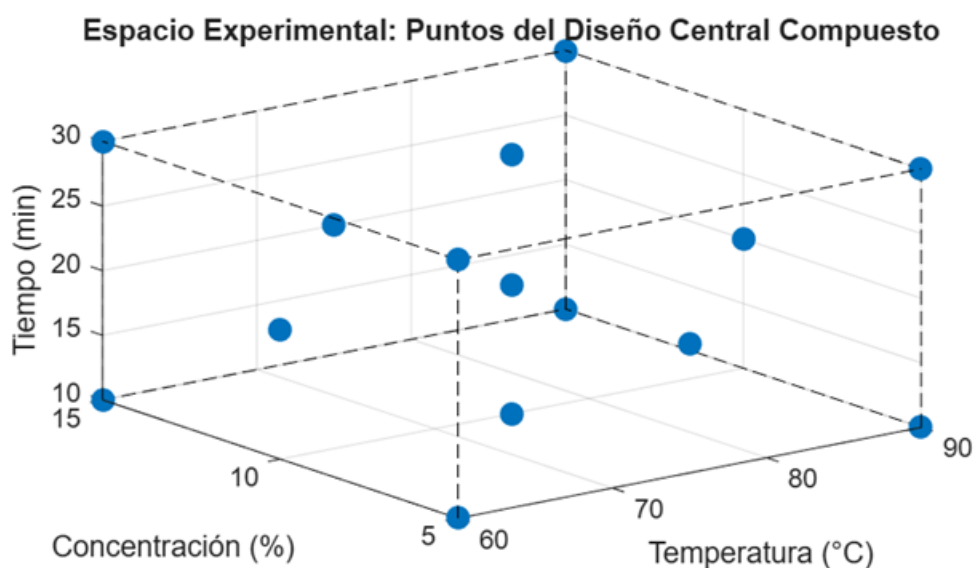


Figura 2. Espacio experimental del diseño factorial aplicado al proceso de hidrólisis.

2.3 Caracterización del hidrolizado

El pretratamiento de hidrólisis térmica se realizó utilizando una parrilla eléctrica, donde se controló la temperatura, siendo una alternativa que ayuda a minimizar el gasto energético. Para cuantificar el consumo de energía en el equipo, se utilizó un amperímetro de gancho, realizando mediciones en intervalos de 10 min mientras el equipo estaba en operación, logrando obtener el promedio de la corriente eléctrica en amperios.

Para el proceso de hidrólisis se colocó en un vaso de precipitado el sustrato seco y molido agregando la cantidad de agua necesaria para alcanzar las distintas concentraciones planteadas en el experimento, con un termómetro se hacía una medición de la temperatura del hidrolizado, la cual se mantenía constante.

El hidrolizado del pseudotallo de plátano se recuperó por medio de filtración y se caracterizó en cuanto a su contenido de carbohidratos. La fracción soluble se obtuvo tras una centrifugación a 12 000 rpm durante 10 min. Se cuantificó el contenido de carbohidratos solubles utilizando el método descrito por Dubois (1956)

Este procedimiento permitió evaluar la concentración de azúcares presentes (g/L) en el hidrolizado, estableciendo una relación entre cada una de las condiciones de operación aplicadas y conocer el rendimiento para el mayor aprovechamiento en la DA.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos mediante el diseño central compuesto demostraron que existe una gran variación en la concentración de azúcares liberados, con valores que oscilan entre 4.1773 g/L y 26.4214 g/L como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados experimentales del rendimiento de carbohidratos mediante el diseño central compuesto

Variable	Temperatura	Tiempo	[C] %p/v	Rendimiento g/L
Puntos Altos	60°C	30 min	15%	11.6231
	60°C	30 min	5%	4.1773
	90°C	30 min	5%	6.8665
	90°C	30 min	15%	18.0978
Puntos Bajos	60°C	10 min	15%	19.645
	60°C	10 min	5%	6.8659
	90°C	10 min	5%	9.5385
	90°C	10 min	15%	26.4214
Puntos Centrales	75°C	30 min	10%	9.9475
	75°C	20 min	15%	22.9491
	60°C	20 min	10%	8.5823
	75°C	10 min	10%	15.6468
	75°C	20 min	5%	5.946
	90°C	20 min	10%	17.4979
Replicas	75°C	20 min	10%	15.067
	75°C	20 min	10%	15.234
	75°C	20 min	10%	15.134

Durante el pretratamiento de hidrólisis térmica, la biomasa se sometió a tres condiciones de temperatura, concentración y tiempo, lo que permitió identificar el efecto de las variables sobre la liberación de azúcares. El diseño experimental demostró que, en el rango de 90°C, 10 minutos y 15% de concentración se obtuvo el mayor rendimiento de azúcares, alcanzando los 26.42 g/L. Esto sugiere que la combinación de una temperatura elevada junto con altas concentraciones de sustrato es la combinación de variables que nos permite la mayor extracción de azúcares fermentables que pueden ser utilizados en procesos biotecnológicos para la producción de combustibles como la DA. [7].

Por otro lado, se observa que en condiciones de 60°C y 10 min con 5% de concentración se obtuvieron los rendimientos más bajos (8.5823 g/L), lo cual refleja que las variables importantes para una buena hidrólisis térmica son la concentración y la temperatura.

3.1 Discusión

Los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado en la literatura. Durante el pretratamiento térmico de biomasa lignocelulósica a temperaturas elevadas, la hemicelulosa es el primer componente que comienza a solubilizarse, seguida posteriormente por la lignina [8],[9]. Considerando la complejidad estructural del sustrato, se seleccionaron temperaturas cercanas al punto de ebullición

del agua, con el objetivo de maximizar la liberación de azúcares solubles y, al mismo tiempo, evitar una degradación excesiva de los azúcares liberados.

Los resultados obtenidos mediante el diseño experimental factorial muestra que la extracción de azúcares depende de la interacción entre la concentración de biomasa, la temperatura y el tiempo de operación. Uno de los principales desafíos en el pretratamiento de biomasa lignocelulósica radica en su compleja estructura y composición, por lo que numerosos estudios se han enfocado en incrementar la accesibilidad a la celulosa para favorecer su posterior hidrólisis [10],[11].

Se observó una estrecha relación entre las tres variables evaluadas. El rendimiento máximo de azúcares, de 26.42 g/L, se obtuvo bajo condiciones de alta temperatura (90 °C), corto tiempo de operación (10 min) y una concentración de biomasa del 15 % p/v. Este resultado sugiere que el tratamiento térmico favorece la disrupción de la estructura lignocelulósica, facilitando la liberación de carbohidratos solubles. Asimismo, la temperatura influye directamente en las rutas de hidrólisis de macromoléculas como carbohidratos promoviendo su conversión en compuestos de menor peso molecular, tales como azúcares.

La concentración de biomasa, expresada como porcentaje p/v, también constituye un factor determinante en la eficiencia del proceso. Los resultados muestran una relación directa entre el incremento de la concentración y el aumento en el rendimiento de carbohidratos. Por ejemplo, en los ensayos realizados a 60 °C durante 10 minutos, el aumento de la concentración de biomasa de 5 % a 15 % p/v produjo un incremento significativo en la liberación de azúcares, pasando de 6.86 g/L a 19.64 g/L.

Por otra parte, el tiempo de operación actúa como un parámetro crítico para el control del proceso. Los resultados indican que la combinación de tiempos cortos y temperaturas elevadas favorece la extracción de carbohidratos, debido a que se proporciona la energía necesaria para promover la ruptura de enlaces glucosídicos presentes en la biomasa. El tiempo de operación determina la severidad del pretratamiento, ya que duraciones adecuadas maximizan la solubilización de los carbohidratos, mientras que tiempos excesivos pueden inducir la degradación de los azúcares liberados, disminuyendo así el rendimiento global del proceso [12].

4. Conclusiones

La presente investigación permitió determinar que la hidrólisis térmica en el pesudotallo de plátano como material lignocelulósico, es un proceso que depende de la interacción entre la temperatura, la concentración y el tiempo del proceso. A través del diseño factorial, se concluye que las condiciones de operación más favorables corresponden a 90 °C, 10 minutos y 15% de concentración p/v, logrando un rendimiento máximo de 26.42 g/L de azúcares.

Se demostró que la temperatura y la concentración son las variables con mayor efecto, la temperatura tiene su papel en el proceso como agente de ruptura en la estructura lignocelulósica, la concentración la nos da la cantidad de masa a la que se le extraerán los azúcares, en lo que respecta al tiempo determina el consumo energético.

En conjunto, este estudio valida que es posible valorizar eficientemente los residuos de pseudotallo de plátano mediante un pretratamiento térmico controlado, alcanzando consumos de energía bajos.

5. Referencias

- [1] Alzate Acevedo, S.; Díaz Carrillo, Á.J.; Flórez-López, E.; Grande-Tovar, C.D. Recovery of Banana Waste-Loss from Production and Processing: A Contribution to a Circular Economy. *Molecules* 2021, 26, 5282. <https://doi.org/10.3390/molecules26175282>
 - [2] Rincón-Catalán, N.I.; Cruz-Salomón, A.; Sebastian, P.J.; Pérez-Fabiel, S.; Hernández-Cruz, M.d.C.; Sánchez-Albores, R.M.; Hernández-Méndez, J.M.E.; Domínguez-Espinosa, M.E.; Esquinca-Avilés, H.A.; Ríos-Valdovinos, E.I.; et al. Banana Waste-to-Energy Valorization by Microbial Fuel Cell Coupled with Anaerobic Digestion. *Processes* 2022, 10, 1552. <https://doi.org/10.3390/pr10081552>
 - [3] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (2023). *Plátano, fruta tropical de alta importancia en nuestro país; Veracruz, entre los principales productores*. Gobierno de México.
 - [4] Susan-Tepetlan, P. V., Noa-Carrazana, J. C., y Flores-Estevez, N. (2017). Estado del Cultivo de Plátano (*Musa sp*) en el Municipio de Tlapacoyan, Veracruz. *UVserva*, (4), 78-83.
 - [5] Kumar, G., Sen, B., y Lin, C.-Y. (2013). Pretreatment and hydrolysis methods for recovery of fermentable sugars from de-oiled *Jatropha* waste. *Bioresource Technology*, 137, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.080>
 - [6] Akhtar, N., Gupta, K., Goyal, D. y Goyal, A. (2016), Recent advances in pretreatment technologies for efficient hydrolysis of lignocellulosic biomass. *Environ. Prog. Sustainable Energy*, 35: 489-511. <https://doi.org/10.1002/ep.12257>
 - [7] Ometto, F., Quiroga, G., Pšenička, P., Whitton, R., Jefferson, B., y Villa, R. (2014). Impacts of microalgae pre-treatments for improved anaerobic digestion: Thermal treatment, thermal hydrolysis, ultrasound and enzymatic hydrolysis. *Water Research*, 65, 350-361. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.040>
 - [8] Woźniak, A., Kuligowski, K., Świerczek, L., & Cenian, A. (2025). Review of Lignocellulosic Biomass Pretreatment Using Physical, Thermal and Chemical Methods for Higher Yields in Bioethanol Production. *Sustainability*, 17(1), 287. <https://doi.org/10.3390/su17010287>
 - [9] Li, Y., Jin, Y., Li, J., Li, H., y Yu, Z. (2016). Effects of thermal pretreatment on the biomethane yield and hydrolysis rate of kitchen waste. *Applied Energy*, 172, 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.03.080>
 - [10] Carlsson, M., Lagerkvist, A., y Morgan-Sagastume, F. (2012). The effects of substrate pretreatment on anaerobic digestion systems: A review. *Waste Management*, 32(9), 1634-1650.
 - [11] Wilson, C. A., y Novak, J. T. (2009). Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment. *Water Research*, 43(18), 4486-4498. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.022>
 - [12] Rouabhia, A., Álvarez-Gallego, C. J., & Fernández-Güelfo, L. A. (2025). Effect of Hydrothermal Pretreatment Time on Biochemical Recovery and Hydrogen Production from Lignocellulosic Feedstocks. *Applied Sciences*, 15(15), 8736. <https://doi.org/10.3390/app15158736>
- Preethi, M G and Banu. J R (2023) Indexing energy and cost of the pretreatment for economically efficient bioenergy generation. *Front. Energy Res.* 10:1060599. doi: 10.3389/fenrg.2022.1060599

III.11 Identificación y Cuantificación de Sitios de Disposición Clandestina de RCD mediante el uso de VANT y SIG: Una Solución de Bajo Costo para Municipios en economías emergentes.

Alida Alejandra Valle Cárdenas*

Walter Ávila Ruiz*

Carlos Salazar Briones*

Samantha Eugenia Cruz Sotelo*

José Mizaël Ruiz Gibert*

Resumen

La disposición clandestina de residuos de construcción y demolición (RCD) representa un problema ambiental y urbano creciente, particularmente en economías emergentes, debido a los altos costos de monitoreo, limpieza y restauración de sitios afectados. En respuesta a esta problemática, el presente estudio propone una metodología de bajo costo basada en la integración de Vehículos Aéreos No Tripulados (VANT) y Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la clasificación y cuantificación de RCD en tiraderos clandestinos.

La metodología se desarrolló en cinco etapas: levantamiento fotogramétrico mediante dron, procesamiento de imágenes, generación de modelos digitales, clasificación supervisada de materiales y estimación volumétrica. El estudio se realizó en un sitio de 1.2 hectáreas en Mexicali, Baja California, utilizando un dron DJI Mavic Pro y herramientas como Agisoft Metashape y ArcGIS.

Los resultados permitieron generar mapas de alta resolución espacial e identificar cinco clases principales de materiales: terracería, concreto, vegetación, yeso y asfalto. La cuantificación estimó un volumen total aproximado de 1757.27 m³, predominando la terracería con el 71.44% del volumen total, seguida del concreto con 22.68%.

Se concluye que la integración de VANT y SIG constituye una alternativa eficiente, rápida y accesible para el monitoreo y gestión de sitios clandestinos de RCD, contribuyendo a optimizar la toma de decisiones y fortalecer estrategias de gestión ambiental sostenible.

Palabras Clave: RCD, SIG, Vant, Fotogrametría, Caracterización.

*Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, Bajan California, (686) 383-5891

E-mail:valle.alida@uabc.edu.mx

1. Introducción

La industria de la construcción es una de las mayores aportadoras de residuos sólidos, se estima que los residuos de construcción y demolición (RCD) representan al menos el 30% de los residuos sólidos generados en el mundo [1]. Debido a las características heterogéneas de los residuos de construcción y demolición, así como a los grandes volúmenes generados, su gestión representa un desafío técnico y operativo [2]. Esta complejidad favorece la disposición inadecuada y la dispersión de residuos en sitios no autorizados, problemática que continúa ampliamente presente en la industria de la construcción [3]. No obstante, diversos estudios señalan que los RCD poseen un elevado potencial de valorización y recuperación de materiales debido a su composición reciclable [4].

En la unión europea se han establecido como objetivo el alcanzar un porcentaje de recuperación de RCD del 70% y en países como Irlanda esta meta al reciclar cerca del 73% de estos [5]. Sin embargo, en México se estima que la tasa de recuperación de RCD es del 4% lo cual se encuentra por debajo de los estándares de la economía circular, cuyo principal objetivo es transformar los residuos en nuevos recursos, extendiendo el ciclo de vida de los materiales y productos [6-7].

El manejo y la eliminación inadecuados de los RCD en las últimas décadas han aumentado los precios de los terrenos debido a los elevados costes asociados a las labores de limpieza, el consumo de recursos y la contaminación ambiental, lo que supone una gran carga para el medio ambiente y afecta negativamente las condiciones de vida de las personas [8-9]. La gestión de los vertederos ilegales en espacios públicos y privados es responsabilidad de los municipios. Sin embargo, la recogida, limpieza y restauración de estos lugares supone un elevado coste para los presupuestos municipales y, por consiguiente, para los contribuyentes [10]. La detección oportuna de vertederos ilegales de residuos de construcción y demolición (RCD) en áreas extensas es esencial para una regulación efectiva. Sin embargo, actualmente, la identificación de vertederos implica principalmente estudios de campo manuales [11].

Como Costas Velis y Paul Brunner [12] mencionan: “*Si no se puede medir, no se puede gestionar*”, por lo que se reconoce que la cuantificación adecuada de los residuos de construcción y demolición (RCD) es de gran importancia para establecer un sistema de gestión eficaz [13]. Actualmente, la mayoría de los modelos de cuantificación de residuos de construcción y demolición se enfocan principalmente en estimar tasas de generación de residuos a nivel regional o por proyecto, utilizando factores de generación y modelos predictivos [14-15]. Sin embargo, existe una limitada cantidad de estudios orientados al monitoreo y cuantificación directa de residuos ya depositados en vertederos ilegales [9]. Asimismo, diversos autores señalan que, para muchas autoridades locales, no existen datos suficientes para describir esta problemática y apoyar la toma de decisiones. Asimismo, el monitoreo de estos sitios suele depender de inspecciones y levantamientos de campo, los cuales resultan complejos debido a la extensión territorial, los costos operativos y las dificultades de supervisión. [9-10] [16]

Recientemente, la integración de tecnologías de percepción remota, desde la vigilancia satelital hasta la fotogrametría mediante Vehículos Aéreos No Tripulados (VANT), ha surgido como un paradigma disruptivo para la gestión pública y ambiental, particularmente en procesos de monitoreo territorial y toma de decisiones [17]. La literatura actual ha documentado con éxito el uso de imágenes satelitales y herramientas SIG para la detección y monitoreo de cambios espaciales en vertederos y sitios de disposición ilegal de residuos [18-19]. Asimismo, diversos estudios han demostrado que la fotogrametría basada en VANTs constituye una alternativa eficiente para la generación de modelos tridimensionales y la cuantificación volumétrica detallada de residuos, permitiendo una adquisición rápida, económica y de alta resolución de información espacial [20-21].

Autores como [22] Agrawal et al., refieren que los levantamientos con drones (UAV) en áreas de estudio de 21 ha aproximadamente, pueden ser completados en un periodo de 3 a 4 horas con un

tiempo adicional de 14 a 16 horas de procesamiento, lo que resulta en una reducción aproximada del 93.8% en la duración total del levantamiento en comparación con los 15 a 16 días requeridos por los métodos convencionales.

Ante este escenario, el presente trabajo propone un protocolo metodológico diseñado bajo un enfoque de "bajo costo y alta eficiencia", orientado a identificar, clasificar y cuantificar los volúmenes de RCD que se encuentran en tiraderos clandestinos. Con este procedimiento se busca proporcionar a los tomadores de decisiones una herramienta técnica que optimice la asignación de recursos y promueva la transición hacia sistemas urbanos más sostenibles y resilientes en contextos de recursos limitados.

2. Metodología

La metodología de esta investigación se desarrolló en 5 etapas: 1. Levantamiento de campo, adquisición de fotografías aéreas mediante el uso de VANT 2. Procesamiento fotogramétrico para generación de modelos 2D y 3D 3. Clasificación supervisada de puntos, 4. Cuantificación de áreas y volúmenes por material y 5. Resultados, como se muestra en la figura 1.



Figura 1. Metodología de trabajo. Fuente: Elaboración autores

2.1 Levantamiento de campo

Para la ejecución del vuelo fotogramétrico se empleó un vehículo aéreo no tripulado (VANT) marca DJI, modelo Mavic Pro. La planificación y configuración del plan de vuelo se realizó mediante la aplicación DroneDeploy, estableciendo diversos parámetros operativos, los cuales se presentan en la Tabla 1. Posteriormente, se llevó a cabo la colocación de puntos de control terrestre (PCT) en el área de estudio utilizando un receptor GNSS marca Topcon, modelo GR-3, obteniendo coordenadas georreferenciadas vinculadas a la red catastral del municipio de Mexicali. Una vez colocados los PCTs, se precedió a realizar el vuelo fotogramétrico.

Tabla 1. *Parámetros de vuelo fotogramétrico*

Parámetros de vuelo fotogramétrico	
Superficie de vuelo	1.2 hectáreas
Tiempo de vuelo	4:35 minutos
Altura de vuelo	60 metros
Ángulo de posición de cámara	90°
Porcentaje de traslape entre fotografías	80%

2.2 Procesamiento fotogramétrico

Una vez concluido el vuelo fotogramétrico y adquiridas las fotografías aéreas, se utilizó el software Agisoft Metashape para llevar a cabo la restitución fotogramétrica. El procesamiento incluyó la alineación de imágenes, la generación de una nube de puntos dispersa, la calibración del modelo y la creación de una nube de puntos densa. Posteriormente, se generaron el Modelo Digital de Elevación (MDE), el Modelo Digital del Terreno (MDT) y el ortomosaico correspondiente al área de estudio.

2.3 Clasificación de materiales y cobertura de superficie

La clasificación de materiales y cobertura del suelo del área de estudio se realizó mediante el software ArcGIS, utilizando una metodología de clasificación supervisada. Inicialmente, se generó una capa de puntos de entrenamiento sobre el orto mosaico, en la cual se identificaron y delimitaron los diferentes tipos de materiales y coberturas presentes en la zona de estudio.

A cada punto se le asignó una categoría específica dentro de la tabla de atributos, con la finalidad de establecer las clases temáticas correspondientes. Posteriormente, se empleó la herramienta Signature Editor, la cual permite analizar las características espectrales de las muestras de entrenamiento y generar firmas estadísticas representativas para cada clase identificada. Una vez obtenidas las firmas espectrales, se aplicó la herramienta Maximum Likelihood Classification, basada en un método probabilístico que clasifica cada píxel de la imagen de acuerdo con la probabilidad de pertenencia a una clase determinada, considerando la media y variabilidad estadística de las firmas espectrales.

Como resultado, se obtuvo la clasificación temática de materiales y cobertura superficial del área de estudio. Al realizar este procedimiento se obtuvieron la superficie de cobertura de cada uno de los materiales y posteriormente, la cuantificación de volúmenes, la cual, fue realizada mediante la relación entre el área ocupada por cada material y el espesor promedio asignado con base en observaciones de campo, utilizando la siguiente expresión (Ec. 1):

$$V = A \times e \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

V : Volumen estimado

A : Área ocupada por cada material y

e : espesor promedio asignado para cada clase temática

Este procedimiento permitió obtener una aproximación cuantitativa de los materiales superficiales presentes en el sitio, facilitando la evaluación espacial y volumétrica de la zona de estudio mediante técnicas de análisis ráster y clasificación supervisada.

3. Resultados y discusión

Mediante el procesamiento de la información en el software ArcGIS, se obtuvo un mapa de clasificación y cobertura de suelo (Figura 2) con alta precisión y una resolución espacial de 0.08 m/píxel, permitiendo representar de manera detallada la distribución de las diferentes coberturas y materiales predominantes dentro del área analizada. Los resultados obtenidos facilitaron la identificación de superficies urbanizadas.

3.1 Clasificación de materiales y cobertura de superficie

A través de procesamiento digital de imágenes, se segmentaron y clasificaron cinco componentes principales del suelo presentes en el área (figura 2):

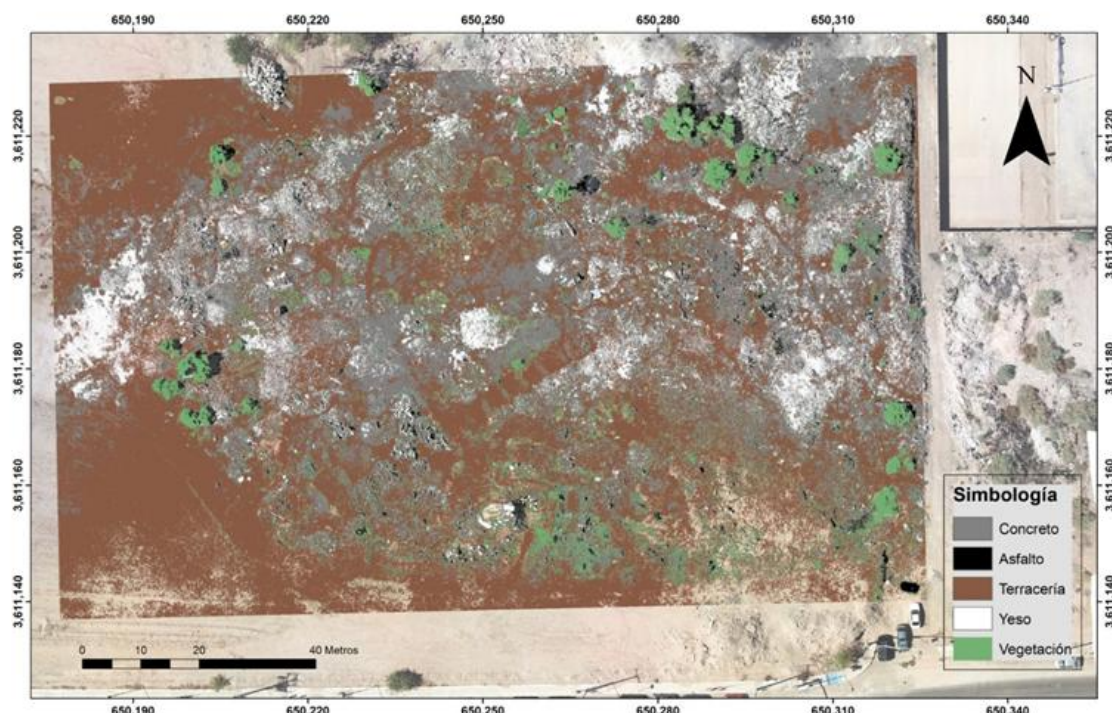


Figura 2. Clasificación de los materiales. Elaboración de los autores.

Terracería (Color café): Representa la matriz predominante en el área de estudio. Ocupa la mayor extensión superficial del polígono, extendiéndose de manera continua, especialmente en los sectores sur, oeste y noreste, lo que denota un suelo natural expuesto o un terreno preparado sin pavimentación.

Vegetación (Color verde): Se identifican parches de vegetación distribuidos de forma dispersa a lo largo del polígono. Destaca una mayor densidad de vegetación arbustiva o arbórea en la zona centro-norte y agrupaciones menores en el sector este y suroeste, sugiriendo un crecimiento oportunista o remanentes de ecosistemas locales en zonas perturbadas.

Concreto (Color gris) y Asfalto (Color negro): Se observan vestigios y acumulaciones de concreto en el centro y norte del terreno, así como pequeñas porciones de asfalto. La disposición irregular de estos materiales indica la presencia de escombros de demolición y construcción.

Yeso (Color blanco): Las zonas identificadas en color blanco corresponden a afloramientos de materiales con alta reflectancia (albedo elevado), clasificados de forma preliminar como yeso o depósitos minerales claros, concentrados en montículos y sectores específicos hacia el este y oeste del polígono.

3.2 Cuantificación de volúmenes de materiales

La estimación volumétrica de materiales superficiales permitió identificar y cuantificar la distribución espacial de los diferentes tipos de cobertura presentes en la zona de estudio. El procesamiento se realizó a partir de un ráster de clasificación supervisada con una resolución espacial de 0.02 m/píxel, utilizando espesores promedio determinados mediante observaciones de campo para cada tipo de material identificado, como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Volúmenes estimados de materiales.

Material	Área (m ²)	Espesor (m)	Volumen estimado (m ³)
Concreto	3321	0.12	398.52
Asfalto	5.736	0.015	0.73
Terracería	6277.32	0.2	1255.46
Yeso	852.47	0.015	12.79
Vegetación	897.56	0.1	89.76

Los resultados obtenidos muestran que la terracería representa el material predominante dentro del área analizada, registrando una superficie aproximada de 6277.32 m² y un volumen estimado de 1255.46 m³, que representa el 71.44% del volumen total. Este comportamiento indica que gran parte del sitio corresponde a áreas de depósito de materiales producto de la excavación o terreno natural, lo cual es consistente con las condiciones observadas durante el levantamiento de información en campo.

Por otra parte, el concreto presentó una superficie estimada de 3321.00 m² y un volumen aproximado de 398.52 m³, lo que representa un 22.68% del total, constituyéndose como el segundo material con mayor presencia dentro del sitio de estudio. Las áreas clasificadas como vegetación registraron una superficie de 897.56 m² y un volumen estimado de 89.76 m³, que representa el 5.11 %, mientras que el yeso presentó una superficie de 852.47 m² y un volumen aproximado de 12.79 m³, con menos del 1% del total, lo anterior derivado del reducido espesor superficial asignado a este material.

Asimismo, las zonas clasificadas como asfalto representaron la menor cobertura superficial identificada, con un área aproximada de 5.736 m² y un volumen estimado de 0.74 m³. En términos generales, el volumen total estimado para los materiales presentes en el sitio fue de aproximadamente 1757.27 m³.

4. Conclusiones

El presente estudio demuestra que la integración de Vehículos Aéreos No Tripulados (VANT) combinada con Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituye una metodología de alta resolución y altamente efectiva para la identificación, clasificación y cuantificación volumétrica de Residuos de Construcción y Demolición (RCD) en entornos urbanos. La optimización de la adquisición de datos se ajustó a lo descrito por la literatura en la reducción de la duración total del levantamiento en comparación con los métodos topográficos convencionales, lo que representa un cambio de paradigma sustancial en términos de optimización de recursos humanos y económicos. Sin embargo, la evidencia técnica subraya que la teledetección no puede reemplazar por completo a la

auditoría física. La verificación de campo sigue siendo un requisito indispensable para establecer puntos de control terrestre precisos y para calibrar la interpretación de imágenes del espectro visible frente a superficies urbanas complejas. Por consiguiente, esta técnica se propone como una herramienta esencial para la auditoría ambiental municipal, allanando el camino para políticas de gestión de los RCD, así como un control riguroso de los sitios y la consiguiente promoción del reciclaje descentralizado de agregados en regiones urbanas áridas con base en inventarios sólidamente identificados.

5. Referencias

- [1] Paz, J. S., Arroyo, O., Torres-Guevara, L. E., Parra-Orobio, B. A., & Casallas-Ojeda, M. (2023). *The circular economy in the construction and demolition waste management: A comparative analysis in emerging and developed countries*. Journal of Building Engineering, 78, 107724.
- [2] Yuan, H. (2013). *A SWOT analysis of successful construction waste management*. Journal of Cleaner Production, 39, 1–8.
- [3] Yuan, H., Du, W., Ma, X., Liu, J & Li, L. (2023). *Critical factors to influence the illegal dumping behavior of construction and demolition waste: An ISM-DEMATEL analysis*. Developments in the Built Environment, 14, 100159.
- [4] Huang, B., Wang, X., Kua, H., Geng, Y., Bleischwitz, R., & Ren, J. (2018). *Construction and demolition waste management in China through the 3R principle*. Resources, Conservation and Recycling, 129, 36–44.
- [5] European Commission. (s.f.). Construction and demolition waste. European Commission. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/construction-and-demolition-waste_en
- [6] Climate Technology Centre and Network. (2020). *Analysis of the construction and demolition sector, GHG emissions mitigation, stakeholders* (Deliverable D.2). United Nations.
- [7] Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). *The Circular Economy – A new sustainability paradigm?*. Journal of Cleaner Production, 143, 757–768.
- [8] Nawaz, A., Chen, J., & Su, X. (2023). *Exploring the trends in construction and demolition waste (C&DW) research: A scientometric analysis approach*. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 55, 102953.
- [9] Ramos, M., & Martinho, G. (2023). *An assessment of the illegal dumping of construction and demolition waste*. Cleaner Waste Systems, 4, 100073.
- [10] Santos, A. C., MEndez, P. & Ribau, M. T. (2019). *Social life cycle analysis as a tool for sustainable management of illegal waste dumping in municipal services*. Journal of Cleaner Production, 210, 1141–1149.
- [11] Young, Q., Wu, H., Wang, J., Chen, R., Yu, B., Zou, J. & Du, L. (2023). *Automatic identification of illegal construction and demolition waste landfills: A computer vision approach*. Waste Management, 172, 267-277.
- [12] Velis, C. A. & Brunner, P. H. (2013). *Recycling and resource efficiency: it is time for a change from quantity to quality*. Waste Management & Research, 31 (6), 539-540.
- [13] Wu, Z., Yu, A. T. W., Shen, L. & Liu, G. (2014). *Quantifying construction and demolition waste: An analytical review*. Waste Management, 34 (9), 1683-1692.

- [14] Li, J., Ding, Z., Mi, X., & Wang, J. (2013). *A model for estimating construction waste generation index for building project in China*. Journal of Cleaner Production, 74, 20-26.
- [15] Lu, W., Yuan, H., Li, J., Hao, J. J. L., Mi, X., & Ding, Z. (2011). *An empirical investigation of construction and demolition waste generation rates in Shenzhen city, South China*. Waste Management, 31(4), 680–687.
- [16] Yang, L., Wang, L., Abubakar, G. A. & Huang, J. (2021). *High-Resolution Rice Mapping Based on SNIC Segmentation and Multi-Source Remote Sensing Images*. Remote Sens, 13(6), 1148.
- [17] Rodríguez-Torres, D., Turcott-Cervantes, D. E., Alcántara-Concepción, V., & Bleischwitz, R. (2021). *Assessment of some governance aspects in waste management systems: A case study in Mexican municipalities*. Journal of Cleaner Production, 296, 126524.
- [18] Seror, N. & Portnov, B. A. (2018). *Identifying areas under potential risk of illegal construction and demolition waste dumping using GIS tools*. Waste Management, 75, 22–29.
- [19] Papale, L. G., Guerrisi, G., Santis, D., Schiavon, G. & Frate, F. (2023). *Satellite Data Potentialities in Solid Waste Landfill Monitoring: Review and Case Studies*. Sensors, 23(8), 3917.
- [20] Bayraktar, E., Basarkan, M. E. & Celebi, N. (2020). *A low-cost UAV framework towards ornamental plant detection and counting in the wild*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 167, 1-11.
- [21] Denih, A., Matsumoto, T., Rachman, I., Putra, G. R., Anggraeni, I., Kurnia, E., Suhendar, E. & Simamora, A. M. (2025). *Identification of plastic waste with unmanned aerial vehicle (UAV) using deep learning and internet of things (IoT)*. Journal of Hazardous Materials Advances, 18, 100622.
- [22] Agrawal, A., Deshpande, M. V., Nagapurkar, L., & Chourasiya, A. (2025). *From sky to surface: engineering-scale comparison of UAV-based and traditional surveying techniques for volumetric assessment*. Signal, Image and Video Processing, 19, 1319.

III.12 Propuesta metodológica sobre el composteo de cadáveres de mascotas como estrategia de valorización orgánica en sistemas urbanos.

Marina Villafuerte Camacho*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Alethia Vázquez Morillas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Juan Carlos Alvarez Zeferino**

Resumen

El compostaje de cadáveres animales ha sido utilizado principalmente en contextos rurales para el manejo de mortandad de animales de granja; sin embargo, la falta de lineamientos técnicos limita su viabilidad urbana frente al impacto ambiental del entierro y la cremación de mascotas. El presente trabajo desarrolla una propuesta metodológica de valorización orgánica que fundamenta la incorporación controlada de estos cadáveres en sistemas de compostaje activos, con el objetivo de acelerar la degradación y mejorar la eficiencia operativa del sistema. Para evaluar el potencial de degradación tisular de forma preliminar, se incorporaron restos tisulares y óseos de origen porcino, bovino y aviar dentro de una pila en fase termófila con 53 días de actividad, compuesta por hojarasca y residuos orgánicos predominantemente vegetales. Después de siete días, se observó una degradación significativa de la mayoría de los tejidos blandos, permaneciendo principalmente estructuras óseas y algunos órganos de mayor densidad. Se realizaron volteos periódicos posteriores a la incorporación, donde se siguió observando una degradación progresiva de los restantes de las estructuras óseas y la degradación total de los tejidos blandos. Las condiciones termófilas registradas (50.1-68.9°C) dentro de la pila sugieren además un potencial importante para la reducción de riesgos biológico-infecciosos asociados al manejo de cadáveres animales. Para elevar los estándares de bioseguridad, se recomienda realizar estudios de campo con mortalidad reciente que permitan validar la termorresistencia de los patógenos y garantizar la inocuidad total de la composta resultante.

Palabras Clave: *animales domésticos, mineralización, cadáveres, pila, gestión post mortem.*

*Universidad Autónoma Metropolitana (unidad Azcapotzalco), Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128
Alcaldía Azcapotzalco, CDMX., 53189000, ext. 2196.
E-mail: al2223001636@azc.uam.mx

** Escuela Militar de Ingenieros, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX

1. Introducción

La diversificación de prácticas de tratamiento post mortem de mascotas responde a su integración como miembros de la sociedad, sin embargo, generalmente no se consideran los impactos ambientales y sanitarios de las mismas. El entierro informal sigue siendo común a pesar de carecer de control sanitario por riesgos de enfermedades como parvovirus o salmonelosis [1]; actualmente se ha integrado la cremación por su naturaleza “higiénica”, sin tomar en cuenta los costos ambientales. Si bien dichas prácticas reflejan un intento por brindar un manejo más digno, muchas de ellas se realizan sin criterios técnicos o normativos claros, lo que puede generar impactos negativos al ambiente.

Las consecuencias ambientales tienen un impacto directo sobre la salud pública y problemas globales como el cambio climático. Existe evidencia de que el proceso de incineración consume grandes cantidades de energía y emite gases de efecto invernadero como el CO₂, y diferentes contaminantes criterio que deben ser minuciosamente vigilados [2]. El mismo estudio explica que el entierro tradicional genera lixiviados y libera microorganismos patógenos que afectan al suelo, y pueden infiltrarse hasta el agua subterránea [2].

Una alternativa que podría minimizar dichos impactos ambientales es la reducción orgánica natural, es decir el *compostaje*—el cual se define como “el proceso de mineralización y transformación de la materia orgánica por microorganismos aerobios” [3]. El composteo ha sido reconocido como un sistema de tratamiento que requiere una menor dependencia de combustibles fósiles en comparación con la incineración; además, permite reducir y controlar la emisión de gases de efecto invernadero. Bajo condiciones adecuadas, la fase termófila del proceso favorece la inactivación de microorganismos patógenos, al mismo tiempo que transforma la materia orgánica en un producto estable que puede ser utilizado como mejorador de suelos [4]. La descomposición controlada de la materia orgánica y transformación en un producto estable y seguro se posiciona como una alternativa segura y ambientalmente adecuada frente a las prácticas convencionales.

Por ende, el presente trabajo tiene como objetivo proponer una metodología técnica para la aplicación del composteo como estrategia de valorización orgánica de mascotas muertas en megaciudades. La metodología se estructuró a partir de una revisión de literatura para el composteo de animales y se validó experimentalmente en campo utilizando tejidos de corte comercial como sustitutos analógicos de evaluación cualitativa.

2. Metodología

Este estudio se desarrolló en tres etapas articuladas: primero una revisión de alcance de literatura secundaria para identificar procedimientos operativos y de bioseguridad; posteriormente el diseño de una propuesta metodológica adaptada al entorno urbano; y finalmente la validación descriptiva en campo de dicho método. El seguimiento se realizó mediante monitoreo visual periódico, considerando cambios físicos asociados al proceso de descomposición e integración del material orgánico en la pila. No se realizaron análisis fisicoquímicos, microbiológicos ni mediciones discretas sobre los restos animales, por lo que esa etapa se consideró únicamente como un seguimiento descriptivo.

Se empleó un análisis cualitativo para comparar las metodologías seleccionadas. La búsqueda de literatura se realizó a través de fuentes académicas e institucionales, como son Google Scholar y Elsevier, centrándose en los años 2006-2025, usando palabras clave relacionadas con composteo, cadáveres de animales domésticos, mortalidad animal, composta, y gestión post mortem.

Los criterios de inclusión consideraron documentos que describieran el proceso de composteo para animales de granja y/o domésticos—sustentado, regulado y validado por entidades gubernativas, universidades, u otras autoridades reconocidas. Se le dio prioridad a metodologías que incluían

información detallada respecto a la construcción de las pilas, manejo de patógenos, aireación, y monitoreo de temperaturas. Los criterios de exclusión descartaron composteos centrados exclusivamente en subproductos animales como estiércol, leche, u otros materiales residuales que no incluyeran el compostaje de cadáveres animales.

Para probar este enfoque, se seleccionó una pila en la planta de composta de la UAM (unidad Azcapotzalco), con 53 días de antigüedad, compuesta por hojarasca y residuos orgánicos predominantemente vegetales. La pila ya había alcanzado condiciones termófilas, registrando temperaturas centrales de 63.6 °C, con temperaturas de 65.3 °C y 58.3 °C en los extremos opuestos, y un volumen aproximado de 20 m³. La selección de una pila ya activa se consideró ventajosa no solo para mejorar la eficiencia de la descomposición, sino también para optimizar las condiciones de bioseguridad. Se sabe que las temperaturas elevadas asociadas al compostaje termofílico contribuyen a la inactivación de microorganismos patógenos, reduciendo así los posibles riesgos sanitarios tanto para los operadores de la pila como para el entorno circundante.

La metodología propuesta se evaluó utilizando piezas comerciales como restos animales, obtenidos mediante donación, consistentes en un pollo, vísceras bovinas, dos peces, y media cabeza y extremidades de un cerdo, como se pueden apreciar en la Figura 1. Sin embargo, en una aplicación real orientada a la gestión post mortem de mascotas, el sistema contempla el manejo de cadáveres individuales e íntegros.



Figura 1. Cadáveres o partes de los mismos introducidos a la pila de composta. Se observa el pollo (a), manos y media cabeza de cerdo (b), vísceras bovinas (corazón, pulmones, hígado) (c), dos pescados (mojarra y lenguado) (d), y patas de cerdo (b).

Los restos se incorporaron en el centro de la pila ya que las temperaturas más altas se concentran ahí, esto es clave para el proceso de descomposición y desactivación de los patógenos, como se ilustra en la Figura 2. La estructura de la pila consistía en una capa inferior de composta activa, seguida de una malla de plástico (utilizada exclusivamente para facilitar la identificación de la ubicación de los cadáveres durante el monitoreo), después 15-20 cm de una mezcla de mulch (astilla de madera), posteriormente los restos animales en cuestión, cubiertos por otra capa de 15-20 cm de mulch, una segunda capa de malla de plástico y, finalmente, una cubierta superior de material de composta activa.



Figura 2. Diagrama ilustrativo de la estructura de la pila de composta. Fuente: Gemini.

Una vez conformada la pila (y a lo largo del proceso) se añadió agua hasta alcanzar y mantener la humedad adecuada, determinada mediante la prueba del puño [5]—un método cualitativo comúnmente utilizado para estimar el contenido de humedad en sistemas de compostaje. Posteriormente, la pila se cubrió con una lona de plástico para optimizar la retención térmica, conservar la humedad, y mejorar la eficiencia general del proceso.

Bajo los criterios antes mencionados y tomando en cuenta las restricciones que marca la norma mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 [3], se realizó la Tabla 2, comparando los 8 estudios encontrados, que describen las especificaciones técnicas de un proceso de compostaje, como la construcción de la pila, el volteo, colocación de los animales, temperatura, bioseguridad, y otros parámetros relevantes para realizar el compostaje.

3. Resultados y discusión

3.1 Evaluación y observaciones del comportamiento en campo

A partir de la teoría, se planteó la hipótesis de que la eficiencia de la descomposición podría mejorarse incorporando restos animales a una pila de composta ya activa, de manera que se esperaba que la introducción de cadáveres en un ecosistema microbiano establecido acelerara la descomposición e inactivación de patógenos al exponer inmediatamente la biomasa a una comunidad microbiana activa y termófila.

Durante los volteos, cada vez que se identificaron las mallas, se realizaron análisis visuales para encontrar e identificar los restos animales. Se realizaron cinco volteos en total, en cada uno se observó una progresión en la degradación de los cadáveres, como lo indica la Tabla 1. Durante los volteos no se detectaron olores desagradables ni evidencias de condiciones anaerobias. En el primer volteo se observaron algunos remanentes de tejido blando con apariencia de haber sido sometidos a cocción térmica debido a las elevadas temperaturas alcanzadas dentro de la pila, acompañados de un ligero aroma similar al de carne cocida, el cual disminuyó progresivamente con el tiempo. Asimismo, no se identificaron lixiviados en ninguna etapa del proceso, lo que sugiere que el contenido de humedad se mantuvo dentro de rangos adecuados y que el material abultante absorbió eficazmente los líquidos liberados durante la descomposición.

Tabla 1. Frecuencia de volteo y monitoreo de parámetros.

Parámetros	Día 1	Día 7	Día 15	Día 19	Día 25	Día 28
Temperatura (centro) (°C)	61.3	68.9	61.3	61.8	64.4	54.0
Temperatura (extremo a) (°C)	Sin datos	59.8	59.2	59.3	58.1	52.6
Temperatura (extremo b) (°C)	50.1	56.9	59.5	63.9	60.6	55.1
Volumen (aproximado) (m ³)	20	17	16	Sin datos	10	4

La identificación de restos anatómicos específicos fue variable entre volteos debido a la mezcla progresiva de los materiales. En el primer volteo aún se localizaron tejidos blandos de origen bovino y porcino además de sus respectivas estructuras óseas, mientras que en los volteos posteriores predominó la presencia de huesos. No se recuperaron restos atribuibles a los peces, lo que sugiere una degradación más rápida de estos organismos. Los huesos del cerdo permanecieron identificables hasta el quinto volteo; sin embargo, mostraron una pérdida progresiva de resistencia mecánica y cambios de coloración compatibles con procesos de descalcificación. Para las etapas finales, únicamente persistían pequeños fragmentos óseos y cantidades mínimas de tejido adherido, observándose además colonización por actinomicetos en algunos huesos de pollo.



Figura 3. Restos de los animales tras estar 7 días en la pila de composta. Se observa el bofe de las vísceras cocinado (a), y lo que probablemente sea parte del hígado o corazón de la misma vaca (b).

3.2 Discusión operativa y contraste con la literatura

Con base en la literatura revisada, se identificaron los factores operativos más relevantes reportados en las metodologías de compostaje animal y se adaptaron a los objetivos de este estudio. Dado que la mayoría de las metodologías publicadas se desarrollaron en Estados Unidos para el manejo de la mortalidad animal a gran escala (ganado), los procedimientos se modificaron para adaptarlos a un contexto urbano de menor escala—misma que deberá cumplir con los requisitos de ubicación y logística que pide la NMX-AA-180-SCFI-2018 [3].

Una de las principales modificaciones introducidas en este estudio se refiere a la composición de la pila de composta. Las metodologías revisadas describen comúnmente la construcción de una nueva pila de composta cada vez que se dispone de un cadáver animal, lo cual es comprensible considerando

que muchos de estos procedimientos se diseñaron originalmente como respuestas de emergencia a brotes de enfermedades o eventos de mortalidad masiva. En dichos sistemas, el compostaje generalmente comienza con una fase mesófila (10-40°C), donde se realiza una rápida asimilación de azúcares y almidones; seguida por la fase termófila (>40°C) caracterizada por una intensa actividad microbiana aeróbica y anaeróbica, lo que genera temperaturas elevadas que promueven el rompimiento de proteínas, grasas, hemicelulosa y celulosa, es decir, se lleva a cabo la degradación de tejidos blandos y estructuras óseas—además de eliminar patógenos. A medida que la actividad microbiana disminuye gradualmente, la temperatura desciende, lo que da pie de nuevo a una fase mesófila, e indica que se deben suspender los volteos para así proceder a la etapa de maduración y enfriamiento.

La literatura sugiere la presencia predominante de agentes abultantes ya que estos son esenciales no solo para la mitigación de olores y la absorción de lixiviados [6], sino también para mantener una porosidad adecuada, y una transferencia de oxígeno suficiente dentro de la pila. Estas condiciones son necesarias para mantener la actividad microbiana aeróbica y asegurar la descomposición eficiente de la materia orgánica. Sin embargo, se debe tener en cuenta que una porosidad alta implica la pérdida de calor y humedad, así que se debe procurar un balance. Así mismo, el departamento de agricultura de Estados Unidos recomienda construir pilas de composta con una ligera pendiente del 2-4 % para facilitar la recolección de lixiviados y su recirculación al sistema cuando sea necesario [7].

Es importante destacar que los restos animales utilizados en este estudio no contenían pelo, plumas ni cantidades significativas de sangre—factores que podrían influir en la dinámica general de descomposición dentro del sistema de compostaje. No obstante, dichos elementos aún se degradarían antes que los huesos ya que después de azúcares, y grasas, las bacterias tienen una preferencia hacia dichas proteínas (como son la queratina y hemoglobina) [13]. La variación en tiempo para una degradación completa dependerá de su contenido de agua, grasas, proteínas estructurales, colágeno, queratina y material óseo mineralizado. Asimismo, factores como la densidad de los tejidos y la relación área/volumen influyen significativamente en la velocidad de descomposición. Es por ello que la literatura indica que los cadáveres más pequeños generalmente se descomponen con mayor rapidez debido a su mayor relación superficie-masa, lo que promueve una mayor interacción entre el material del cadáver y la composta [12]. De manera similar, se ha informado que el seccionamiento o la fragmentación de cadáveres grandes, acelera la descomposición al aumentar la superficie expuesta disponible para la actividad microbiana.

Tabla 2. Comparación de metodologías establecidas.

Manual / Institución	Especies	Manejo de Huesos	Manejo de Lixiviados	Construcción / Volteo	Parámetro térmico / Patógenos	Duración
Michigan State University (2013) [5]	Ganado bovino (vacas, toros)	Fragmentados; reintegrar si no degradan	Control mediante manejo de humedad	Mezcla con material abultante; voltear mínimo 2 veces	Mínimo 3 ciclos de calentamiento a $\geq 54^{\circ}\text{C}$; semanal	Blandos: 1-6 meses; Huesos: 1-2 años
Rutgers University (2015) [6]	Ganado doméstico, animales >45 kg y <45 kg	Varios ciclos; reutilizar en base	Agregar carbono extra para absorber	Hileras o cajones; no voltear hasta digestión total	$\geq 55^{\circ}\text{C}$ por 3 días consecutivos; monitoreo diario	4-6 meses
USDA Composting Tech. Committee (2017) [7]	Ovejas, cabras, cerdos, ganado, caballos	Se fragmentan; riesgo sanitario final	Absorbidos por base carbónica	Aireación pasiva; volteo ocasional (6-12 semanas)	$\geq 55^{\circ}\text{C}$ por 72 h; monitoreo diario (14 días)	N/A
Cornell Waste Mgmt. Inst. (2008) [8]	Vacas, cerdos, caballos, carnicería	Reutilizar en base de nueva pila	Reintroducir y absorber en la pila	Pila estática; evitar volteo (o "cada pocas semanas")	Control rutinario; restringe males neurológicos/ <i>ántrax</i>	2-6 meses
Minnesota Dept. of Agriculture (2006) [9]	Aves, cerdos, ovejas, cabras, vacuno	Huesos grandes quedan degradados	Limitado por material abultante	Volteo al fin del primer ciclo (carne mínima)	$54.4-65.5^{\circ}\text{C}$ por varios días/semanas	45 días (11-136 kg); 2-6 meses total
FAO (2020) [10]	Vacuno, cerdo, oveja, cabras, aves	N/A	Sitios impermeables o confinamiento	Base impermeable; volteo c/1-2 semanas (sin riesgo)	$55-65^{\circ}\text{C}$ por varios días; sensores en 3 zonas	Fase activa: 4-6 semanas + curado
USDA-NRCS Pensilvania (2006) [11]	Aves, cerdos, vacuno, ovejas, cabras	Sin riesgo; reintroducir si persiste	Colectar/tratar en almacén de estiércol	Pilas largas o cajones; no voltear hasta fin de etapa 1	$54.4-71.1^{\circ}\text{C}$ en 3-5 días; monitoreo diario focalizado	Estimado por fórmula según tamaño
Montana State University (2012) [12]	Aves, vacuno, cerdos, caballos, ovejas, zoológico	Cribado final; reincorporar en base	Fardos de heno en perímetro como filtro	Cubrir completo con >1 pie de material abultante; no alterar en 3-6 meses	$60-71^{\circ}\text{C}$ por 48-72 h; monitoreo inicial c/2-3 días	Fase activa: 6 sem; Curado: 4-8 meses (bovino: 4-12 m)

Disposición Final de Residuos

Según las metodologías revisadas, los huesos que quedan al final del ciclo primario de compostaje suelen estar descalcificados, como se puede apreciar en la Figura 4, y tener una textura gomosa, lo que permite fragmentarlos con relativa facilidad. Por esta razón, se ha sugerido que los huesos residuales se retiren de la composta terminada y se incorporen a una pila activa diferente para continuar con su descomposición y estabilización [9].



Figura 4. Descomposición de la cabeza de cerdo. La cabeza el día que se introdujo a la pila (a); la cabeza el día 7 (b); la cabeza el día 15 (c); la cabeza el día 19 (d); la cabeza el día 25 (e); la cabeza el día 28 (f).

La literatura revisada también recomienda perforar los cadáveres animales antes del compostaje, ya que los procesos de descomposición generan subproductos gaseosos que pueden acumularse en las cavidades corporales, provocando hinchazón y posibles alteraciones estructurales en la pila [8]. La creación de perforaciones permite la liberación gradual de los gases, mejorando así la estabilidad del proceso y reduciendo el riesgo de acumulación de presión localizada. Durante este estudio no se realizaron dichas perforaciones ya que los cadáveres se introdujeron en trozos.

Algunas fuentes también desaconsejan el compostaje de animales con enfermedades neurológicas, en cuarentena o cadáveres infectados con enfermedades como el ántrax (ocasionada por la bacteria *Bacillus anthracis*, altamente termorresistente cuando se encuentra en forma de spora), debido a posibles problemas de bioseguridad e incertidumbre respecto a la inactivación de patógenos en condiciones de compostaje convencionales [8]. A pesar de que las temperaturas alcanzadas cumplen con los criterios generales para la inactivación de patógenos entéricos comunes (como *Salmonella* spp. y *Escherichia coli*), el proceso presenta limitaciones críticas frente a agentes biológicos altamente resistentes. Por lo tanto, la recepción de material requiere un protocolo estricto de exclusión epidemiológica, limitando la metodología preliminar a decesos por causas no infecciosas o traumas; asimismo, se recomienda realizar más investigaciones para evaluar hasta qué punto estas condiciones pueden afectar la calidad de la composta, la seguridad microbiológica, y la viabilidad general de los sistemas de compostaje de cadáveres.

4. Conclusiones

El presente estudio constituye una validación preliminar del potencial del compostaje adaptado a entornos urbanos como alternativa viable para la gestión de cadáveres animales. Si bien las pruebas cualitativas con secciones y tejidos animales evidenciaron una degradación acelerada al integrarse a un sistema de compostaje activo, es indispensable realizar estudios adicionales que evalúen cadáveres completos de animales de compañía, incorporando un mayor número de réplicas experimentales, y que incluyan análisis microbiológicos y parasitológicos cuantitativos que certifiquen la inocuidad

microbiológica total del producto resultante antes de su disposición o uso.

A pesar de sus ventajas, el compostaje de mascotas aún carece de lineamientos técnicos específicos que garanticen su implementación segura, lo que evidencia la necesidad de desarrollar propuestas metodológicas basadas en evidencia científica.

5. Referencias

- [1] A. Granados, “Animales de compañía: estas son los riesgos de enterrar a tu mascota en un jardín – Publimetro México”. Consultado: el 17 de abril de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.publimetro.com.mx/noticias/2023/08/08/mascotas-cementerios-y-urnas-para-depositar-las-cenizas-de-tu-animal-de-compania/>
- [2] D. S. Franco *et al.*, “The environmental pollution caused by cemeteries and cremations: A review”, el 1 de noviembre de 2022, *Elsevier Ltd.* doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.136025.
- [3] Secretaría de Economía, “NMX-AA-180-SCFI-2018”, sep. 2018.
- [4] Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico, “Sistemas de tratamiento”. Consultado: el 17 de abril de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/tratamientos-biologicos-compostaje.html>
- [5] D. Rozeboom, D. Ross, y T. Guthrie, “Carcass Composting-A Guide to Mortality Management on Michigan Cattle Farms”, Michigan, jul. 2013.
- [6] M. Westendorf y Purcell Monique, “Livestock Mortality and Butcher Waste Composting: Rutgers Recommended Practices”, New Jersey, feb. 2015.
- [7] L. P. Miller *et al.*, “Composting Livestock 2017: Livestock Mortality Composting Protocol”, ago. 2017.
- [8] G. Tennant, T. Eddy, y W. Van Loo, “Natural Rendering: Composting Livestock Mortality and Butcher Waste”, 2008. [En línea]. Disponible en: www.nass.usda.gov/ny
- [9] D. E. Morse, “Composting Animal Mortalities”, Minnesota, jul. 2006. [En línea]. Disponible en: www.mda.state.mn.us
- [10] L. P. Miller, R. A. Miknis, y G. A. Flory, “Carcass management guidelines: Effective disposal of animal carcasses and contaminated materials on small to medium-sized farms”, *FAO animal production and health*, núm. 23, 2020, doi: <https://doi.org/10.4060/cb2464en>.
- [11] H. Keener, D. Elwell, y M. J. Nonnin, “Animal Mortality Composting: Design Guide PA-4”, feb. 2006.
- [12] T. Bass *et al.*, “Livestock Mortality Composting for Large and Small operations in the Semi-arid West”, 2012.
- [13] S. Sulheim y S. Mitri, “Breaking down microbial hierarchies”, el 1 de mayo de 2023, *Elsevier Ltd.* doi: 10.1016/j.tim.2023.02.014.

III.13 Cinética de microorganismos en composta y lombricomposta.

Karla Yarenni Ramos Rojas*

Arturo Torres Mendoza**

Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*

Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*

Arely Areanely Cruz Salas*

Juan Carlos Álvarez Zeferino***

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo comparar la cinética microbiana y la calidad agronómica de la composta y la lombricomposta como alternativas para la valorización de residuos orgánicos. Se realizó un estudio experimental para evaluar parámetros fisicoquímicos y microbiológicos durante los procesos de composta y lombricomposta. La pila de composta y la cama de lombrices se establecieron en un rancho bajo condiciones controladas, simulando un manejo real de residuos orgánicos. Posteriormente, las muestras obtenidas durante el proceso fueron analizadas en laboratorio. Las variables evaluadas fueron fitotoxicidad, pH, contenido de nutrientes (N, P y K) y la cinética de poblaciones microbianas, considerando bacterias mesófilas aerobias, bacterias termófilas y hongos. Los resultados evidenciaron diferencias entre ambos procesos. La lombricomposta presentó mayor estabilidad biológica, reflejada en un índice de fitotoxicidad superior al 100 %, así como mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo en comparación con la composta. En términos de pH, la lombricomposta mostró valores cercanos a la neutralidad, mientras que la composta tendió a la alcalinidad. En cuanto a la dinámica microbiana, la composta se caracterizó por cambios bruscos asociados a la fase termófila, con incrementos marcados de bacterias termófilas y disminuciones iniciales de microorganismos mesófilos y hongos. Por el contrario, la lombricomposta mantuvo una comunidad microbiana más estable, con incrementos graduales en bacterias y hongos bajo condiciones mesófilas. En conjunto, los resultados muestran que ambos procesos permiten la transformación de residuos orgánicos, aunque la lombricomposta destaca por su estabilidad, calidad nutrimental y comportamiento microbiano más equilibrado.

Palabras Clave: *Actividad microbiana, calidad agronómica, estabilización, residuos orgánicos*

* Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo #420, Col. Nueva el Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX C.P. 02128

** Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Escuela Superior de Apan, Carretera Apan-Calpulalpan, Km. 8, Col. Chimalpa Talayote, Municipio de Apan, Hidalgo, México, CP 43920.

*** Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261 Col. Lomas de San Isidro, Naucalpan de Juárez Edo. Méx. C.P. 53960. Teléfono: 53189000 Ext. 2196

E-mail: kyrr@azc.uam.mx

1. Introducción

El manejo adecuado de los residuos orgánicos representa uno de los principales desafíos ambientales actuales, especialmente en contextos urbanos y agroindustriales. En este sentido, el compostaje y el lombricompostaje se han consolidado como tecnologías biológicas sostenibles que permiten la valorización de estos residuos mediante su transformación en mejoradores de suelos estables [1]. Ambos procesos se basan en la actividad metabólica de comunidades complejas de micro y macro organismos que degradan la materia orgánica. Por lo que el estudio de la cinética de estos microorganismos resulta fundamental para comprender y optimizar dichos sistemas.

El compostaje es un proceso biológico, aeróbico y exotérmico en el cual los microorganismos descomponen y mineralizan residuos orgánicos, generando un producto final estable y rico en nutrientes que puede ser utilizado como enmienda del suelo [2]. Este proceso implica una sucesión dinámica de comunidades microbianas cuya actividad está estrechamente relacionada con factores fisicoquímicos como la temperatura, el pH, la humedad y la disponibilidad de nutrientes. Entre estos factores, la temperatura es uno de los indicadores más importantes de la actividad biológica, ya que refleja la intensidad de la degradación microbiana [3].

Durante el proceso de compostaje se distinguen varias fases bien definidas. Inicialmente, se presenta una fase mesófila en la que predominan microorganismos que degradan compuestos fácilmente asimilables como azúcares y proteínas. Posteriormente, se alcanza la fase termófila, caracterizada por temperaturas superiores a los 40 °C, crucial para la higienización del material. Finalmente, el sistema entra en una fase de enfriamiento y maduración [3].

En contraste, el lombricompostaje es un proceso biotecnológico que involucra la acción conjunta de microorganismos y lombrices de tierra, principalmente de la especie *Eisenia fetida* [4]. A diferencia del compostaje tradicional, el lombricompostaje ocurre en condiciones mesófilas, generalmente entre 15 y 30 °C. En este sistema, las lombrices fragmentan el material orgánico y aumentan su área superficial, facilitando la acción microbiana [5].

Las diferencias de temperatura entre ambos procesos influyen directamente en la composición y dinámica de las comunidades microbianas. Mientras que en el compostaje la transición térmica favorece la sucesión de grupos adaptados, en el lombricompostaje se mantiene una comunidad mesófila más estable con mayor diversidad funcional [6].

Los microorganismos son los principales agentes responsables de la degradación. Las bacterias suelen ser las primeras en colonizar el sustrato. Por otro lado, los hongos filamentosos tienen una alta capacidad para degradar compuestos complejos como lignina y celulosa. Los actinomicetos también juegan un papel crucial en la formación de humus y la degradación de polímeros complejos [7].

Cabe destacar que la actividad microbiana está influenciada por la relación carbono/nitrógeno (C/N), una relación adecuada (entre 25:1 y 35:1) de este parámetro favorece la proliferación de microorganismos y una degradación eficiente de la materia orgánica. Por el contrario, las relaciones C/N superiores a este intervalo pueden limitar la disponibilidad de nitrógeno para los microorganismos, mientras que valores inferiores pueden ralentizar el proceso de degradación que ocasiona pérdidas de nitrógeno por volatilización de amoníaco [8]. En el presente estudio se realizaron análisis microbiológicos de muestras de composta y lombricomposta provenientes de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), Escuela Superior de Apan. El objetivo es comparar ambos procesos en términos de actividad microbiana y calidad del producto obtenido, a fin de contribuir al fortalecimiento de prácticas sostenibles de valorización de residuos.

2. Metodología

El presente estudio tuvo como finalidad comparar la dinámica microbiológica y algunos parámetros de calidad agronómica entre los procesos de compostaje y lombricompostaje como alternativas de valorización de residuos orgánicos. Ambos tratamientos se desarrollaron utilizando residuos provenientes de un establo vacuno, compuestos principalmente por estiércol, orina y rastrojo predigerido, materiales ricos en materia orgánica y nutrientes que favorecen el desarrollo microbiano.

Los procesos fueron montados en un rancho del estado de Hidalgo bajo condiciones controladas. Para el tratamiento de compostaje se construyó una pila con un volumen aproximado de 1.5 m³ y forma piramidal, con el objetivo de favorecer la conservación de la temperatura y la aireación natural del sistema. Por otro lado, el lombricompostaje se estableció en un contenedor plástico con capacidad de 100 L, donde se inocularon lombrices rojas californianas (*Eisenia fetida*), especie ampliamente utilizada debido a su alta capacidad de degradación y estabilización de residuos orgánicos.

El proceso de compostaje se mantuvo bajo condiciones aerobias mediante volteo manual de la pila. Durante las primeras tres semanas, el material fue aireado tres veces por semana para favorecer la oxigenación y homogenización. Posteriormente, los volteos se realizaron una vez por semana hasta completar 90 días de proceso. En contraste, la cama de lombricomposta no fue sometida a volteo, ya que la alteración constante del sustrato puede afectar la actividad y supervivencia de las lombrices.

Con la finalidad de evaluar la evolución microbiológica y fisicoquímica de ambos sistemas, se realizaron muestreos en los días 0, 5, 30, 45, 60 y 90 del proceso. Las muestras fueron obtenidas mediante un muestreo compuesto, recolectando submuestras de diferentes puntos y profundidades tanto de la pila de composta como de la cama de lombricomposta, buscando disminuir la variabilidad asociada a la heterogeneidad del material. Posteriormente, las muestras fueron trasladadas al laboratorio en condiciones de refrigeración para su análisis.

Para el seguimiento microbiológico se cuantificaron bacterias mesófilas aerobias, bacterias termófilas y hongos en cada uno de los tiempos de muestreo. Adicionalmente, al finalizar el proceso se determinaron parámetros fisicoquímicos como pH [9], fitotoxicidad [10] y contenido de macronutrientes nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), el cual fue determinado con el kit Hanna HI-3896 [11], con el propósito de evaluar las características finales de la composta y la lombricomposta.

Para el análisis microbiológico se pesaron 10 g de muestra húmeda y se colocaron en 90 mL de agua peptonada estéril al 0.1 %, obteniendo una dilución inicial 10⁻¹. A partir de esta suspensión se realizaron diluciones seriadas decimales para cada grupo microbiano analizado. El recuento de bacterias mesófilas aerobias se realizó mediante la técnica de vaciado en placa (pour plate) utilizando Agar Cuenta Estándar (Plate Count Agar, PCA). Las placas fueron incubadas a 35 ± 2 °C durante 48 horas. Para la cuantificación de hongos se utilizó Agar Dextrosa Sabouraud (SDA), empleando la técnica de extensión en superficie. Las cajas fueron incubadas a 28 ± 2 °C durante un periodo de 5 a 7 días para favorecer el crecimiento de hongos filamentosos y levaduras [12].

En el caso de las bacterias termófilas, el recuento se realizó utilizando Agar Triptona Soya (Tryptic Soy Agar, TSA) mediante la técnica de vaciado en placa. Las muestras fueron incubadas a 55 ± 2 °C durante 48 horas, condiciones adecuadas para el crecimiento de bacterias termotolerantes asociadas a la fase termófila del compostaje [12].

Posteriormente, las colonias desarrolladas fueron contabilizadas y los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonias por gramo de muestra (UFC/g). Debido a las elevadas concentraciones microbianas registradas durante ambos procesos biológicos, los resultados fueron transformados y expresados como Log₁₀ UFC/g para facilitar su interpretación y comparación.

Finalmente, la información obtenida permitió comparar el comportamiento microbiológico y la estabilidad de ambos procesos, así como relacionar la actividad microbiana con la calidad agronómica de la composta y la lombricomposta obtenidas.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos muestran diferencias entre la composta y la lombricomposta en términos de estabilidad, disponibilidad de nutrientes y grado de madurez del material orgánico. Asimismo, se identificaron variaciones en el crecimiento de bacterias termófilas, mesófilas y hongos, lo que permite caracterizar la cinética microbiológica asociada a cada proceso.

3.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos evaluados en composta y lombricomposta

La fitotoxicidad presentó valores de 98.6 % para la composta y 115.6 % para la lombricomposta. Valores cercanos o superiores al 100 % indican ausencia de compuestos tóxicos y una adecuada madurez del material, además de un posible efecto estimulante sobre la germinación y crecimiento vegetal. El valor superior observado en la lombricomposta sugiere una mayor estabilidad biológica y una mejor calidad del producto final, en concordancia con lo reportado por Domínguez et al. [4], quienes atribuyen este comportamiento a la acción conjunta de las lombrices y los microorganismos durante la estabilización de la materia orgánica.

Además, diversos estudios han señalado que la lombricomposta contiene fitoestimuladores en forma de enzimas hidrolíticas y metabolitos microbianos, los cuales favorecen la germinación y el desarrollo vegetal. Estas enzimas (como celulasas, proteasas y fosfatasas) participan en la descomposición de la materia orgánica, liberando nutrientes disponibles para las plantas y generando compuestos bioactivos que estimulan la actividad fisiológica de las semillas. De esta manera, la lombricomposta no solo asegura la ausencia de fitotoxicidad, sino que también actúa como un bioestimulante natural, mejorando la calidad del sustrato y potenciando el crecimiento inicial de las plántulas [13].

Respecto al contenido nutrimental, la lombricomposta presentó una clasificación cualitativa superior para nitrógeno y fósforo en comparación con la composta, de acuerdo con la escala de interpretación del kit utilizado. Este comportamiento coincide con Gómez-Brandón et al. [6], quienes reportaron una mayor disponibilidad de nutrientes en la lombricomposta como resultado de la actividad biológica durante el proceso. En el caso del potasio, ambos tratamientos presentaron niveles medios, lo que indica que este nutriente se mantuvo relativamente estable durante ambos procesos.

En cuanto al pH, la composta presentó un valor alcalino de 8.1, mientras que la lombricomposta registró un pH más cercano a la neutralidad, ya que fue de 7.4 (ver Tabla 1). Este comportamiento coincide con lo reportado por Wilson-García et al. [13], quienes obtuvieron valores de pH de 7.98 para la composta y 7.23 para la lombricomposta, confirmando la tendencia de este último a presentar condiciones más cercanas a la neutralidad. Durante el compostaje convencional es común que el pH aumente debido a la degradación de proteínas y liberación de amonio. Por otro lado, el pH más neutro de la lombricomposta sugiere un material más estabilizado y potencialmente más favorable para la disponibilidad de nutrientes y el crecimiento vegetal [2].

Tabla 1. *Parámetros evaluados en composta y lombricomposta*

Parámetro	Composta	Lombricomposta
Fitotoxicidad	98.6 %	115.6 %
Nitrógeno	Medio	Alto
Fósforo	Medio	Alto
Potasio	Medio	Medio
pH	8.1	7.4

En general, los resultados indican que la lombricomposta presentó características asociadas a una mayor madurez respecto a la composta, destacando por su mayor índice de germinación, mayor disponibilidad cualitativa de nitrógeno y fósforo, así como un pH cercano a la neutralidad. Sin embargo, debido a que no se realizó una evaluación integral conforme a los criterios establecidos en la NMX-AA-180-SCFI-2018 [10], no es posible afirmar de manera concluyente una calidad superior del producto final ya que las diferencias observadas fueron analizadas de forma descriptiva. No obstante, los parámetros evaluados sugieren que la lombricomposta podría ofrecer condiciones más favorables para su uso como enmienda orgánica.

3.2 Cinética microbiológica en composta y lombricomposta

La cinética microbiológica de ambos procesos permite evaluar la evolución de las poblaciones de microorganismos a lo largo del proceso de degradación de la materia orgánica. En esta sección se analizan los cambios en bacterias mesófilas, termófilas y hongos, con el fin de comparar el comportamiento microbiano en ambos sistemas y su relación con las condiciones ambientales y las etapas de estabilización. En la Tabla 2 se presentan los resultados de esta comparación cinética, los cuales se expresan en Log_{10} UFC/g_{ms} debido a que los valores absolutos son considerablemente elevados.

Tabla 2. *Población microbiana durante el proceso de compostaje y de lombricompostaje*

Día	Bacterias mesófilas aerobias		Hongos		Bacterias termófilas	
	Compostaje (Log_{10} UFC/g)	Lombricompostaje (Log_{10} UFC/g)	Compostaje (Log_{10} UFC/g)	Lombricompostaje (Log_{10} UFC/g)	Compostaje (Log_{10} UFC/g)	Lombricompostaje (Log_{10} UFC/g)
0	6.2	6.1	5.4	5.3	3.8	2.1
5	3.4	6.5	2.8	5.5	7.3	2.4
30	7.1	7.4	5.2	6.1	5.6	2.5
45	7.4	7.7	6	6.4	4.8	2.4
60	7.2	7.9	6.4	6.6	4.2	2.3
90	6.8	7.6	6.7	6.8	3.6	2.1

Como se observa, las bacterias mesófilas aerobias mostraron comportamientos diferentes entre el compostaje y el lombricompostaje. En el compostaje, la población disminuyó de 6.2 a 3.4 Log_{10} UFC/g durante los primeros 5 días, probablemente debido al aumento de temperatura característico de la fase inicial del compostaje, la cual favorece el desarrollo de microorganismos termófilos [8].

Disposición Final de Residuos

Posteriormente, la población se recuperó y alcanzó su máximo valor en el día 45 con 7.4 Log₁₀ UFC/g, para después disminuir ligeramente hasta el día 90.

En el lombricompostaje se observó un incremento gradual, de 6.1 a 7.9 Log₁₀ UFC/g en el día 60. Este comportamiento coincide con lo descrito por Domínguez et al. [4], quienes señalan que las condiciones mesófilas favorecen una comunidad microbiana más estable durante el lombricompostaje. El lombricompostaje presentó mayores poblaciones de bacterias mesófilas y una dinámica más estable durante todo el proceso, mientras que en el compostaje se observaron cambios bruscos asociados a las variaciones de temperatura propias del compostaje tradicional. Lo anterior se observa en la Figura 1.

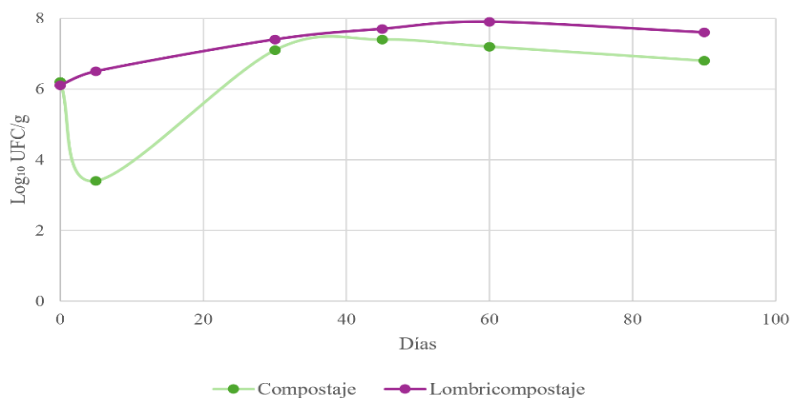


Figura 1. Cinética de bacterias mesófilas aerobias durante los procesos de compostaje y lombricompostaje

En cuanto a la población de hongos, en el compostaje disminuyó de 5.4 a 2.8 Log₁₀ UFC/g en los primeros 5 días, posiblemente debido al incremento de temperatura y a la intensa actividad bacteriana inicial. Sin embargo, conforme avanzó el proceso, los hongos aumentaron gradualmente hasta alcanzar 6.7 Log₁₀ UFC/g en el día 90, lo que indica su participación en la degradación de compuestos orgánicos más complejos (lignina y hemicelulosa) durante la etapa de maduración [3].

En el lombricompostaje, los hongos presentaron un crecimiento progresivo y estable durante todo el proceso, pasando de 5.3 a 6.8 Log₁₀ UFC/g. Este comportamiento concuerda con Bernal et al. [3], quienes señalan que las condiciones mesófilas favorecen la actividad continua de los hongos durante la estabilización del material orgánico.

En comparación, el lombricompostaje mantuvo poblaciones fúngicas más constantes, mientras que en el compostaje los hongos fueron afectados inicialmente por la fase termófila antes de recuperarse en la etapa de maduración. Lo anterior se muestra en la Figura 2

Las bacterias termófilas presentaron el cambio más marcado en el compostaje, aumentando de 3.8 a 7.3 Log₁₀ UFC/g en los primeros 5 días. Este incremento coincide con lo reportado por Jurado et al. [7], quienes describen un aumento de bacterias termófilas durante la fase de mayor actividad degradativa del compostaje. Posteriormente, la población disminuyó gradualmente hasta 3.6 Log₁₀ UFC/g al día 90, indicando la estabilización del proceso.

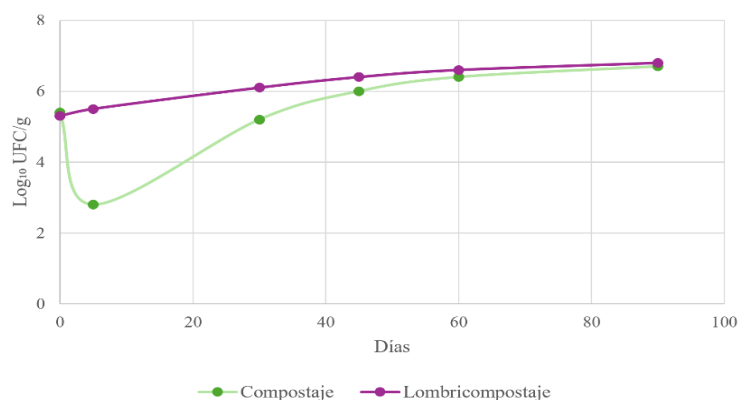


Figura 2. Cinética de hongos durante los procesos de compostaje y lombricompostaje

En contraste, el lombricompostaje mantuvo poblaciones termófilas bajas y estables, entre 2.1 y 2.5 Log₁₀ UFC/g, lo que confirma que este proceso ocurre bajo condiciones de temperatura moderada adecuadas para la actividad de las lombrices [1].

Comparativamente, el compostaje presentó una fase termófila claramente definida y con alta actividad microbiana, mientras que en el lombricompostaje predominó un ambiente más estable, sin incrementos importantes de microorganismos termófilos. Ver Figura 3.

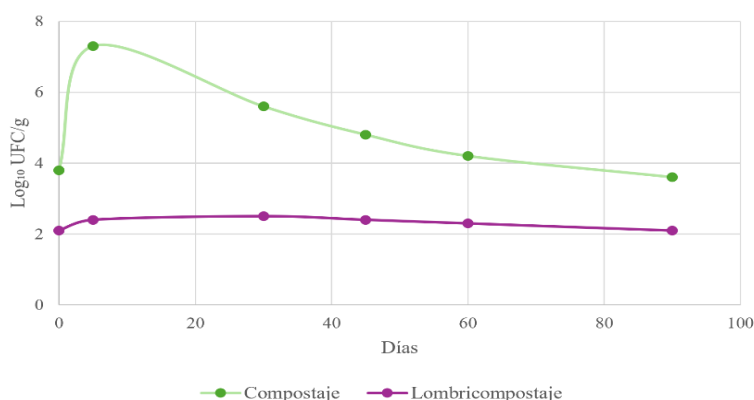


Figura 3. Cinética de bacterias termófilas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten concluir que tanto el compostaje como el lombricompostaje son alternativas viables para el tratamiento y valorización de residuos orgánicos; sin embargo, presentan diferencias importantes en su dinámica microbiana y en la calidad del producto final.

El compostaje se caracterizó por un proceso más dinámico, con una fase termófila bien definida que provocó cambios significativos en las poblaciones microbianas. En contraste, el lombricompostaje mostró un comportamiento más estable debido a las condiciones mesófilas y a la acción de las lombrices, lo que favoreció el desarrollo continuo de bacterias y hongos.

Desde el punto de vista de calidad, la lombricomposta mostró una tendencia hacia mejores características, incluyendo mayor disponibilidad de nutrientes, un pH más cercano a la neutralidad y un mayor índice de fitotoxicidad, lo que sugiere un material más estable para su aplicación en suelos.

En conclusión, aunque ambos procesos son efectivos, los resultados obtenidos sugieren que el lombricompostaje puede representar una alternativa con mayor estabilidad biológica y mejores características agronómicas para el aprovechamiento de residuos orgánicos.

5. Referencias

- [1] Vargas-Pineda, O. I., Trujillo-González, J. M., & Torres-Mora, M. A. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia*, 23(2). <https://doi.org/10.22579/20112629.575>
- [2] Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., & Périsol, C. (2020, June). *Composting parameters and compost quality: a literature review*. https://www.researchgate.net/publication/342334387_Composting_parameters_and_compost_quality_a_literature_review
- [3] Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. (2017). Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. *Advances in Agronomy*, 144, 143–233. <https://doi.org/10.1016/BS.AGRON.2017.03.002>
- [4] Domínguez, J., Aira, M., & Gómez-Brandon, M. (2009). *El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes*. 20–31. <https://rua.ua.es/server/api/core/bitstreams/61af2ee2-73e4-4350-9ad1-e85bdb3afeaf/content>
- [5] Durán, L., & Henríquez, C. (n.d.). Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos | *Agronomía Costarricense*. *Agronomía Costarricense*. Retrieved May 20, 2026, from <https://archivo.revistas.ucr.ac.cr/index.php/agrocost/article/view/6818/6505>
- [6] Gómez-Brandón, M., Lores, M., Martínez-Cordeiro, H., & Domínguez, J. (2019). Effectiveness of vermicomposting for bioconversion of grape marc derived from red winemaking into a value-added product. *Environmental Science and Pollution Research* 2019 27:27, 27(27), 33438–33445. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-04820-Z>
- [7] Jurado, M., López, M. J., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López-González, J. A., & Moreno, J. (2014). Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. *Bioresource Technology*, 162, 283–293. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.03.145>
- [8] Klopp, H. (n.d.). *Carbon to Nitrogen Ratio of Healthy Soils*. Retrieved May 20, 2026, from <https://extension.sdstate.edu/carbon-nitrogen-ratio-healthy-soils>
- [9] Secretaría de Economía. (2018). *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*. Dirección General de Normas. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/NMX-AA-180-SCFI-2018.pdf>
- [10] Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. (2012). *Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o*

distribuida en el Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal.
https://data.sedema.cdmx.gob.mx/padla/images/stories/normatividaddf/nadf_020_ambt_2011.pdf

[11] Hanna Instruments México. (s. f.). *Test kit de agricultura (25 pruebas de cada parámetro) HI3896*. Recuperado el 10 de junio de 2026, de <https://hannainst.com.mx/test-kit-de-agricultura-25-pruebas-de-cada-par%C3%A1met-hi3896>

[12] Castañeda Briones, M. T. (2004). *Microbiología aplicada: Manual de laboratorio*. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Departamento de Ciencias Básicas. <https://hdl.handle.net/11191/1746>

[13] Wilson-García, C. Y., et. Al. (2021). Rendimiento del pasto Cayman (*Urochloa*) con fertilización química y orgánica. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 44(4A), 737-744. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.4-A.737>

III.14 Evaluación metodológica de la extracción de microplásticos en lixiviados procedentes de rellenos sanitarios.

Mar Alejandra Romero Saavedra*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Arely Areanely Cruz Salas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**

Resumen

Los microplásticos son contaminantes emergentes cuya presencia en lixiviados de rellenos sanitarios representa un riesgo potencial debido a su capacidad de dispersión y transporte de otros contaminantes. Sin embargo, la identificación de estas partículas en lixiviados constituye un desafío analítico por la elevada concentración de materia orgánica y sólidos suspendidos presentes en esta matriz. El objetivo de este trabajo fue evaluar metodológicamente la extracción de MP en lixiviados mediante la comparación de distintos agentes oxidantes y tiempos de digestión química.

El lixiviado fue recuperado del relleno sanitario de Panotla, Tlaxcala, obteniéndose dos muestras representativas de 500 ml cada una, las cuales se utilizaron para comparar la oxidación con hidróxido de potasio, peróxido de hidrógeno y ácido nítrico considerando la facilidad de visualización y el conteo de microplásticos en microscopio.

Los resultados mostraron que el peróxido de hidrógeno presentó el mejor desempeño en la reducción de materia orgánica y en la calidad de visualización de los microplásticos, permitiendo una identificación más clara de las partículas en comparación con los demás oxidantes evaluados tras 24 horas de digestión. Asimismo, al evaluar tiempos de digestión menores (3, 6 y 12 horas), se observó una menor recuperación de microplásticos, lo que sugiere que el incremento en el tiempo de contacto favorece la degradación de la materia orgánica y la liberación de partículas previamente retenidas en el lixiviado, facilitando su detección. Estos resultados demuestran que la digestión con peróxido de hidrógeno constituye una alternativa viable para la detección de microplásticos en lixiviados de rellenos sanitarios.

Palabras Clave: *Contaminantes emergentes, lixiviados, oxidantes, plásticos.*

* Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

** Escuela Militar de Ingenieros, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX Teléfono 53189000 ext. 2196

E-mail al2203030659@azc.uam.mx

1. Introducción

Actualmente, la alta demanda de plásticos que forman parte de las actividades cotidianas de los seres humanos influye en la dinámica de producción, compra y desecho de los mismos. La inadecuada gestión de los residuos plásticos ha favorecido su acumulación en distintos ambientes, donde, a su vez se cuenta con una generación de microplásticos (MP), partículas menores a 5 mm consideradas contaminantes emergentes por su persistencia y capacidad de dispersión.

Los MP se pueden obtener de dos formas: *primarios*, los cuales son producidos industrialmente con un fin en específico, por otro lado, los *secundarios* son generados a partir de plásticos de mayor tamaño que han sufrido alguna fragmentación debido a la degradación física o química de plásticos o fibras [1].

Por otro lado, los rellenos sanitarios son obras de infraestructura destinadas a la disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, que incorporan métodos y obras de ingeniería para controlar los impactos ambientales asociados a su manejo [2]. Estos sistemas operan mediante la compactación y cobertura periódica de los residuos, favoreciendo su confinamiento controlado y reduciendo riesgos para la salud humana y el ambiente. Un subproducto de los rellenos sanitarios es la concentración de líquidos propios de los residuos, llamados lixiviados.

Los lixiviados son procedentes del arrastre de residuos, los cuales se convierten en un transporte de materia disuelta y metales pesados. Su generación puede variar según el tipo de desecho, el clima, el sitio y las condiciones de la superficie. Estos pueden tener un movimiento tanto horizontal como vertical por advección, dispersión y dilución, los cuales muestran efectos nocivos para el ambiente al infiltrarse en el suelo o cuerpos de agua, por lo que su control y monitoreo forman parte crucial de los programas de seguimiento de los rellenos sanitarios [3].

En México, la norma que se encarga del manejo, y control de los rellenos sanitarios es la NOM-083-SEMARNAT-2003. Dentro de los parámetros que se suelen monitorear en lixiviados se encuentran el potencial de hidrógeno (pH), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda química de oxígeno (DQO) y los metales pesados[2], sin embargo, los MP no son tomados en cuenta.

La problemática de la generación y existencia de MP en lixiviados se centra en las deficiencias de los rellenos sanitarios respecto a la mala disposición y falta de tratamiento de estos. lo que constituye en una vía potencial de arrastre desde cuerpos receptores, favoreciendo su dispersión [4]

El impacto de los MP se ha convertido en una preocupación debido a su distribución y persistencia en diversos ecosistemas [5]. Además, estas partículas actúan como vectores de contaminantes al adsorber sustancias químicas presentes en el medio, incluidos metales pesados y compuestos orgánicos persistentes, lo que favorece su transporte y su potencial de biodisponibilidad para los organismos [6], resultando relevante su análisis.

Con base en estudios previos enfocados a la extracción y cuantificación de MP en matrices ambientales, la identificación de MP en lixiviados representa un desafío analítico debido a la complejidad de esta matriz, caracterizada por elevadas concentraciones de materia orgánica, sólidos suspendidos y diversos compuestos inorgánicos que pueden interferir con los procesos de separación e identificación de partículas plásticas [4], [7].

Distintas metodologías emplean procesos de digestión química para reducir dichas interferencias; sin embargo, la eficiencia de los oxidantes utilizados puede variar dependiendo de la composición de la muestra y de las condiciones de digestión utilizadas (tiempo, concentración y cantidad).

Entre los reactivos más utilizados destacan el peróxido de hidrógeno (H₂O₂), el hidróxido de potasio (KOH) y el ácido nítrico (HNO₃), debido a su capacidad para degradar compuestos orgánicos de

distinta naturaleza. Sin embargo, la selección del reactivo representa un desafío metodológico, ya que además de remover materia orgánica, algunos pueden modificar las propiedades físicas y químicas de los microplásticos, alterando su tamaño, color, morfología o estructura molecular [8].

No existe metodología estandarizada para la separación, digestión e identificación, lo que dificulta la comparación entre estudios y la obtención de resultados reproducibles, ya que su compleja composición dificulta la detección e identificación [4]

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue desarrollar una metodología para la extracción, cuantificación y visualización de MP presentes en lixiviados de rellenos sanitarios, mediante la evaluación de tres diferentes reactivos para la digestión química, con la finalidad de obtener un procedimiento que favorezca la recuperación e identificación de MP y contribuir al fortalecimiento de las estrategias de monitoreo ambiental así como al desarrollo de herramientas técnicas para su futura regulación.

2. Metodología

Esta investigación se desarrolló bajo un enfoque experimental y comparativo, orientado a evaluar distintos agentes oxidantes para la digestión de lixiviados e identificación de MP por tinción fluorescente y análisis microscópico.

2.1 Toma de muestra

La toma de muestras de lixiviados se realizó el 14 de agosto de 2025 en el relleno sanitario “Tonsil”, ubicado en Panotla, Tlaxcala, donde se recolectaron dos muestras representativas de 500 ml cada una.

La primera corresponde a un concentrado con mayor cercanía y contacto directo con los residuos depositados, denominado zona alta (ZA), por el contrario, la segunda consistió en un cuerpo de escorrentía pluvial y de lixiviado, designado zona baja (ZB).

2.2 Caracterización fisicoquímica

Para determinar su estado y composición, se analizaron parámetros fisicoquímicos, incluyendo pH, conductividad eléctrica, sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), y sólidos sedimentables (SS), siguiendo la metodología establecida en las Normas Mexicanas NMX-AA-034-SCFI-2015 y NMX-AA-004-SCFI-2013.

2.3 Extracción de MPs

Para evaluar la eficiencia de distintos agentes oxidantes en la degradación de materia orgánica, se seleccionaron tres reactivos: el H_2O_2 al 50 % debido a su capacidad oxidativa y menor afectación sobre algunos polímeros, mientras que el KOH al 10 % se emplea para la digestión de matrices biológicas por su capacidad de degradar materia orgánica sin afectar significativamente algunos MP. Por otro lado, el HNO_3 es un oxidante más agresivo, capaz de solubilizar compuestos orgánicos e inorgánicos con mayor eficiencia [8].

Para comparar el efecto de la concentración de los oxidantes, se emplearon dos volúmenes distintos (1 mL y 5 mL) sin variar la cantidad de muestra (5 mL). Este procedimiento se aplicó a los tres oxidantes, con un tiempo de digestión de 24 horas a temperatura ambiente. Lo que dio lugar a 12 muestras (seis para cada zona).

Asimismo, a cada muestra digerida se añadió una gota de solución madre-colorante Rojo Nilo (500 µg/mL) que presenta afinidad a los polímeros y facilita la detección de MP mediante microscopía

Disposición Final de Residuos

fluorescente [9], y 5 mL de agua desionizada para diluir el oxidante y evitar daños a la membrana durante la filtración. Las muestras permanecieron en reposo durante 5 min.

Continuando con el proceso de filtración al vacío, que se llevó a cabo mediante membranas de celulosa con un poro de 0.45 μm , las cuales se dejaron secar para su observación al microscopio.

Con base en la degradación observada de la materia orgánica y la facilidad para la visualización de los MP, se seleccionó el tratamiento con mejor desempeño, el cual fue evaluado considerando la variación en tiempo de digestión, considerando 3, 6 y 12 horas para cada zona. Dando un total de 6 muestras.

2.4 Control de contaminación y blancos

Con el fin de controlar posibles fuentes de contaminación durante el procesamiento de las muestras, se emplearon blancos ambientales y blancos de reactivos, lo que permitió evaluar las posibles fuentes de contaminación durante el procesamiento de las muestras [4].

Para los blancos ambientales se preparó una membrana para cada zona, expuesta al mismo tiempo y condiciones ambientales que las demás membranas del análisis de lixiviados, con el objetivo de captar posibles MP presentes en el aire.

Adicionalmente, se preparó un blanco para los reactivos, con el fin de evitar la contabilización de MP que correspondían al agua desionizada, al oxidante y al colorante. Para ello se siguió el procedimiento empleado en las muestras de lixiviados.

Finalmente, el número de MP contabilizados se restó del conteo de las muestras, con el fin de corregir posibles sobreestimaciones [10].

2.5 Visualización

Las membranas fueron observadas con un microscopio ZEISS con el software ZEN 3.12 en el objetivo 10x. Además, se utilizó luz UV, lo que permitió la identificación de los MPs los cuales fueron teñidos cambiando su tonalidad original a fluorescente, lo que facilitó su visualización.

3. Resultados y discusión

En la presente sección se reportan los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica, la evaluación de agentes oxidantes en la digestión y la comparación según el tiempo de digestión.

3.1 Caracterización fisicoquímica

En la Tabla 1 se evidencia que los valores de pH no mostraron una diferencia significativa entre ambas zonas, manteniendo un rango cercano a la neutralidad. En contraste, la conductividad eléctrica fue mayor en la ZA, con un promedio de 8.32 ± 0.10 mS/cm, mientras que la ZB presentó un promedio de 3.95 ± 0.04 mS/cm. Dicha diferencia sugiere una mayor concentración de sales disueltas y compuestos iónicos en la ZA, resultado de la descomposición de la materia orgánica. Además, el escurrimiento de la ZA a la ZB puede disminuir la concentración de los compuestos.

Respecto a los sólidos, la concentración de SST fue ligeramente mayor en la ZB, con un promedio de 19.76 ± 5.92 g/L, frente a los 19.05 ± 2.00 g/L analizados en la ZA. Por otro lado, los SS presentaron un valor mayor en ZA (7 mL/L) que en la ZB (3 mL/L) lo cual coincide con la mayor zona de contacto con los residuos.

Disposición Final de Residuos

Aunque los ST y SST no mostraron diferencias marcadas, su elevada concentración evidencia la complejidad de la matriz del lixiviado. La presencia de sólidos y materia orgánica puede interferir en la observación microscópica y dificultar la identificación de MP, por lo que fue necesario evaluar tratamientos de digestión que permitieran reducir dichas interferencias [4].

Tabla 1. *Parámetros fisicoquímicos y concentración de sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos sedimentables (SS) en lixiviados provenientes de la zona alta y zona baja*

Parámetro	ZA	ZB
pH	7.50 ± 0.01	7.26 ± 0.00
Conductividad eléctrica	8.32 ± 0.10	3.95 ± 0.04
ST (g/L)	27.05 ± 0.28	24.12 ± 2.82
SST (g/L)	19.05 ± 2.00	19.76 ± 5.92
SS (mL/L)	7	3

3.2 Evaluación de agentes oxidantes para la digestión

Dentro de los criterios evaluados se tomó en cuenta la cantidad de MP cuantificadas por tipo y concentración de oxidante, como se muestra en la Tabla 2.

Los diferentes agentes oxidantes empleados mostraron variaciones en la cantidad y tipo de MP observados posterior al proceso de digestión. En la ZA, el H₂O₂ presentó los mayores conteos, alcanzando 57 y 59 MP/mL para 1 y 5 mL de oxidante, respectivamente. En contraste, el KOH registró valores de 53 y 23 MP/mL, mientras que el HNO₃ presentó los valores más bajos, con 13 y 17 MP/mL para 1 y 5 mL. Estos resultados sugieren que el H₂O₂ favoreció una mejor eliminación de la materia orgánica sin comprometer la observación de partículas fluorescentes.

En la ZB, el comportamiento fue diferente. El HNO₃ presentó los mayores conteos de MP, alcanzando 37 MP/mL con 5 mL de oxidante, seguido por el H₂O₂ con 35 MP/mL utilizando 1 mL. Sin embargo, una mayor cantidad de partículas observadas no necesariamente indica una mayor eficiencia del tratamiento, ya que la capacidad de digestión también debe evaluarse considerando la reducción de interferencias visuales y la conservación de las partículas durante el procesamiento.

La comparación entre oxidantes muestra que el H₂O₂ mantuvo valores relativamente altos en ambas zonas, mientras que el HNO₃ presentó un comportamiento más variable. Esta diferencia puede estar asociada a la naturaleza más agresiva del ácido nítrico, que puede favorecer la degradación de algunos polímeros o incrementar la pérdida de partículas durante las etapas de digestión.

Además de la cantidad de MP cuantificados, la calidad visual de las membranas fue un criterio fundamental para la selección del oxidante. Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos respecto a la degradación de la materia orgánica y la facilidad para identificar los MP.

Tabla 2. Cuantificación y clasificación de MP obtenidos posterior a la digestión química utilizando distintos oxidantes en lixiviados

Oxidante	mL de oxidante	ZA (MP/mL)	ZB (MP/mL)
KOH	1	53	15
	5	23	22
H ₂ O ₂	1	57	35
	5	59	25
HNO ₃	1	13	29
	5	17	37

En la Figura 1 se muestra que el H₂O₂ permitió una mejor visualización de los MP en ambas zonas de muestreo. La digestión con este oxidante redujo considerablemente la presencia de materia orgánica, disminuyendo las interferencias generadas por SS y favoreciendo la observación.

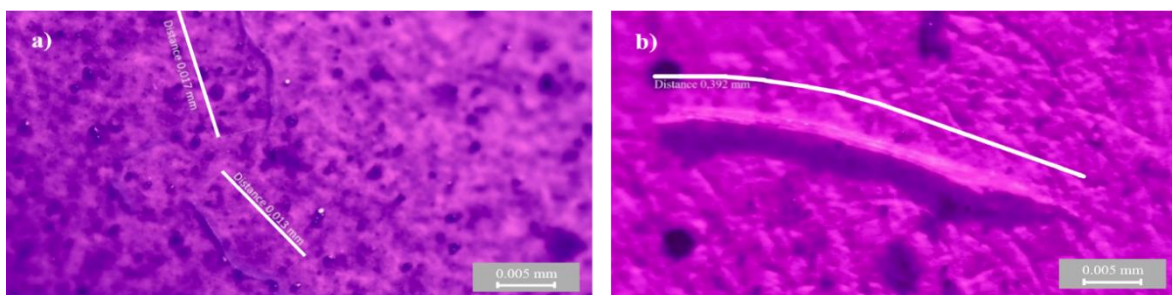


Figura. 1. Fibras de MP bajo microscopía fluorescente posterior a la digestión con H₂O₂ (5 ml), a) ZA y b) ZB

Por el contrario, las membranas tratadas con KOH presentaron una cantidad considerable de materia orgánica (Figura 2), lo que dificultó la identificación de los MP. Además, se observó una apariencia irregular y quebradiza de las membranas, posiblemente asociada a la interacción entre el tratamiento, los residuos presentes en la muestra y la propia membrana de filtración. Como resultado, se generó un fondo heterogéneo que limitó la observación y aumentó las interferencias visuales durante el análisis al microscopio.

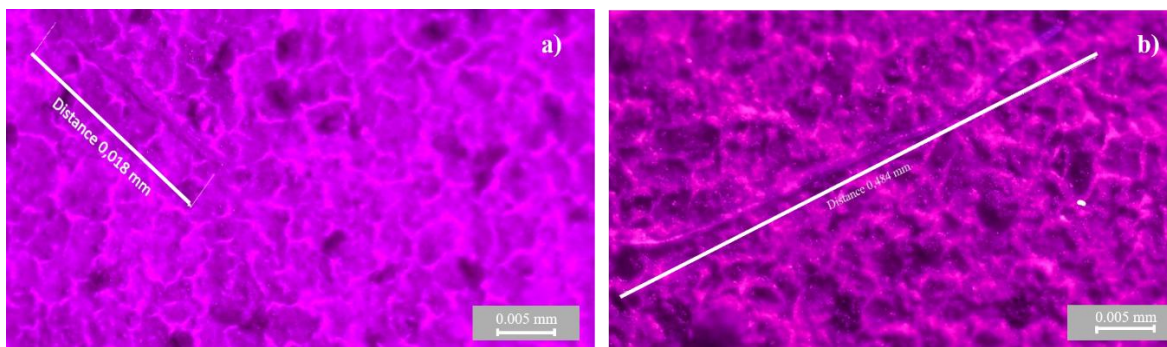


Figura. 2. Fibras de MPs bajo microscopía fluorescente posterior a la digestión con KOH (1 ml), a) ZA y b) ZB

En conjunto, los resultados indican que el H_2O_2 presentó el mejor desempeño en términos de digestión de materia orgánica y calidad de visualización, permitiendo una identificación más clara de los MPs respecto a los demás oxidantes evaluados, por lo que fue seleccionado para la evaluación posterior de los tiempos de digestión. Asimismo, los resultados indican que la selección del oxidante no debe basarse únicamente en el número de MP cuantificados, sino también en la calidad de la digestión obtenida.

Lo cual coincide con lo reportado por Kabir et al. (2023), quienes señalan que este oxidante presenta una elevada capacidad para remover materia orgánica, preservando en gran medida la integridad de los microplásticos, a diferencia de otros tratamientos químicos que pueden modificar determinados polímeros [7].

3.3 Evaluación del tiempo de digestión de H_2O_2

Al modificar el tiempo de digestión y posterior análisis y resta de blancos se obtuvo los datos presentados en la Tabla 3.

No se detectaron MP en las muestras de 3 h; a las 6 h se registró 1 MP/mL para ZA y, a las 12 h, la concentración aumentó a 34 MP/mL y 10 MP/mL para ZA y ZB respectivamente.

Tabla 3. Cuantificación de MP variando de tiempo de digestión

3 hrs		6 hrs		12 hrs	
ZA (MP/mL)	ZB (MP/mL)	ZA (MP/mL)	ZB (MP/mL)	ZA (MP/mL)	ZB (MP/mL)
0	0	1	0	34	10

Este comportamiento sugiere que parte de MP permanecían adheridas o encapsuladas por la materia orgánica durante los tiempos más cortos, dificultando su identificación microscópica [4], pues la digestión por H_2O_2 presenta velocidades de reacción lentas y puede requerir tiempos prolongados para matrices con alto contenido orgánico como los lixiviados [7].

En términos de visualización, las membranas correspondientes a 12 horas presentaron una menor cantidad de materia orgánica y una mejor definición de los MP respecto las 3 y 6 horas. Esto permitió una identificación más clara durante el análisis microscópico. No obstante, al comparar estos resultados con los obtenidos a 24 horas de digestión (Tabla 2), se observa una recuperación aún mayor de MP, lo que sugiere que la degradación progresiva de la materia orgánica favorece la liberación e

identificación de partículas plásticas conforme aumenta el tiempo de contacto con el oxidante. Este comportamiento coincide con lo reportado en Prata et al. (2019), donde se señala una remoción insuficiente de materia orgánica puede dificultar la recuperación y observación de MP durante el análisis [12].

Los resultados sugieren que metodologías con tiempos de digestión insuficientes o con baja capacidad de remoción de materia orgánica podrían subestimar la presencia real de microplásticos en lixiviados, debido a que parte de las partículas permanecerían encapsuladas o enmascaradas dentro de la matriz orgánica. Esto resalta la importancia de optimizar las etapas de digestión química para mejorar la confiabilidad de los análisis y la comparabilidad entre estudios.

4. Conclusiones

Se desarrolló y evaluó una metodología preliminar para la extracción, identificación y cuantificación de MP en lixiviados de rellenos sanitarios mediante digestión química, tinción con Rojo Nilo y observación microscópica fluorescente. Los resultados obtenidos demuestran la viabilidad de esta metodología para la detección de MP en una matriz compleja con alto contenido de materia orgánica y sólidos suspendidos.

Entre los agentes oxidantes evaluados, el H_2O_2 presentó el mejor desempeño en términos de degradación de materia orgánica y calidad de visualización de las partículas, permitiendo una identificación más clara de los MP en comparación con el KOH y el HNO_3 . La selección del oxidante se fundamentó no solo en la cantidad de partículas observadas, sino también en la reducción de interferencias visuales y la preservación de las características de los microplásticos.

La evaluación del tiempo de digestión mostró que el incremento en el tiempo de contacto con H_2O_2 favoreció la recuperación aparente de MP y mejoró la calidad de observación microscópica. Los mayores conteos se registraron a las 24 horas de digestión, lo que sugiere que la remoción progresiva de la materia orgánica facilita la liberación e identificación de partículas previamente enmascaradas dentro de la matriz del lixiviado.

Asimismo, la caracterización fisicoquímica evidenció altas concentraciones de sólidos suspendidos y sedimentables en ambas zonas de muestreo, lo que confirma la complejidad de los lixiviados y la necesidad de incorporar etapas de digestión eficientes para minimizar interferencias durante la identificación de MP.

Finalmente, se sugiere seguir comparación de técnicas para la contabilización de microplásticos aterrizadas en las necesidades de los lixiviados procedentes de rellenos sanitarios.

5. Referencias

- [1] C. Bollaín, C. Bollaín Pastor, and D. V. Agulló, "Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública," *Rev. Esp. Salud Publica*, vol. 93, p. e201908064, Oct. 2020, Accessed: Jun. 08, 2026. [Online]. Available: www.msc.es/resp
- [2] SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, "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.," Oct. 20, 2004, NOM-083-SEMARNAT-2003.

- [3] M. A. García-Colindres, L. A. Castillo-Suárez, C. Álvarez-Bastida, I. Linares-Hernández, and V. Martínez-Miranda, "Vista de Los rellenos sanitarios como fuente de contaminación del agua subterránea por infiltración de lixiviados: efectos en la salud y el medio ambiente," 2021. Accessed: Jun. 08, 2026. [Online]. Available: <https://ideasencienciasingenieria.uaemex.mx/article/view/17324/14768>
- [4] L. Wang *et al.*, "Microplastics in Landfill Leachate: A Comprehensive Review on Characteristics, Detection, and Their Fates during Advanced Oxidation Processes," *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 2, p. 252, Jan. 2023, doi: 10.3390/W15020252/S1.
- [5] B. R. Tiwari, J. Lecka, R. Pulicharla, and S. K. Brar, "Microplastic pollution and associated health hazards: Impact of COVID-19 pandemic," *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, vol. 34, Aug. 2023, doi: 10.1016/j.coesh.2023.100480.
- [6] F. G. Torres, D. C. Dioses-Salinas, C. I. Pizarro-Ortega, and G. E. De-la-Torre, "Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends," *Science of The Total Environment*, vol. 757, p. 143875, Feb. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.143875.
- [7] M. S. Kabir, H. Wang, S. Luster-Teasley, L. Zhang, and R. Zhao, "Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal," *Environmental Science and Ecotechnology*, vol. 16, p. 100256, Oct. 2023, doi: 10.1016/J.ESE.2023.100256.
- [8] A. M. Gulizia *et al.*, "Evaluating the Effect of Chemical Digestion Treatments on Polystyrene Microplastics: Recommended Updates to Chemical Digestion Protocols," *Macromol. Chem. Phys.*, vol. 223, no. 13, p. 2100485, Jul. 2022, doi: 10.1002/MACP.202100485;CSUBTYPE:STRING:SPECIAL;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTE R.
- [9] D. Ho, S. Liu, H. Wei, and K. G. Karthikeyan, "The glowing potential of Nile red for microplastics Identification: Science and mechanism of fluorescence staining," Feb. 01, 2024, *Elsevier Inc.* doi: 10.1016/j.microc.2023.109708.
- [10] K. Munno *et al.*, "Patterns of microparticles in blank samples: A study to inform best practices for microplastic analysis," *Chemosphere*, vol. 333, Aug. 2023, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138883.
- [11] A. L. P. Silva, J. C. Prata, A. C. Duarte, A. M. V. M. Soares, D. Barceló, and T. Rocha-Santos, "Microplastics in Landfill Leachates: The Need for Reconnaissance Studies and Remediation Technologies," *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 3, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.cscee.2020.100072.
- [12] J. C. Prata, J. P. da Costa, A. V. Girão, I. Lopes, A. C. Duarte, and T. Rocha-Santos, "Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples," *Science of the Total Environment*, vol. 686, pp. 131–139, Oct. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.456.

III.15 Integración preliminar de criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos para la localización de un relleno sanitario regional mediante sistemas de información geográfica.

Jahn Byron Concho Montes*
Elvira Olay Romero*
Himer Avila George*
Miguel Ángel de la Torre Gómora*
Beatriz Adriana Venegas Sahagún*
María del Consuelo Hernández Berriel**
María del Consuelo Mañón Salas**
Brenda Acevedo Juárez*

Resumen

La localización de sitios para la disposición final de residuos sólidos urbanos requiere integrar información física, ambiental, territorial y social que permita reducir riesgos y apoyar la toma de decisiones. En México, la NOM-083-SEMARNAT-2003 establece especificaciones para la selección de sitios de disposición final; sin embargo, su aplicación territorial demanda transformar dichos criterios en capas geoespaciales sistematizadas. El objetivo de este trabajo fue analizar, estructurar y proponer el uso de capas temáticas en un Sistema de Información Geográfica para apoyar la futura identificación de sitios potenciales para un Relleno Sanitario Regional en la región Valles de Jalisco, mediante criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos. Para ello, se revisaron capas geoespaciales disponibles relacionadas con hidrología, acuíferos, pozos, litología, edafología, fallas, precipitación, vegetación, áreas naturales protegidas, cuerpos de agua, localidades, infraestructura vial, tenencia de la tierra, arqueología y límites administrativos. Las capas fueron agrupadas de acuerdo con su función potencial dentro de un modelo de análisis multicriterio y se identificaron los tratamientos SIG requeridos para su uso posterior, tales como buffers, análisis de proximidad, reclasificación temática, superposición espacial y validación de atributos. Como resultado, se propone una matriz preliminar de capas que permite distinguir variables de exclusión, restricción y aptitud territorial. El trabajo no presenta una ponderación final ni la selección definitiva de sitios, sino una base metodológica para la normalización posterior de criterios, la construcción de mapas parciales de aptitud y el desarrollo de un modelo multicriterio orientado a la planeación regional de infraestructura para disposición final de residuos sólidos urbanos.

Palabras Clave: *análisis multicriterio, disposición final de residuos, relleno sanitario regional, SIG, Valles de Jalisco.*

* Universidad de Guadalajara, Ameca 46600, Jalisco, México., 3757585500
E-mail:brenda.acevedo@academicos.udg.mx

** Tecnológico Nacional de México, campus Toluca, Metepec 52149, Estado de México

1. Introducción

La disposición final de residuos sólidos urbanos constituye uno de los principales retos ambientales y territoriales para los gobiernos municipales y regionales. La localización inadecuada de sitios de disposición final puede generar afectaciones sobre cuerpos de agua, suelos, cobertura vegetal, asentamientos humanos e infraestructura estratégica, además de incrementar los riesgos asociados con la infiltración de lixiviados, la incompatibilidad del uso del suelo y los conflictos sociales derivados de la cercanía a zonas habitadas. Por esta razón, la selección de sitios para rellenos sanitarios debe abordarse como un problema espacial y multicriterio, en el que intervienen variables físicas, ambientales, normativas, territoriales y socioeconómicas [1], [2].

En México, la NOM-083-SEMARNAT-2003 establece especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial [3]. No obstante, la aplicación práctica de estos lineamientos requiere transformar los criterios normativos en reglas espaciales verificables, tales como zonas de exclusión, distancias mínimas de protección, análisis de proximidad, reclasificación temática y superposición de capas [2]. En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica permiten integrar información procedente de distintas fuentes y convertirla en insumos técnicos para la evaluación territorial [4], [5].

La región Valles de Jalisco presenta condiciones que justifican el desarrollo de una metodología de análisis espacial para la localización preliminar de infraestructura de disposición final. En esta región coexisten localidades urbanas y rurales, actividades agroproductivas, recursos hídricos, infraestructura regional, áreas de valor ambiental y condiciones físicas del terreno que influyen directamente en la aptitud territorial [6]. Además, la necesidad de fortalecer la gestión intermunicipal de los residuos sólidos urbanos incrementa la importancia de contar con herramientas que apoyen la identificación futura de zonas potenciales para un Relleno Sanitario Regional [7].

Desde la perspectiva geoespacial, la selección de sitios requiere integrar criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos. Los criterios geohidrológicos permiten evaluar condiciones relacionadas con recursos hídricos, acuíferos, pozos, pendiente, precipitación, fallas, litología, fisiografía, edafología y propiedades del suelo. Los criterios ecológicos permiten identificar zonas ambientalmente sensibles, tales como cuerpos de agua, humedales, áreas naturales protegidas y coberturas vegetales de valor ambiental. Por su parte, los criterios socioeconómicos permiten valorar condiciones de accesibilidad, cercanía a localidades, densidad poblacional, infraestructura, límites administrativos, tenencia de la tierra y zonas de protección cultural.

El objetivo de este trabajo fue analizar, estructurar y proponer el uso de capas temáticas en un Sistema de Información Geográfica para apoyar la futura identificación de sitios potenciales para un Relleno Sanitario Regional en la región Valles de Jalisco, mediante criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos. Este trabajo no presenta una ponderación final ni una selección definitiva de sitios, sino una base metodológica preliminar para la normalización posterior de criterios, la construcción de mapas parciales de aptitud y el desarrollo de un modelo multicriterio espacial.

2. Metodología

2.1 Enfoque del estudio

El estudio se planteó como una propuesta metodológica aplicada, orientada al análisis, organización y estructuración preliminar de capas temáticas en un Sistema de Información Geográfica para apoyar la futura localización de sitios potenciales para un Relleno Sanitario Regional en la región Valles de

Jalisco. El trabajo parte de la necesidad de transformar información territorial heterogénea en insumos geoespaciales que puedan ser posteriormente normalizados, ponderados e integrados en un modelo de análisis multicriterio espacial. En esta línea, Şimşek y Alp [8] muestran que la combinación de herramientas difusas y análisis multicriterio en un entorno SIG permite representar de manera más flexible la aptitud territorial para la selección de sitios de disposición final. De forma complementaria, Elkhachy et al. [9] integran datos de percepción remota, SIG y análisis multicriterio para estructurar criterios espaciales aplicables a la localización de rellenos sanitarios. Más recientemente, Karimazondo et al. [13] proponen un marco de apoyo a la decisión basado en SIG y Fuzzy-Proceso Analítico Jerárquico (AHP), lo que evidencia la pertinencia de preparar las capas geoespaciales antes de la etapa de ponderación final.

La metodología no tuvo como propósito seleccionar sitios definitivos ni generar un índice final de aptitud territorial. En esta etapa, el énfasis se colocó en identificar las capas disponibles, reconocer su posible función dentro del modelo, agruparlas en criterios de análisis y proponer los tratamientos SIG requeridos para su uso posterior. Esta delimitación permite separar la etapa de preparación metodológica de la etapa futura de ponderación, modelado y validación espacial.

2.2 Identificación y organización de capas temáticas

La identificación de capas se realizó a partir de la revisión de la NOM-083-SEMARNAT-2003, la literatura especializada sobre selección de sitios para rellenos sanitarios y el inventario de información geoespacial disponible para la región Valles de Jalisco. La norma proporciona criterios de protección ambiental aplicables a sitios de disposición final [3], mientras que estudios recientes han integrado variables espaciales heterogéneas mediante SIG, percepción remota y análisis multicriterio para apoyar la selección de sitios de relleno sanitario [9]–[11].

Con base en esta revisión, las capas disponibles fueron organizadas en tres criterios principales: geohidrológico, ecológico y socioeconómico. El criterio geohidrológico concentra variables relacionadas con agua superficial y subterránea, relieve, litología, fallas, fisiografía, edafología, precipitación y propiedades del suelo. El criterio ecológico agrupa capas asociadas con áreas naturales protegidas, cuerpos de agua, humedales, vegetación, cobertura ambiental y sensibilidad ecológica. El criterio socioeconómico integra información sobre localidades, densidad poblacional, carreteras, red vial, ferrocarril, límites municipales, tenencia de la tierra y zonas arqueológicas.

Esta organización permite diferenciar el papel potencial de cada capa dentro de una etapa posterior de modelado, distinguiendo entre variables de exclusión, restricción y aptitud territorial.

2.3 Preparación de la información geoespacial

Para que las capas puedan utilizarse de forma consistente en un modelo SIG, se requiere una etapa previa de preparación y homologación cartográfica. Esta etapa considera la revisión de atributos, verificación de geometrías, homologación del sistema de referencia espacial, recorte al área de estudio e identificación de campos útiles para el análisis. En capas vectoriales, permite reconocer si la información puede emplearse para análisis de proximidad, intersección, exclusión o reclasificación temática; en capas ráster, permite valorar si los datos pueden reclasificarse en intervalos de aptitud o combinarse mediante álgebra de mapas. Procedimientos similares de integración y análisis de capas geoespaciales han sido empleados por Elkhachy et al. [9] y Nguyen et al. [12] antes de la evaluación multicriterio.

De manera preliminar, las capas disponibles incluyen información hidrológica, edafológica, litológica, fisiográfica, ecológica, poblacional, vial, administrativa y patrimonial. Algunas de estas capas pueden emplearse directamente como restricciones espaciales, mientras que otras requieren

procesamiento adicional. Por ejemplo, las capas de cuerpos de agua, pozos, áreas naturales protegidas o zonas arqueológicas pueden analizarse mediante zonas de amortiguamiento y exclusión. En cambio, capas como precipitación, pendiente, densidad poblacional, vegetación, edafología o tenencia de la tierra requieren reclasificación, definición de umbrales o validación de atributos antes de incorporarse a un modelo multicriterio.

2.4 Clasificación funcional de las capas

Las capas fueron clasificadas de acuerdo con su posible función dentro del futuro modelo de análisis multicriterio. Se consideraron tres funciones principales: capas de exclusión, capas de restricción y capas de aptitud. Las capas de exclusión representan condiciones que podrían impedir la localización de un relleno sanitario regional, ya sea por criterios normativos, ambientales, técnicos o patrimoniales. Las capas de restricción representan condiciones que no necesariamente descartan un sitio, pero reducen su idoneidad y requieren análisis adicional. Las capas de aptitud representan variables que pueden contribuir a jerarquizar zonas con mayor o menor conveniencia territorial.

Esta clasificación funcional es importante porque evita tratar todas las variables de la misma manera. Por ejemplo, la cercanía a un área natural protegida, a un cuerpo de agua o a una zona arqueológica debe analizarse con criterios de protección y posible exclusión. En cambio, la distancia a una vía de comunicación puede tener un comportamiento distinto, ya que una cercanía moderada puede favorecer la operación, mientras que una lejanía excesiva incrementaría costos de transporte. De forma similar, la pendiente, la edafología, la litología y la precipitación no siempre excluyen por sí solas, pero sí modifican la aptitud del territorio.

2.5 Tratamientos SIG propuestos

Para cada capa se identificó el tratamiento SIG requerido para su posible uso en una etapa posterior del modelo. Los tratamientos considerados incluyen análisis de proximidad, zonas de amortiguamiento, reclasificación temática, intersección espacial, superposición de capas, cálculo de pendiente, análisis de densidad, recorte por límite regional, validación de atributos y construcción de variables compuestas. Estos procedimientos son consistentes con estudios recientes que han combinado SIG, percepción remota, AHP, lógica difusa y análisis multicriterio para evaluar la aptitud territorial en la selección de sitios de disposición final [8]–[10], [13].

La selección del tratamiento depende de la naturaleza de cada capa, del tipo de atributo disponible y de la función que tendrá dentro del modelo. Las capas puntuales o lineales, como pozos, fallas, carreteras, red vial, ferrocarril o zonas arqueológicas, pueden tratarse mediante análisis de distancia y zonas de influencia. Las capas poligonales, como áreas naturales protegidas, unidades edafológicas, unidades litológicas, vegetación, municipios o tenencia de la tierra, pueden analizarse mediante intersección, reclasificación temática y superposición. Las capas continuas o derivadas, como precipitación, pendiente o densidad poblacional, requieren intervalos de reclasificación para su posterior transformación a una escala común de aptitud.

2.6 Normalización preliminar

La normalización se planteó como una etapa posterior, necesaria para transformar variables expresadas en distintas unidades de medida en valores comparables dentro de un modelo multicriterio. En este trabajo no se establecen ponderaciones definitivas ni valores cerrados para cada capa, pero se propone que la normalización futura utilice una escala ordinal de 0 a 5. En esta escala, el valor 0 representaría zonas no aptas o de exclusión, mientras que los valores 1 a 5 representarían grados crecientes de aptitud territorial.

La definición final de los valores de normalización deberá realizarse con base en tres elementos: criterios normativos aplicables, comportamiento espacial de los datos disponibles y validación técnica por especialistas. Esta decisión es especialmente relevante en capas que dependen de umbrales o intervalos, como distancia a localidades, distancia a cuerpos de agua, pendiente, precipitación, densidad poblacional, tipo de suelo, litología, vegetación y accesibilidad vial. Por ello, en esta etapa se propone una matriz preliminar que permite identificar qué capas pueden normalizarse de forma directa y cuáles requieren información complementaria o discusión técnica antes de asignar valores definitivos.

2.7 Alcance de la propuesta

El resultado metodológico de esta etapa es una estructura preliminar de capas temáticas que puede servir como base para el desarrollo posterior de mapas parciales de aptitud geohidrológica, ecológica y socioeconómica. La ponderación de criterios, la integración de mapas parciales, la construcción del índice final de aptitud territorial y la identificación de sitios candidatos quedan fuera del alcance de este extenso. Dichas actividades se consideran una etapa posterior del proyecto, adecuada para un análisis más amplio y detallado, orientado a una publicación de revista.

3. Resultados y discusión

La revisión de la información geoespacial disponible permitió identificar un conjunto preliminar de capas útiles para apoyar la futura localización de sitios potenciales para un Relleno Sanitario Regional en la región Valles de Jalisco. Estas capas no constituyen por sí mismas un modelo final de aptitud territorial, sino una base técnica para organizar, depurar y preparar la información que posteriormente podrá ser normalizada, ponderada e integrada mediante análisis multicriterio espacial.

Aunque los archivos disponibles se encuentran organizados con prefijos temáticos, la clasificación propuesta en este trabajo se realizó de acuerdo con la función analítica de cada capa dentro del futuro modelo. Por esta razón, algunas capas pueden reubicarse respecto a su carpeta o nombre original. Por ejemplo, la información de pozos, acuíferos y niveles freáticos se considera principalmente geohidrológica, aunque pueda estar asociada a criterios ecológicos de protección del agua. De forma similar, capas como aeródromos o zonas arqueológicas tienen una función socioeconómica y normativa, debido a que representan restricciones territoriales, patrimoniales o de seguridad para la localización de infraestructura.

El principal resultado de esta etapa fue la estructuración de las capas en tres criterios de análisis: geohidrológico, ecológico y socioeconómico. Esta organización permite diferenciar las variables relacionadas con la protección del agua y las condiciones físicas del terreno, las variables asociadas con ecosistemas y coberturas ambientales, y las variables vinculadas con población, infraestructura, accesibilidad, administración territorial y restricciones culturales. Las Tablas 1, 2 y 3 presentan una síntesis de las capas disponibles, su posible uso dentro del modelo y el tratamiento requerido antes de una normalización definitiva.

El criterio geohidrológico es el grupo que requiere mayor validación técnica, debido a que varias capas no deben utilizarse de manera aislada. La aptitud de un sitio no depende únicamente de la presencia de una unidad litológica, una clase de suelo o una pendiente determinada, sino de la interacción entre infiltración, escurrimiento, recarga, fracturamiento, cercanía a pozos y susceptibilidad a inundación.

Disposición Final de Residuos

Tabla 1. Capas geohidrológicas disponibles y uso potencial en el modelo SIG

Capa temática	Información que aporta	Uso potencial en el modelo	Tratamiento SIG requerido	Estado de normalización
Cuencas, subcuencas y microcuencas	Delimitación de unidades hidrológicas y dirección general del escurrimiento regional.	Contextualizar el análisis hidrológico y apoyar la delimitación de unidades de evaluación.	Recorte al área de estudio, intersección espacial y análisis por unidad hidrológica.	Requiere definir si será capa de referencia o criterio ponderable.
Región hidrológica	Ubicación del área de estudio dentro del sistema hidrológico regional.	Servir como capa de referencia para organizar la información hídrica.	Homologación cartográfica y recorte regional.	No necesariamente requiere ponderación.
Acuíferos, pozos y niveles freáticos	Aprovechamientos de agua, acuíferos asociados, usos y posibles condiciones de vulnerabilidad.	Proteger fuentes de abastecimiento y reducir riesgos de contaminación subterránea.	Análisis de proximidad, buffers de protección y revisión de atributos.	Requiere definir umbrales de distancia y zonas de exclusión.
Dirección de flujo del agua subterránea	Orientación potencial del movimiento subterráneo del agua.	Evaluar posibles trayectorias de dispersión de contaminantes.	Integración con acuíferos, pozos, litología y pendiente.	Requiere análisis técnico complementario.
Fallas y fracturas	Discontinuidades geológicas que pueden favorecer infiltración o inestabilidad.	Reducir riesgos de infiltración preferencial y afectación estructural.	Buffers, análisis de distancia y reclasificación.	Requiere definir distancias de restricción.
Litología	Tipo de material geológico y características de las unidades rocosas o superficiales.	Evaluar permeabilidad, estabilidad y compatibilidad geológica.	Reclasificación temática por tipo de material.	Requiere tabla de aptitud por clase litológica.
Fisiografía	Unidades del relieve y formas del terreno.	Apoyar la interpretación de estabilidad, pendiente y susceptibilidad territorial.	Intersección con pendiente, litología y riesgo.	Requiere validación de categorías.
Edafología y propiedades del suelo	Tipo de suelo, textura, limitantes y propiedades superficiales.	Valorar infiltración, capacidad de retención y posible compatibilidad del terreno.	Reclasificación por grupos de suelo y propiedades.	Requiere tabla de aptitud edafológica.
Precipitación media anual	Rangos espaciales de precipitación.	Estimar presión hídrica y posible generación de lixiviados.	Reclasificación por intervalos de precipitación.	Requiere definir si mayor precipitación reduce aptitud.
Curvas de nivel y pendiente	Elevación, variación topográfica y pendiente derivada.	Evaluar facilidad constructiva, escurrimiento e inestabilidad.	Cálculo de pendiente y reclasificación por intervalos.	Requiere definir rangos de pendiente aptos.
Terrenos sujetos a inundación	Zonas con condición de inundabilidad.	Evitar áreas susceptibles a inundación o acumulación de escurrimientos.	Exclusión directa, intersección y buffers.	Puede tratarse como restricción o exclusión.
Mapa de riesgos	Presencia de amenazas o susceptibilidades territoriales.	Evitar zonas con condiciones físicas desfavorables.	Superposición con capas geológicas, topográficas e hidrológicas.	Requiere identificar tipo y nivel de riesgo.

Disposición Final de Residuos

Por ello, se recomienda que en la etapa posterior se construyan subíndices parciales, especialmente para vulnerabilidad hídrica, estabilidad del terreno y riesgo de infiltración.

Tabla 2. Capas ecológicas disponibles y uso potencial en el modelo SIG

Capa temática	Información que aporta	Uso potencial en el modelo	Tratamiento SIG requerido	Estado de normalización
Áreas naturales protegidas	Polígonos de conservación y categorías de manejo.	Evitar afectación a zonas de protección ambiental.	Exclusión directa, buffers e intersección espacial.	Puede normalizarse por distancia a zonas protegidas.
Humedales y ecosistemas acuáticos	Ambientes fluviales, lacustres, palustres o creados.	Proteger ecosistemas sensibles asociados al agua.	Buffers, análisis de proximidad y clasificación por sensibilidad.	Requiere definir umbrales de protección.
Cuerpos de agua superficial	Presencia y distribución de cuerpos de agua.	Reducir riesgo de contaminación de agua superficial.	Buffers de protección y análisis de distancia.	Requiere umbrales normativos o técnicos.
Red hidrográfica	Corrientes de agua permanentes o intermitentes.	Evaluar cercanía a escurrimientos y conectividad hídrica superficial.	Análisis de proximidad y zonas de amortiguamiento.	Requiere distinguir corrientes permanentes e intermitentes.
Vegetación y uso de suelo	Comunidades vegetales, usos agrícolas y coberturas territoriales.	Identificar coberturas sensibles o incompatibles con la disposición final.	Reclasificación temática por sensibilidad ecológica y compatibilidad territorial.	Requiere tabla de aptitud por clase de cobertura.
Bosque y vegetación natural	Coberturas vegetales con posible valor ambiental.	Evitar pérdida de vegetación sensible o fragmentación de ecosistemas.	Reclasificación e intersección con áreas protegidas.	Requiere validar categorías prioritarias.
Elementos ecológicos o ambientales específicos	Información complementaria de sensibilidad ambiental.	Complementar la identificación de zonas ambientalmente restrictivas.	Superposición espacial y revisión de atributos.	Requiere depuración de atributos.
Precipitación asociada a sensibilidad ecológica	Condiciones climáticas vinculadas con humedad, vegetación o fragilidad ambiental.	Apoyar la interpretación de vulnerabilidad ambiental.	Reclasificación por rangos y combinación con vegetación e hidrología.	Requiere definir su papel como criterio ecológico o geohidrológico.

El criterio ecológico permite identificar zonas que deben ser protegidas o evaluadas con mayor cautela. Las capas de áreas naturales protegidas, cuerpos de agua, red hidrográfica y humedales pueden operar como restricciones fuertes o exclusiones, dependiendo de los criterios normativos y técnicos definidos.

En contraste, las capas de vegetación y uso de suelo requieren una reclasificación más cuidadosa, ya que algunas coberturas pueden ser ambientalmente incompatibles, mientras que otras podrían presentar menor sensibilidad. En esta etapa todavía no se asignan valores definitivos de aptitud, pero se reconoce que estas capas serán esenciales para construir un mapa parcial de aptitud ecológica.

Tabla 3. Capas socioeconómicas disponibles y uso potencial en el modelo SIG

Capa temática	Información que aporta	Uso potencial en el modelo	Tratamiento SIG requerido	Estado de normalización
Localidades	Ubicación de localidades urbanas y rurales, así como información poblacional asociada.	Reducir conflictos sociales y exposición de población cercana.	Buffers, análisis de distancia y clasificación por tamaño poblacional.	Requiere definir umbrales por población y distancia.
Densidad poblacional	Concentración de población por unidad territorial o celda.	Evitar zonas con alta presión poblacional.	Reclasificación por intervalos o métodos de clasificación estadística.	Requiere definir intervalos de aptitud.
Municipios y límites administrativos	Delimitación de municipios de la región.	Apoyar el análisis intermunicipal y la organización territorial del RESA.	Intersección espacial y análisis de influencia.	Capa de referencia para análisis regional.
Carreteras y red vial	Infraestructura de comunicación y accesibilidad.	Evaluar factibilidad operativa y costos de transporte.	Distancia a vías principales y reclasificación.	Requiere definir distancia óptima, no solo mínima.
Ferrocarril	Infraestructura ferroviaria regional.	Considerar conectividad o posibles restricciones territoriales.	Buffers y análisis de proximidad.	Requiere definir si será restricción o referencia.
Tenencia de la tierra	Núcleos agrarios, ejidos y régimen de propiedad.	Estimar preliminarmente disponibilidad territorial o complejidad de adquisición.	Intersección espacial y reclasificación por tipo de propiedad.	Requiere validación jurídica y catastral.
Zonas arqueológicas	Sitios o rasgos con valor patrimonial.	Evitar afectaciones al patrimonio cultural.	Exclusión directa, buffers y análisis de proximidad.	Requiere definir distancias de protección.
Pistas de aviación o aeródromos	Infraestructura aérea en operación o registrada.	Evitar interferencias o riesgos asociados con fauna y operación aeroportuaria.	Buffers normativos y análisis de distancia.	Requiere confirmar distancias aplicables.
Infraestructura eléctrica y estructuras elevadas	Presencia de infraestructura energética o elementos verticales.	Evaluar restricciones operativas o disponibilidad de servicios.	Buffers, proximidad y revisión de atributos.	Requiere distinguir restricción de oportunidad.
Intermunicipalidad	Relación espacial entre municipios participantes y posible generación de residuos.	Apoyar la localización regional eficiente del RESA.	Distancia ponderada por población, generación de residuos o centralidad regional.	Requiere datos de generación de RSU por municipio.

El criterio socioeconómico presenta dos tipos de variables. Por una parte, existen capas restrictivas, como zonas arqueológicas, aeródromos o localidades cercanas, que pueden impedir o limitar la localización del sitio. Por otra parte, existen capas de factibilidad operativa, como carreteras, red vial, límites municipales, tenencia de la tierra e intermunicipalidad, que permiten evaluar la conveniencia logística y territorial. En este grupo se recomienda especial cuidado con la accesibilidad vial, ya que la mayor aptitud no necesariamente corresponde a estar sobre una carretera, sino a ubicarse a una distancia funcional que permita operación y transporte sin generar impactos directos sobre asentamientos humanos.

En conjunto, las tres tablas muestran que el proyecto cuenta con una base geoespacial amplia para avanzar hacia un modelo multicriterio, pero también evidencian que no todas las capas se encuentran en el mismo nivel de preparación. Algunas pueden utilizarse de forma relativamente directa mediante

buffers o exclusiones, como cuerpos de agua, áreas naturales protegidas, zonas arqueológicas, localidades, aeródromos, fallas o terrenos sujetos a inundación. Otras requieren una normalización más elaborada, como litología, edafología, vegetación, precipitación, pendiente, densidad poblacional, tenencia de la tierra e intermunicipalidad.

Por lo tanto, el avance presentado en este extenso debe entenderse como una etapa de estructuración metodológica. Antes de construir mapas de aptitud territorial será necesario depurar atributos, eliminar duplicidades, validar la calidad cartográfica, definir umbrales de exclusión, construir tablas de equivalencia para la escala de 0 a 5 y establecer los pesos relativos de cada criterio. Esta secuencia permitirá que la ponderación final no se base únicamente en disponibilidad de datos, sino en criterios técnicos, normativos y territoriales explícitos.

La etapa posterior del proyecto deberá integrar las capas normalizadas para generar tres mapas parciales: aptitud geohidrológica, aptitud ecológica y aptitud socioeconómica. Estos mapas podrán combinarse mediante álgebra de mapas, combinación lineal ponderada, lógica difusa o Proceso Analítico Jerárquico, dependiendo de la disponibilidad de información y de la validación técnica de los criterios. Moumane et al. [10] muestran la utilidad de integrar SIG, percepción remota y AHP para construir modelos de selección de sitios, mientras que Nguyen et al. [12] destacan el papel de las tecnologías geoespaciales en la selección estratégica de sitios para una gestión sostenible de residuos. Asimismo, Karimazondo et al. [13] evidencian que la integración de Fuzzy-AHP y SIG puede apoyar marcos de decisión reproducibles. Con base en estos antecedentes, la siguiente etapa del proyecto podrá orientarse a la construcción de un índice final de aptitud territorial que permita identificar sitios candidatos y discutir su viabilidad en función de restricciones normativas, condiciones físicas, sensibilidad ambiental y factibilidad regional.

4. Conclusiones

El análisis preliminar de la información geoespacial disponible permitió estructurar un conjunto de capas temáticas útiles para apoyar la futura identificación de sitios potenciales para un Relleno Sanitario Regional en la región Valles de Jalisco. La organización de las capas en criterios geohidrológicos, ecológicos y socioeconómicos facilita distinguir entre variables físicas del terreno, condiciones de sensibilidad ambiental y factores territoriales asociados con población, infraestructura, accesibilidad y gestión intermunicipal.

La principal aportación del trabajo consiste en proponer una base metodológica para ordenar, depurar y preparar las capas SIG antes de su integración en un modelo multicriterio. Esta etapa es necesaria porque las capas disponibles presentan distinta naturaleza espacial, atributos heterogéneos y diferentes niveles de preparación para su uso analítico. Algunas capas pueden emplearse mediante exclusión directa o análisis de proximidad, mientras que otras requieren reclasificación temática, definición de umbrales, validación de atributos o construcción de variables compuestas.

El trabajo no presenta una ponderación final ni la selección definitiva de sitios candidatos. Sin embargo, establece una ruta técnica para avanzar hacia la normalización de criterios en una escala común, la generación de mapas parciales de aptitud geohidrológica, ecológica y socioeconómica, y la posterior integración de dichos mapas mediante análisis multicriterio espacial. De esta forma, el extenso constituye una etapa preparatoria para un estudio más amplio orientado a la construcción de un índice de aptitud territorial para la localización de infraestructura de disposición final.

Como trabajo futuro, se propone depurar los atributos de cada capa, validar los criterios de exclusión y restricción, definir los valores de normalización, establecer los pesos relativos de cada criterio con apoyo de especialistas y generar mapas de aptitud territorial. Esta etapa permitirá evaluar con mayor

precisión las zonas potenciales para un Relleno Sanitario Regional, considerando la normatividad ambiental, las condiciones físicas del territorio, la sensibilidad ecológica y la factibilidad socioeconómica de la región.

Agradecimientos

Agradecimiento a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo brindado bajo la Convocatoria de Estancias Posdoctorales por México EPM(1) 2024, en la modalidad Estancia Posdoctoral Inicial Académica en la Universidad de Guadalajara, para desarrollar el proyecto “Fortalecimiento del sistema de gestión integral de los residuos sólidos urbanos de la Región Valles, Guadalajara, México”.

Referencias

- [1] Kuznichenko, S., Kovalenko, L., Buchynska, I., & Gunchenko, Y. (2018). Development of a multicriteria model for making decisions on the location of solid waste landfills. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2(3), 21–30. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.129287>
- [2] Prieto-Amparán, J. A., Aquino-de los Ríos, G. S., Valles-Aragón, M. C., Cortés-Palacios, L., Vázquez-Quintero, G., García-González, C. G., & Nevárez-Rodríguez, M. C. (2026). Technical Feasibility for Site Selection for Municipal Solid Waste Final Disposal in Chihuahua. *Environments*, 13(4), 211. <https://doi.org/10.3390/environments13040211>
- [3] SEMARNAT. (2004). 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*.
- [4] Maafa, Z., & Badi, I. (2025). Integrating Multi-Criteria Decision-Making and Geographic Information Systems in Landfill Site Selection: A Comprehensive Review. *International Journal of Sustainable Development Goals*, 1, 289-309. <https://doi.org/10.59543/ijsdg.v1i.15325>
- [5] Rueda-Avellaneda, J. F., Gomez-Gonzalez, R., Rivas-García, P., Benitez-Bravo, R., Botello-Álvarez, J. E., & Wang, Z. (2023). Application of a sustainable location index approach to landfill site selection in Monterrey, Mexico. *Waste Management & Research*, 41(5), 1014-1025. <https://doi.org/10.1177/0734242X221138733>
- [6] IIEG (Instituto de Información Estadística y Geográfica) (2024). Diagnóstico de la Región Valles de Jalisco. Geografía y Medio Ambiente. Consultado 15/03/2026 en: <https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2024/08/Valles.pdf>
- [7] Ordaz, G. I. G., Lima, L. R., & Lima, A. S. R. (2025). Propuesta de gestión de residuos de manejo especial como parte de la Economía Circular en el Estado de Jalisco, México. *RICSH Revista Iberoamericana de las Ciencias Sociales y Humanísticas*, 14(28), 138-157. <https://doi.org/10.23913/ricsh.v14i28.386>
- [8] Şimşek, K., & Alp, S. (2022). Evaluation of Landfill Site Selection by Combining Fuzzy Tools in GIS-Based Multi-Criteria Decision Analysis: A Case Study in Diyarbakır, Turkey. *Sustainability*, 14(16), 9810. <https://doi.org/10.3390/su14169810>
- [9] Elkhachy, I., Alhamami, A., & Alyami, S. H. (2023). Landfill Site Selection Using Multi-Criteria Decision Analysis, Remote Sensing Data, and Geographic Information System Tools in Najran City, Saudi Arabia. *Remote Sensing*, 15(15), 3754. <https://doi.org/10.3390/rs15153754>

- [10] Moumane, A., Al Karkouri, J., & Batchi, M. (2025). Utilizing GIS, remote sensing, and AHP-multi-criteria decision analysis for optimal landfill site selection in Kenitra Province, Morocco: A step towards sustainable development goals. *Discover Environment*, 3(1), 183. <https://doi.org/10.1007/s44274-025-00183-0>
- [11] Mulualem, B., Ayenew, T., Tesfaw, G., Jothimani, M., & Mulualem, W. (2025). Geospatial and multi-criteria decision analysis for sustainable solid waste disposal site selection in Debre Tabor, Ethiopia. *Discover Sustainability*, 6(1), 475. <https://doi.org/10.1007/s43621-025-01365-9>
- [12] Nguyen, D.-M. T., Robinson, D. T., Zurbrügg, C., Nguyen, T. H. T., Dang, H.-L., & Pham, V.-M. (2025). Strategic landfill site selection for sustainable waste management in Phu Yen Province, Vietnam using geospatial technologies. *Ecological Informatics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103198>
- [13] Karimazondo, N., Nuthammachot, N., & Jutidamrongphan, W. (2026). Landfill Site Selection in Bulawayo, Zimbabwe: Integrating Fuzzy-AHP and GIS Within An R-Based Decision Support Framework. *Applied Spatial Analysis and Policy*. <https://doi.org/10.1007/s12061-026-09825-z>

III.16 Clausura del tiradero a cielo abierto “Las Matas” en Veracruz, México: aciertos, retos y utopías.

Germán Ruiz Méndez*
Mariana Jazmin Galindo Rojas**

Resumen

La clausura del tiradero a cielo abierto “Las Matas” fue utilizado de 1997 a 2026 como sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos para los municipios de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque, Veracruz, y es considerado como el más grande de México. Se han enfrentado múltiples problemáticas que han obstaculizado su cierre definitivo a partir de 2019, que fue cuando inició su pre-saneamiento. Se realizó una revisión documental y narrativa que describe cómo ha sido el proceso de clausura. En el proceso se identificaron aciertos, sobre todo en la gestión intermunicipal; retos, haciendo alusión a los diferentes intereses de los actores implicados; y utopías, que es lo imaginado en la clausura, operación y construcción de sitios de disposición final que cumplan con la normatividad.

Palabras Clave: “Las Matas”, residuos sólidos urbanos, sitio de disposición final, tiradero a cielo abierto

* Profesor investigador de la Facultad de Ciencias Políticas y Sociales - Universidad Nacional Autónoma de México

E-mail: germanruiz@politicas.unam.mx

** Mujeres Talentosas MX (Sembradoras de Conocimiento Cosechando Autonomía, A.C.), gestionamb.vrm@gmail.com

1. Introducción

A partir de la reforma constitucional de 1983, en México se buscó descentralizar las funciones sustantivas de la planeación urbana y servicios urbanos, con lo que se pretendía el fortalecimiento institucional de los municipios [1]. A través del dictamen de la Comisión de Gobernación y Puntos Constitucionales se consideró fundamental reformar la fracción III del artículo 115 Constitucional, destacando la necesidad de que los municipios asumieran exclusividad en sus funciones y servicios públicos. La reforma también amplió servicios, incorporando actividades como recolección, traslado, tratamiento y disposición final de residuos sólidos [2].

Actualmente ello se conserva, asignando la competencia de regulación de los residuos sólidos urbanos al ámbito municipal, enunciado así en las funciones y servicios públicos insertos en el Título Quinto de los Estados de la Federación y de la Ciudad de México en su Artículo 115 Constitucional. De igual forma, en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), publicada el 8 de octubre de 2003, se señala en el Artículo 10 que los municipios son quienes “tienen a su cargo las funciones de manejo integral de residuos sólidos urbanos, que consisten en la recolección, traslado, tratamiento, y su disposición final” [3]. Esto no toma en cuenta la viabilidad financiera, capacidad técnica y recursos humanos de los municipios.

Dentro de la gestión de residuos, la disposición final es el último paso, en el que idealmente llegan los residuos que no pudieron ser aprovechados. Conforme la LGPGIR en su Artículo 5 Fracción V, la disposición final es “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” [3]. Para que se cumpla dicho propósito, los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos deben alinearse a las especificaciones técnicas de la 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. El objetivo del presente artículo es identificar los aciertos, retos y utopías (lo imaginado) en el proceso de clausura del tiradero a cielo abierto “Las Matas”.

2. Metodología

La metodología seguida fue la revisión documental, acompañada de la narrativa institucional del Sistema Intermunicipal de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos y Manejo Especial (SIGIRES) y de la Dirección General de Fomento y Desempeño Urbano Ambiental Sostenible de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) para recabar los hitos en la clausura del tiradero a cielo abierto “Las Matas”.

2.1 La disposición final en Veracruz de Ignacio de la Llave

En Veracruz de Ignacio de la Llave, 206 de los 212 municipios de la entidad cuentan con servicio de recolección de residuos; sin embargo, para 2024, se reportaron sólo 102 sitios de disposición final. Cabe mencionar que había municipios en donde existía más de un sitio de disposición final, ya que en realidad son 97 municipios los que contaban con al menos uno, es decir, el 45.8% de municipios contaban con un sitio para depositar sus residuos sólidos urbanos. De estos 102 sitios de disposición final, 72 eran propiedad del municipio, 4 del estado y 22 eran propiedad privada; 90 eran gestionados por el sector público, 10 por el privado y 2 por el social. A pesar de esto, lo cierto es que no todos los sitios de disposición final en Veracruz cumplían con las especificaciones técnicas que se marcan en la NOM-083-SEMARNAT-2003 [4]. En la Tabla 1 se muestran los sitios reportados en 2024 que cuentan con algún sistema de control y, en contraste, en la Tabla 2 se muestran los sitios de

Disposición Final de Residuos

disposición final que no cuentan con estos sistemas.

Tabla 1. Sitios de disposición final con algún sistema de control en Veracruz de Ignacio de la Llave

Sitios con sistema de impermeabilización	Sitios con sistema de captación y concentración de lixiviados	Sitios con sistema de extracción de lixiviados	Sitios con sistema de tratamiento de lixiviados	Sitios con sistema de control de biogás
31	15	12	6	15

Tabla 2. Sitios de disposición final sin sistemas de control en Veracruz de Ignacio de la Llave

Sitios sin sistema de impermeabilización	Sitios sin sistema de captación y concentración de lixiviados	Sitios sin sistema de extracción de lixiviados	Sitios sin sistema de tratamiento de lixiviados	Sitios sin sistema de control de biogás
71	87	90	96	87

2.2 “Las Matas”: sitio de disposición final de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque

Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque son municipios pertenecientes a Veracruz de Ignacio de la Llave, los cuales se ubican en la Región Olmeca, al sur del estado. En el caso de la generación de residuos sólidos urbanos, en 2024, Coatzacoalcos generaba 307.21 t/día, Minatitlán, 142.29 t/día y Cosoleacaque, 130.49 t/día. Estas cantidades fueron calculadas por el SIGIRES con base en proyecciones de la población y de la generación de residuos, pero en realidad ningún municipio ha contado con básculas y un control para el monitoreo de los residuos que se recolectan y los que se envían a disposición final, por lo que sólo son estimaciones basadas en lo que le pueda caber a los camiones.

Los tres municipios cuentan con servicio de recolección de residuos sólidos urbanos [4]. No se tiene una certeza de qué tipo de subproductos se generan, ni qué cantidad se recolecta ni cuánta se valoriza ni cuánta se envía a los sitios de disposición final. Minatitlán y Cosoleacaque no tienen un aprovechamiento de sus residuos de este tipo, salvo los que las personas recicladoras² recuperan. En el caso de Coatzacoalcos, desde el pilotaje en 2018, la recolección se hace de manera diferenciada entre orgánicos e inorgánicos, además se comenzaron a realizar eventos de recolección de residuos reciclables y se puso en marcha el Centro Municipal de Compostaje [5-7].

La disposición final de los residuos sólidos urbanos se llevó a cabo en el municipio de Minatitlán, en el tiradero a cielo abierto “Las Matas”, desde 1997. Minatitlán y Cosoleacaque continuaron disponiendo los residuos ahí hasta febrero de 2026, mientras que Coatzacoalcos dejó de disponer ahí hasta 2016, que fue cuando se presentaron varios incendios y decidió mejor disponerlos en el sitio de Villa Allende [8]. “Las Matas” ha sido considerado el tiradero más grande del país, con una extensión de 26 hectáreas y, para 2022, se calculaba que ahí habían sido depositados entre 2 y 4 millones de toneladas de residuos sólidos durante más de 25 años de operación [9]. El sitio se localiza en una zona caracterizada por la presencia de humedales y pantanos, sobre la autopista 180 Minatitlán-

² Hoy en día se siguen autodenominando como “pepenadores”, pero para este artículo hacemos el cambio para reconocerles como recicladoras.

Disposición Final de Residuos

Coatzacoalcos, abarcando ambos lados de la carretera, a 1.14 km del municipio de Minatitlán y a 2 km de la mancha urbana de Coatzacoalcos. El tiradero estaba dividido en tres polígonos, uno por municipio [10] (ver Figura 1).

“Las Matas” es un sitio que no contó con sistema de impermeabilización, ni con sistema de captación y extracción de lixiviados ni de control de biogás, y que además estaba en constante expansión por los residuos que se seguían depositando, llegando incluso a invadir parte de la carretera. Esta situación causó un gran impacto en la zona: la fauna endémica fue sustituida por zopilotes, perros callejeros e insectos; la flora también se afectó a causa del cambio de la composición química del suelo; hubo escurrimientos de lixiviados en los humedales, entre otros. Por otro lado, dentro del sitio se ubican torres de alta tensión de CFE y ductos de hidrocarburos de PEMEX, así como había una gran presencia de personas recicladoras trabajando sin ningún tipo de contrato ni protección [8].

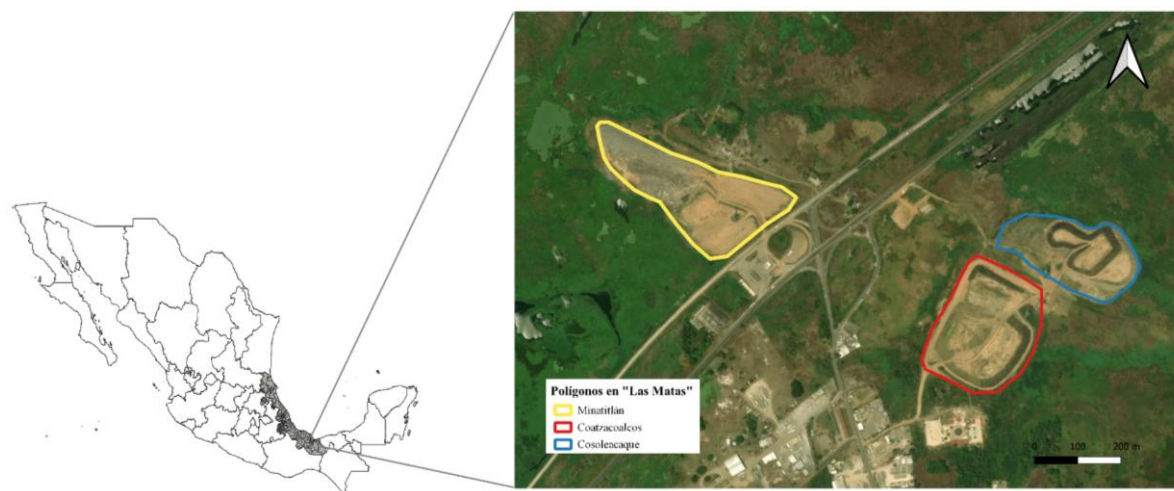


Figura. 1. Ubicación de los polígonos del tiradero a cielo abierto “Las Matas”

2.3 Clausura de “Las Matas”

En 2018, durante la gira por el país del entonces candidato a presidente Andrés Manuel López Obrador, al pasar por Minatitlán, se creó el compromiso de cerrar “Las Matas”, con lo que iniciaron las acciones encaminadas a cumplir con dicho objetivo.

2.3.1 Pre-saneamiento

En 2019, se comenzaron los trabajos de pre-saneamiento con la intervención de la SEMARNAT, el Gobierno de Veracruz, los municipios de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque y el apoyo técnico del entonces Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt). Se extrajeron 40 m³ de lixiviados y se acarrearon 10,080 m³ de residuos en el polígono de Minatitlán, en tanto en los polígonos de Cosoleacaque y Coatzacoalcos se compactaron los residuos, se quitó vegetación, se comenzaron a cubrir las plataformas y se hicieron los taludes. A pesar de esto, se señaló que la fecha de conclusión del cierre ordenado del sitio sería en noviembre de 2023 [10]. Este trabajo quedó incluso y tampoco se dio un mantenimiento a lo ya avanzado, incluso se volvió a disponer en partes que ya habían sido intervenidas.

Disposición Final de Residuos

En 2021, se llevaron a cabo estudios de diagnóstico tanto de “Las Matas” como del manejo de los residuos sólidos urbanos en los tres municipios. El 10 de febrero de 2023, los municipios de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque crearon el SIGIRES, el cual pretende ser una institución rectora de la gestión integral de los residuos en los tres municipios a través de dos objetos [11]:

1. Llevar a cabo las actividades de diversa índole para realizar la clausura del sitio de disposición denominado “Las Matas”, en donde se han dispuesto residuos generados por los municipios en su conjunto y que no cumple con lo estipulado en la 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.
2. Atender el servicio público de transferencia, tratamiento, aprovechamiento y disposición final de los residuos sólidos urbanos y residuos de manejo especial, lo anterior para satisfacer las necesidades de sus habitantes, de tal manera que se mitiguen potenciales efectos nocivos en la salud pública y en el medio ambiente.

SIGIRES, a partir de su personalidad jurídica reconocida, pudo adquirir los predios en donde se encuentran “Las Matas”. El recurso para lograrlo fue desde BANOBRAS y cabe señalar que primero fue necesario hacer un trabajo de búsqueda del estatus jurídico de cada predio, lo cual a su vez implicó tiempo y diálogo tanto con las personas propietarias como con las autoridades. También, se retomaron los trabajos de compactación, reacomodo, retiro de vegetación, cobertura de los polígonos y perfilamiento de taludes, aunque aún se disponían residuos en el sitio. A su vez, la clausura de “Las Matas” implicaba buscar predios que fueran aptos y cumplieran los requisitos de la NOM-083-SEMARNAT-2003 para la construcción de, inicialmente, un relleno sanitario regional.

2.3.2 Saneamiento

En septiembre de 2023 se anunció que se construiría un relleno sanitario regional para los tres municipios en Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río. La población no estuvo de acuerdo porque argumentaba que “no recibirían residuos de otros municipios, ya que ahí no era basurero”. Finalmente, el proyecto se canceló en octubre de 2023 y se pasó de un relleno sanitario regional a tres rellenos sanitarios municipales. Por lo tanto, resultó necesario evaluar nuevas opciones de ubicación de estos sitios. Se contempló la posibilidad de tener estaciones de transferencia y que cada sitio contara con un centro de separación y aprovechamiento de residuos.

A finales de 2023 y durante todo 2024 se siguieron ejecutando los trabajos de saneamiento en los polígonos. Se logró que se dejara de disponer del lado de los polígonos de Coatzacoalcos y Cosoleacaque, lo cual permitió la construcción del Centro de capacitación UTOPIA, el cual tenía como propósito brindar actividades de educación ambiental, enfatizando en el manejo integral de residuos. En junio de 2024, se llevó a cabo una Jornada de reforestación: Reforestar para restaurar “Las Matas”, en el marco del Día Mundial del Medio Ambiente, en donde se tuvo presencia principalmente de estudiantes y autoridades, incluyendo al SIGIRES, para plantar árboles y arbustos resistentes a las condiciones del suelo en el polígono de Coatzacoalcos. En contraste, también se presentaron ausencias e inconformidades de los municipios en el seguimiento a la clausura de “Las Matas”.

En julio de 2024 se concluyeron los estudios para la clausura de “Las Matas” para determinar el estado en el que se encontraba cada polígono (ver Tabla 3).

Tabla 3. Estado de cada polígono en “Las Matas”

Polígono	Disposición	Área total (ha)	Residuos albergados (t)
Coatzacoalcos	Sin disponer	4.3	133,309.69
Minatitlán	Se habilitó una celda de 0.77 hectáreas	7.5	20,148.56
Cosoleacaque	Sin disponer	0.95	28,661.28

Se realizaron obras para colocar cobertura impermeable, sistemas para el muestreo de lixiviados, sistemas para el monitoreo de biogás, infraestructura para el manejo de escurrimientos pluviales, sistemas de captación, extracción y manejo de biogás, sistemas de acondicionamiento y reinfiltración de lixiviados, caminos de acceso, cerca perimetral, alumbrado e infraestructura complementaria. Durante todo este proceso se presentaron complicaciones con las torres de alta tensión y los ductos de hidrocarburos para respetar el derecho de vía. Hubo descontento de los municipios porque no podían seguir disponiendo como antes sus residuos ahí ni contaban con algún sitio que cumpliera con la normatividad; también hubo inconformidad por personas que vivían en colindancia con “Las Matas”.

2.3.3 Cierre definitivo

Finalmente, “Las Matas” fue clausurado simbólicamente, aun con la obra incompleta, hasta el 27 de septiembre de 2024, en un evento en el que se invitó a autoridades municipales, estatales y federales. Ahí mismo se inauguró el Centro de capacitación UTOPIA, aunque aún no daba inicio a sus actividades, y se dio un recorrido por los polígonos de Coatzacoalcos y Cosoleacaque ya saneados. Por su parte, el polígono de Minatitlán aún fue usado para depositar los residuos de Minatitlán y Cosoleacaque.

El 4 de septiembre de 2025, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) determinó que el SIGIRES infringió la normatividad ambiental y le impuso una multa, ordenándose como medida de seguridad la clausura total definitiva del sitio. No obstante, los municipios de Minatitlán y Cosoleacaque continuaron disponiendo de manera irregular y violando los sellos de PROFEPA y las áreas de las obras de saneamiento realizadas, mismas que se habían entregado previamente. A partir de marzo del 2026, Minatitlán y Cosoleacaque realizan su disposición final en el municipio de Olutla, Veracruz (a 46 km de “Las Matas”), considerando que los costos de traslado y pago de tonelada están a cargo de cada municipio. A la fecha, ningún municipio ha logrado tener su relleno sanitario en donde disponer. Coatzacoalcos sigue llevando sus residuos al tiradero a cielo abierto de Villa Allende, el cual tampoco cumple con la NOM-083-SEMARNAT-2003, pero ya cuenta con su predio que cumple con la normatividad y contempla la construcción de la planta de separación. Minatitlán y Cosoleacaque aún se encuentran en búsqueda de sitios aptos.

Actualmente, ya no se disponen residuos en “Las Matas”, aunque su saneamiento todavía no se concluye. El 6 de abril de 2026, se acordó una prórroga de hasta 12 meses para concluir la clausura, por lo que la nueva fecha para ello es el 11 de abril de 2027.

3. Resultados y discusión

Derivado de la experiencia en la clausura de “Las Matas” se pueden identificar algunos aciertos, retos y utopías en el cierre de sitios de disposición final no controlados (ver Tabla 4).

Tabla 4. *Aciertos, retos y utopías en el proceso de clausura de “Las Matas”*

Aciertos	Retos	Utopías
<p>4. La creación del SIGIRES como un organismo intermunicipal facilitó la cooperación y coordinación entre municipios</p> <p>5. La intervención de personas especialistas ha permitido que un sitio que no cumplía con la normatividad pueda ser clausurado de una forma más adecuada</p> <p>6. La presión ejercida por la Federación y el Estado de Veracruz ha hecho que los municipios pongan mayor seriedad en la gestión de sus residuos</p>	<p>7. Los intereses políticos, económicos, sociales y la discrepancia entre afinidades partidistas provocan dificultades en la operación del SIGIRES</p> <p>8. En la clausura de un sitio de disposición final se presentan problemáticas que no sólo son ambientales: sociales, económicas, jurídicas, entre otras</p> <p>9. Aún hay mucho desconocimiento de qué son los residuos, cómo se pueden aprovechar y cómo se pueden disponer de forma controlada</p> <p>10. La gestión de los residuos sólidos urbanos va más allá de lo municipal</p> <p>11. Los cambios de gobierno pueden impactar en la gestión de residuos y en la administración de los sitios de disposición final</p> <p>12. La gestión de los residuos sólidos urbanos debe ser sostenible económicamente</p>	<p>13. La gestión de los residuos sólidos urbanos, la clausura, operación y construcción de sitios de disposición final parecen procesos lineales en el marco normativo, pero en la ejecución no es así</p> <p>14. La valorización de los residuos debe ser un paso anterior a la disposición final; sin embargo, si no se cuenta con la información necesaria de cuánto y qué se genera, será muy difícil diseñar un sistema e infraestructura para que ello ocurra</p> <p>15. Los sitios de disposición final pueden ser saneados y utilizados en beneficio de la sociedad, como es el caso de Ciudad Jardín en Nezahualcóyotl y Parque Cuitláhuac en Iztapalapa. En “Las Matas” esto puede ser complicado porque las personas lo tienen catalogado como un tiradero y, por lo tanto, como un lugar sucio y peligroso, además de que está retirado de los centros de población.</p>

El SIGIRES y el proceso de clausura de “Las Matas” ha demostrado que se debe repensar la gestión de los residuos sólidos urbanos, puesto que muchas veces los municipios no cuentan con los recursos necesarios para hacerlo conforme la normatividad. Todavía hay una gran dependencia financiera de los municipios hacia los órdenes de gobierno más altos. Los problemas políticos, sociales y ambientales no reconocen los límites político administrativos, por lo que considerar que algo como la gestión de residuos sólidos urbanos va a funcionar sin coordinación y cooperación entre municipios es un error, lo que representa una crisis de gobernabilidad. El hecho de que en los municipios haya una mala planificación, pensada a corto plazo, y que se tomen las decisiones y presupuestos desde una aprobación estatal o federal, provoca la falta de un modelo que sea compatible con el ambiente [12].

Asimismo, la clausura de un sitio de disposición final que no es controlado implica no sólo su cierre técnico, sino también contemplar en dónde se dispondrán los residuos sólidos urbanos, cómo se hará la recolección, transporte y aprovechamiento, qué régimen de propiedad y estatus jurídico tienen los terrenos a sanear y a adquirir, y los intereses sociales y políticos tanto de las autoridades como de la población de cada municipio.

4. Conclusiones

La disposición final de los residuos sólidos urbanos, aunque es la última etapa, también debe considerarse en toda la gestión. Aunque se haga una separación primaria y secundaria, y se aprovechen los residuos, si no se cuenta con un sitio de disposición final que cumpla con todos los requerimientos técnicos, como es el caso de los rellenos sanitarios, entonces se seguirá causando un impacto negativo al ambiente.

La clausura de “Las Matas” es un proceso aun en desarrollo que deja reflexiones en torno a qué aciertos, retos y utopías (lo imaginado) hay en el cierre de un sitio de disposición final que ha sido usado por 29 años. El caso aquí presentado no es exclusivo de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque, sino que es parte de una problemática en Veracruz y que también puede verse en otras partes del país.

La NOM-083-SEMARNAT-2003 marca especificaciones técnicas; sin embargo, es necesaria su revisión y reforma de tal manera que pueda ser actualizada a las nuevas condiciones que hay en el manejo de los residuos, así como que se permita pensar a la gestión de los residuos sólidos urbanos más allá de lo municipal.

Es imprescindible que los municipios refuercen los sistemas de recolección, tratamiento, separación y disposición final, dada la creciente tendencia de la generación de residuos sólidos urbanos que requiere una planeación y actuación más eficaz en los servicios municipales que inciden en la ciudadanía.

5. Referencias

- [1] Sobrino, J., Garrocho, C., Graizbord, B., Brambila, C. y Aguilar, A. G. (2015). Ciudades sostenibles en México: una propuesta conceptual y operativa. Fondo de Población de las Naciones Unidas UNFPA. https://mexico.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/Ciudades_sostenibles_Mex_esp.pdf
- [2] Pérez López, M. (2000). La reforma de 1999 al artículo 115 constitucional. El nuevo encuadramiento fundamental del municipio. Alegatos, (45), 287-306. <https://alegatos.azc.uam.mx/index.php/ra/article/view/1535>
- [3] Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos [LGPGIR] (2026). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 19 de enero.
- [4] Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] (2025). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México (CNGMD) 2025. Residuos sólidos urbanos [Archivo de Excel]. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2025/#tabulados>
- [5] Municipio de Coatzacoalcos (2018, 15 de octubre). Arranca programa piloto de separación de residuos en Coatzacoalcos. <https://www.coatzacoalcos.gob.mx/prensa/arranca-programa-piloto-de-separacion-de-residuos-en-coatzacoalcos/>
- [6] Municipio de Coatzacoalcos (2025, 26 de octubre). Recolecta Coatzacoalcos 7 toneladas 475 kilos de reciclaje en “Misión Tlacuache”. Comunicado 1777. <https://www.coatzacoalcos.gob.mx/prensa/recolecta-coatzacoalcos-7-toneladas-475-kilos-de-reciclaje-en-mision-tlacuache/>
- [7] Diario del Istmo (2026, 26 de mayo). Buscan fortalecer reciclaje orgánico en Coatzacoalcos con unidad de transporte exclusiva. Consultado el 10 de junio en

<https://diariodelistmo.com/coatzacoalcos/buscan-fortalecer-reciclaje-organico-en-coatzacoalcos-con-unidad-de-transporte-exclusiva-20260526-0064.html>

[8] Sistemas de Ingeniería y Control Ambiental, S.A. de C.V. [SICA] (2021, septiembre). Estudio de diagnóstico y propuesta para el manejo integral de los residuos sólidos urbanos y residuos de manejo especial generados en los municipios de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque, Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave.

[9] Global Atlas of Environmental Justice (2022). Basurero Las Matas en Minatitlán, México. Consultado el 3 de octubre de 2024 en <https://ejatlas.org/conflict/basurero-las-matas-en-minatitlan-mexico>

[10] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] (2022, 18 de noviembre). Informa Semarnat que avanza cierre ordenado de Las Matas para concluir en 2023. Comunicado de Prensa Núm. 111/22. <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/informa-semarnat-que-avanza-cierre-ordenado-de-las-matas-para-concluir-en-2023>

[11] Órgano del Gobierno del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave (2023). Decreto de Creación del Organismo Público Descentralizado Intermunicipal Denominado Sistema Intermunicipal de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos y Manejo Especial (SIGIRES), Gaceta Oficial, 10 de febrero. <https://sigires.gob.mx/docs/leyes/DECRETO-DE-CREACION-SIGIRES.pdf>

[12] Lezama, J. L. y Domínguez, J. (2006). Medio ambiente y sustentabilidad urbana. Papeles de Población, vol. 12, núm. 49, julio-septiembre. 153-176 Universidad Autónoma del Estado de México. <https://www.redalyc.org/pdf/112/11204906.pdf>

Conclusiones y perspectivas futuras

La ampliación y ordenación de la infraestructura de compostaje (como el caso del Centro de la UABC Otay) demuestra que los residuos institucionales de poda, jardinería y alimentos pueden transformarse de manera segura en un producto de alta calidad nutricional (rico en N, P, K y materia orgánica) y libre de patógenos. No obstante, al emplear estas compostas como enmiendas en suelos impactados por contaminantes específicos como el polvo químico seco (PQS), la respuesta fitotóxica varía drásticamente según la especie vegetal.

Los procesos térmicos controlados, tanto biológicos como inducidos, constituyen rutas eficientes para la estabilización de biomasa y la reducción de volúmenes de desperdicio. Por un lado, el proceso de biosecado de mezclas complejas (pasto, hojarasca y alimentos) aprovecha la actividad microbiana para superar fases termófilas de 70 °C, logrando una reducción óptima de humedad, neutralización del pH y conservación de nitrógeno, lo que genera una materia prima apta para el compostaje o la producción de combustibles derivados de residuos.

La reincorporación de subproductos agrícolas en la cadena de valor abre oportunidades clave para la seguridad alimentaria y la remediación ambiental bajo el enfoque de residuo cero. Paralelamente, el uso de estos mismos residuos orgánicos como bioadsorbentes (en formas como cáscara de plátano o biochar) valida su alta capacidad de adsorción en equilibrio para la remoción de contaminantes como el azul de metileno (AM), condicionando su viabilidad a largo plazo a una gestión post-tratamiento estricta que prevenga la contaminación secundaria.

El manejo moderno y la planeación de infraestructuras de residuos requieren la transición hacia herramientas tecnológicas avanzadas que optimicen los recursos económicos y humanos. La integración de Vehículos Aéreos No Tripulados (VANT) combinada con Sistemas de Información Geográfica (SIG) representa un cambio de paradigma metodológico en entornos urbanos, permitiendo la identificación, clasificación y cuantificación volumétrica de Residuos de Construcción y Demolición (RCD) a alta resolución y en tiempos drásticamente menores que la topografía convencional. Sin embargo, la evidencia técnica demuestra que la teledetección digital debe concebirse como una herramienta complementaria, ya que la auditoría y verificación física en campo siguen siendo indispensables para garantizar la precisión diagnóstica.

SECCIÓN IV: GOBERNANZA, EDUCACIÓN Y APLICACIÓN SOCIAL

Introducción

Actualmente, la degradación ambiental y la inadecuada gestión de los residuos se han consolidado como unos de los desafíos más críticos de la sustentabilidad. En México, esta problemática adquiere dimensiones complejas debido al crecimiento demográfico, la urbanización acelerada y los patrones de consumo, factores que saturan los sistemas tradicionales y obligan a repensar las políticas públicas bajo un enfoque integral de Gobernanza, Educación y Aplicación Social.

La presente sección, ofrece una visión panorámica y multifacética de las estrategias y diagnósticos que se desarrollan en el país para hacer frente a la contaminación por residuos, articulándose precisamente bajo estas tres vertientes. El pilar de la educación y la formación de capacidades se analizó a través de la evolución del Diplomado Opciones Sustentables y Solidarias de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos.

Por otra parte, la aplicación social del conocimiento científico se evidencia en los esfuerzos por entender las amenazas invisibles que acechan a los ecosistemas, como son los microplásticos. La producción científica mexicana ha transitado de estudios meramente descriptivos hacia análisis cualitativos y bibliométricos avanzados, que incorporan herramientas tecnológicas de vanguardia como la inteligencia artificial. A pesar de que México se posiciona como el tercer país con mayor producción científica en la materia dentro de América Latina y el Caribe, persisten vacíos críticos en la estandarización metodológica y en el estudio de sistemas de agua dulce. Atender estos rezagos es fundamental para robustecer el marco regulatorio federal y transferir estos hallazgos científicos hacia políticas de protección comunitaria efectivas.

Al evaluar la abundancia y morfología de microplásticos en sus sedimentos a través de diferentes métodos de digestión química, la investigación aporta datos críticos sobre los procesos de transporte y distribución de estas partículas. Este diagnóstico es un paso indispensable para la aplicación social de la ciencia, ya que genera la línea base necesaria para diseñar estrategias de prevención, control y remediación en un ecosistema hídrico de alta relevancia para las comunidades aledañas.

Asimismo, la búsqueda de alternativas sustentables basadas en la ciencia se extiende al diseño de soluciones biotecnológicas en sectores industriales específicos. Analizar el impacto y la composición de los residuos generados en celebraciones masivas permite proponer estrategias de prevención y valorización que involucren directamente a la comunidad, promoviendo el consumo responsable y la reducción de plásticos y desperdicios orgánicos desde el núcleo social. En conjunto, los trabajos aquí reunidos demuestran que la crisis de los residuos sólidos no es un problema puramente técnico, sino un reto de organización, transparencia y conciencia colectiva. A través de la articulación de una gobernanza participativa, una educación transformadora y una aplicación social de la ciencia.

IV.1 Formación de capacidades en gestión de residuos sólidos urbanos en México: evolución y aportes del Diplomado en Opciones Sustentables y Solidarias.

Trinidad Esmeralda Vilchis Pérez*

Adriana Puma Chávez**

Resumen

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) constituye uno de los principales retos socioambientales en México, cuya atención requiere no solo soluciones técnicas, sino también la formación de capacidades humanas especializadas. Este capítulo analiza la evolución del Diplomado en Opciones Sustentables y Solidarias de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos, desarrollado en el marco de un Proyecto Nacional de Investigación e Incidencia; se examinan los fundamentos teóricos de la educación ambiental y el papel de la capacitación en la transformación de paradigmas. La metodología tuvo un enfoque mixto con diseño no experimental y alcance descriptivo, que permitió conocer las características del programa destacando las particularidades de sus distintas emisiones, la evolución de su matrícula y su contribución a la formación de profesionales en el área. Los hallazgos evidencian un crecimiento sostenido en la demanda, una consolidación del modelo pedagógico y una contribución significativa a la generación de capacidades para la gestión integral de residuos en México.

Palabras clave: educación ambiental, gestión de residuos, capacitación, políticas públicas, GIRSU, Pronaii-RSU.

* Instituto de Ecología, A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, Xalapa, Veracruz. CP 91073, Tel. 228 842 18 14

E-mail: trinidad.vilchis@inecol.mx.

** Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) es uno de los desafíos más complejos de la agenda ambiental contemporánea, particularmente en países en desarrollo. El modelo lineal de consumo basado en “extraer–producir–desechar” genera presiones que impactan en la capacidad de respuesta frente a la magnitud y complejidad del problema que articula dimensiones ambientales, sociales y económicas, estas últimas asociadas a la recolección, tratamiento y disposición final [1-2].

En México, las dinámicas al interior de los sistemas de gestión se agravan por la persistencia de tiraderos a cielo abierto, la limitada cobertura de sistemas de separación y valorización y la heterogeneidad en las capacidades de gestión entre municipios [3]. Diversos estudios señalan como factor crítico la insuficiente formación de capital humano especializado, particularmente en el ámbito de la administración pública local, donde se concentran las responsabilidades operativas y de toma de decisiones [4].

En este escenario, la educación es un componente estratégico transformar los sistemas de gestión de residuos. Los enfoques contemporáneos señalan que se deben promover procesos formativos que capaciten y habiliten a los individuos para cuestionar, reinterpretar y transformar su relación con los residuos, lo que implica cambios en el pensamiento, los marcos valorativos y las prácticas sociales que sustentan los actuales patrones de producción y consumo [5-6]. La literatura señala que se requiere transitar hacia modelos educativos transdisciplinarios, que fomenten la acción colectiva y la corresponsabilidad [7-10].

En el ámbito específico de los residuos sólidos urbanos (RSU), la educación ambiental adquiere relevancia particular al abordar una problemática que sintetiza múltiples tensiones del modelo de desarrollo contemporáneo. Los residuos no son únicamente un subproducto indeseado del consumo, sino una manifestación material de las dinámicas económicas, culturales y tecnológicas que estructuran las sociedades actuales (Gregson, 2023). Por ello, su gestión no puede limitarse a soluciones técnicas o logísticas, sino que requiere intervenciones que incidan en los patrones de consumo, las prácticas cotidianas, las formas de organización social y la gobernanza [11-13].

No obstante, gran parte de las iniciativas educativas en materia de residuos han estado orientadas hacia enfoques remediales, centrados en la separación, reutilización y reciclaje que tienen un alcance limitado cuando no se acompañan de procesos de reflexión crítica sobre el consumo y la economía política de los materiales [10] [4] [14]. En estos casos, las prácticas promovidas tienden a convertirse en acciones mecánicas que no transforman las causas estructurales del problema, reproduciendo la lógica de gestión al final del ciclo de vida de los productos [15].

Frente a estas limitaciones, se plantea la necesidad de transitar hacia enfoques educativos que prioricen la prevención de la generación de residuos y la reducción en origen. Considerando esta premisa, la formación de profesionales capaces de operar en entornos complejos, caracterizados por la incertidumbre, la diversidad de intereses y la necesidad de coordinación multinivel, se vuelve un requisito indispensable [16-18]. Particularmente, los funcionarios públicos requieren competencias que les permitan gestionar sistemas técnicos, diseñar políticas, articular actores y promover procesos participativos [19].

En México, estas necesidades se reconocen en iniciativas como el Programa Nacional de Investigación e Incidencia en residuos sólidos urbanos (Pronaii-RSU), que plantea la capacitación de cuadros como uno de sus pilares estratégicos. Dentro de este marco, el *Diplomado en Opciones Sustentables y Solidarias de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos* (Diplomado-GIRSU) se configura como un dispositivo pedagógico orientado a la formación de capacidades multinivel con enfoque transdisciplinario y una clara vocación de incidencia. Se caracteriza por articular procesos de enseñanza-aprendizaje con la generación de conocimiento situado y de soluciones contextualizadas.

El presente capítulo tuvo como objetivo analizar la evolución del Diplomado-GIRSU como estrategia de formación en gestión de residuos en México. A partir de este análisis, se busca aportar elementos para la discusión acerca del papel de la educación en la transición hacia modelos de gestión de residuos más sostenibles, así como sobre los desafíos y oportunidades que enfrentan las iniciativas de formación en este campo.

2. Metodología

2.1 Diseño de investigación

El diseño de la investigación fue no experimental con enfoque mixto. Para el análisis cuantitativo se realizó el cálculo de indicadores educativos y para el cualitativo, una revisión sistematizada de información documental, entendida como un proceso de organización, síntesis e interpretación de información existente para identificar patrones y elementos relevantes de un fenómeno [20]. Esto último permitió reconstruir la evolución del diplomado a partir de registros institucionales y materiales académicos, sin pretender un análisis interpretativo profundo de tipo hermenéutico ni una codificación formal propia de diseños cualitativos más intensivos. Así mismo, el estudio hace un análisis de caso, en tanto se centra en un programa específico con el objetivo de documentar su desarrollo, características y resultados en el tiempo [21].

El alcance fue descriptivo, orientado a analizar la evolución y los aportes de un programa de formación en gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en el marco del Programa Nacional de Investigación e Incidencia (Pronaii-RSU). Esta aproximación resulta pertinente para examinar procesos educativos e institucionales complejos, en los que interesa comprender tendencias, transformaciones y características estructurales a partir de información contextualizada [20-22].

2.2 Fuentes de información

La investigación se sustenta en fuentes documentales primarias, entre las que se incluyeron: informes técnicos de las distintas ediciones del diplomado, registros administrativos de participación (postulación, ingreso, permanencia y egreso), materiales académicos (programas, contenidos, estructura curricular) y documentos institucionales del Pronaii-RSU. Estos registros proporcionaron información estructurada sobre el diseño, implementación y resultados del programa. El estudio se desarrolló de noviembre 2025 a febrero 2026, con datos de 2022 a 2025, periodo en el que se llevaron a cabo cuatro emisiones del programa.

2.3 Estrategia de análisis

El análisis consistió en un proceso de organización y síntesis de la información disponible, orientado a identificar tendencias y características relevantes del diplomado a lo largo de sus distintas ediciones.

Para el análisis cuantitativo se analizaron datos como la evolución de la demanda (número de postulaciones) y algunos indicadores educativos como la tasa de permanencia (1) y la de acreditación (2), utilizando las siguientes fórmulas:

$$\text{Tasa de permanencia} = \left(\frac{\text{Estudiantes matriculados al inicio del período}}{\text{Estudiantes que continúan al período siguiente}} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$\text{Tasa de acreditación} = \left(\frac{\text{Estudiantes que acreditan el programa}}{\text{Estudiantes que ingresan al inicio}} \right) \times 100 \quad (2)$$

En lo que corresponde al aspecto cualitativo, se definieron previamente dimensiones de análisis alineadas con los objetivos del estudio: perfil de los asistentes (sector, nivel académico, distribución geográfica), estructura curricular del programa (duración, módulos, contenidos temáticos), estrategias pedagógicas (modalidad, herramientas utilizadas, dinámica de las sesiones) y resultados académicos (productos generados). Estas dimensiones guiaron la revisión de los documentos y permitieron organizar la información de manera comparativa entre las generaciones, identificando cambios, continuidades y áreas de fortalecimiento.

Dado el carácter descriptivo y documental del estudio, no se aplicaron técnicas formales de codificación cualitativa ni procedimientos sistemáticos de triangulación. En su lugar, el rigor del análisis se sustenta en: el uso de fuentes institucionales directas, lo que garantiza la consistencia de la información; la coherencia interna entre los datos reportados en distintos documentos; la transparencia en la definición de las dimensiones de análisis y la descripción explícita del alcance y las limitaciones del estudio. Este enfoque es consistente con estudios descriptivos basados en análisis documental, cuyo objetivo principal es sistematizar información existente para generar una visión estructurada del fenómeno analizado [20-22].

3. Resultados y discusión

3.1 Origen, diseño y evolución del diplomado

El análisis documental evidencia que el *Diplomado en Opciones Sustentables y Solidarias de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos* se configuró como una estrategia progresiva de formación de capacidades, cuyo diseño y evolución responden a necesidades estructurales del sector y a los aprendizajes acumulados a lo largo de cuatro emisiones. El análisis comparativo permitió identificar una evolución significativa en términos de diseño, alcance y consolidación del programa como referente en el tema.

La primera edición (2022), se caracterizó por ser un programa de alcance interno, dirigido principalmente a integrantes del Pronaii-RSU. Su función principal fue homologar conocimientos entre los participantes para construir una base conceptual común y generar materiales permitieran conformar la estructura inicial al programa. Esta etapa puede interpretarse como un proceso de *incubación institucional*, en el que se establecieron las bases pedagógicas y organizativas.

En la segunda edición (2023), se abrió la convocatoria al público en general. Entre sus características destacaron la diversidad sectorial de procedencia de los participantes (académico, gubernamental, social), una cobertura geográfica nacional, la incorporación de herramientas digitales (Teams y Google classroom), así como la estructuración formal de contenidos en módulos, el diseño de evaluaciones y el acuerdo del esquema de acreditación. Esta fase también evidenció desafíos importantes en términos de permanencia de los participantes. Una encuesta reveló que la deserción se debió principalmente a la carga laboral que impedía la asistencia regular a las sesiones y el cumplimiento de tareas. Este problema refleja tensiones estructurales donde las condiciones laborales dificultan la participación en procesos de formación continua.

La tercera edición (2024), se caracterizó por el crecimiento exponencial de la demanda, un proceso de admisión más sofisticado y la inclusión de nuevos temas basada en un análisis colegiado. Otra innovación fue la incorporación de ponentes de diversos Centros Públicos de Investigación (CICESE, INECOL, CIIDIR y CIMAV), así como la participación de personas egresadas de la emisión anterior. Estos elementos reflejan un proceso de maduración académica, en el que el diplomado fortaleció su identidad como espacio formativo especializado y empezó a consolidar una comunidad de práctica.

La cuarta edición (2025), consolidó al programa como una iniciativa de referencia a nivel nacional, con alta demanda y procesos de selección más competitivos, mayor número de participantes, mejora en las tasas de permanencia y continuidad de la innovación pedagógica. Aunque el programa no se evalúa numéricamente, se incorporaron estrategias que permitieran contar con parámetros de mejora continua.

3.2 Tendencias transversales en la evolución del programa

El análisis longitudinal permitió identificar tendencias clave. En los resultados cuantitativos se identificó el crecimiento de la demanda, así como una eficiencia terminal sostenida a partir de que el diplomado abrió al público en general, lo que indica un reconocimiento creciente de la relevancia del tema y del prestigio del programa (Figura 1).

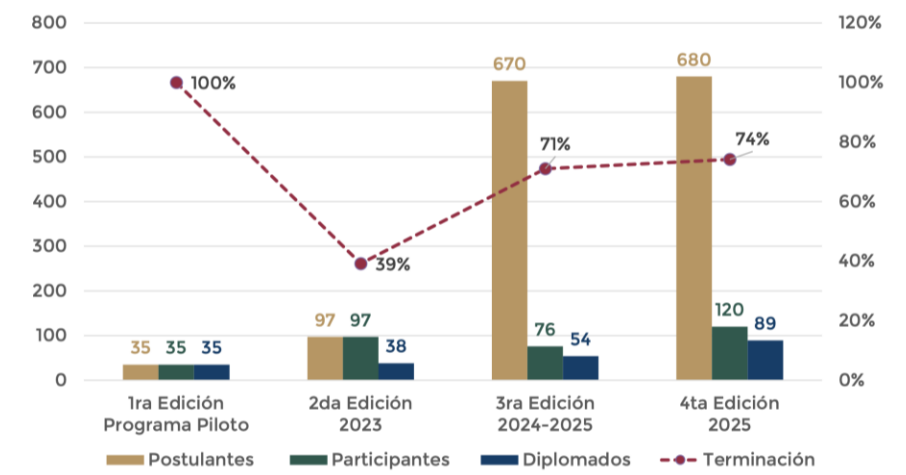


Figura 1. Demanda, tasa de aceptación, permanencia y acreditación del Diplomado-GIRSU (2022 a 2025).

También se diversificó el perfil de los participantes, lo que favoreció la incorporación de múltiples perspectivas y enriqueció el proceso formativo.

En el ámbito cualitativo se hizo evidente el fortalecimiento progresivo de la estructura del programa al incorporar temas emergentes. También destaca la constante preocupación por mejorar la organización, diseñar estrategias pedagógicas adecuadas a la virtualidad e integrar sistemas de

evaluación. Estas tendencias son consistentes con procesos de institucionalización de programas educativos, en los que la retroalimentación entre ediciones permite su mejora continua [9].

El crecimiento sostenido en la demanda, así como la diversificación de los perfiles, sugieren la existencia de una necesidad estructural de formación especializada en materia de residuos en México. Este hallazgo es consistente con estudios internacionales que documentan brechas significativas en capacidades técnicas e institucionales como uno de los principales obstáculos para la implementación efectiva de sistemas de gestión integral [2] [4].

3.3 El Diplomado como espacio de diálogo y aprendizaje colectivo

Más allá de sus características formales como programa de capacitación, el diplomado se configuró como un espacio de diálogo intersectorial, en el que convergen actores con trayectorias, conocimientos y contextos diversos. Desde la perspectiva de la gobernanza ambiental, estos espacios son fundamentales, ya que permiten: intercambiar experiencias entre territorios, compartir soluciones y buenas prácticas, identificar problemáticas comunes y construir redes de colaboración [9]. La literatura sobre gobernanza destaca la interacción entre actores diversos como elemento clave para la construcción de soluciones más robustas y legítimas [11-13]. En este sentido, el diplomado transmite conocimiento y facilita procesos de co-producción, en los que los participantes contribuyen activamente al aprendizaje colectivo a partir del diálogo, la reflexión conjunta y la confrontación de perspectivas. Esto es particularmente relevante en la gestión de residuos, donde las soluciones deben adaptarse a contextos locales y considerar múltiples dimensiones [16-18].

Los resultados permiten situar al diplomado como una intervención formativa dentro de un campo más amplio de transformación de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos (RSU). En particular, su evolución ofrece evidencia empírica respaldada por la literatura que identifica a la educación y la capacitación como componentes críticos en los procesos de transición hacia la sostenibilidad [4] [14].

Desde la perspectiva de las transiciones sociotécnicas, la formación de capacidades se entiende como una condición habilitante para la transformación de sistemas complejos, en tanto permite a los actores adquirir los conocimientos, habilidades y marcos cognitivos necesarios para cuestionar y modificar prácticas establecidas [13]. En este sentido, dentro del diplomado se enfatizó el enfoque preventivo y de reflexión sobre el consumo, aunque se abordaron las dimensiones técnicas, también se dio espacio para hacer énfasis en la importancia de la gobernanza, la educación y el gerenciamiento, respondiendo a la necesidad de desarrollar habilidades para el pensamiento sistémico, la anticipación, la colaboración y la resolución de problemas [7-8] [10]. De esta forma, el programa responde a la demanda existente y contribuye en construcción de capacidades para la reconfiguración del sistema de gestión de residuos.

Por otra parte, su enfoque transdisciplinario supera las limitaciones de modelos formativos tradicionales centrados en disciplinas aisladas, favoreciendo la comprensión integral de la problemática, en concordancia con las investigaciones que abordan la educación ambiental desde la sostenibilidad [5] [15]. En este sentido, el Diplomado puede interpretarse como una comunidad de práctica emergente, donde los participantes no solo adquieren conocimientos, sino que también construyen redes, comparten experiencias y desarrollan nuevas formas de entender y abordar la gestión de residuos [7]. Esta dimensión resulta particularmente relevante en contextos donde la coordinación interinstitucional y la colaboración entre actores son condiciones necesarias para la implementación de políticas efectivas [11].

El impacto del diplomado en la formación de funcionarios públicos y otros actores clave sugiere que este tipo de iniciativas puede contribuir al fortalecimiento de la capacidad de política pública,

entendida como la habilidad de los gobiernos para diseñar, implementar y evaluar políticas de manera efectiva [19]. En la gestión de residuos, donde las decisiones implican la articulación de múltiples dimensiones —técnicas, financieras, sociales y políticas—, el desarrollo de estas capacidades resulta fundamental. No obstante, la evidencia también sugiere que la traducción del conocimiento adquirido en acciones concretas de política pública sigue siendo un desafío. Este hallazgo coincide con autores que señalan la existencia de una brecha entre conocimiento y acción asociada a factores institucionales, políticos y organizacionales [18].

3.4 Alcances y limitaciones

En conjunto, los resultados y su interpretación sugieren que el diplomado constituye una experiencia relevante en el campo de la educación ambiental aplicada y la formación de capacidades para la sostenibilidad. Su evolución refleja un proceso de aprendizaje institucional y adaptación progresiva, que ha permitido mejorar su diseño, ampliar su alcance y fortalecer su impacto.

Desde una perspectiva más amplia, el diplomado es un instrumento de intervención en procesos de transición sociotécnica, al contribuir a la formación de actores capaces de impulsar cambios en los sistemas de gestión de residuos. En este sentido, su relevancia trasciende el ámbito educativo, posicionándose como un componente estratégico en la construcción de sistemas más sostenibles, resilientes y equitativos. No obstante, es importante mencionar que también presenta algunas limitaciones: no incorpora técnicas de recolección de datos primarios (como entrevistas o encuestas), no profundiza en percepciones o experiencias de los participantes y se basa en la disponibilidad y calidad de los registros documentales.

En este sentido, los resultados deben interpretarse como una caracterización descriptiva del programa, más que como una evaluación integral de su impacto.

Por otra parte, la traducción del conocimiento en práctica sigue siendo un reto significativo. Aunque el diplomado proporciona herramientas conceptuales y metodológicas, su implementación depende de factores externos, como la disponibilidad de recursos, el apoyo institucional y las condiciones políticas.

4. Conclusiones

En un contexto de crisis ambiental global, caracterizado por el incremento en la generación de residuos y la presión sobre los sistemas de gestión, el fortalecimiento de la educación en esta materia no solo es pertinente, sino indispensable. La evidencia presentada en este estudio sugiere que los programas de formación como el Diplomado-GIRSU pueden desempeñar un papel estratégico en la transición hacia modelos más sostenibles.

El incremento progresivo en la demanda evidencia el interés creciente en la temática y el reconocimiento del programa como un espacio formativo especializado. No obstante, el número de participantes es reducido en comparación con la magnitud del problema a nivel nacional. Esto plantea la necesidad de explorar estrategias de escalamiento, como la replicación del modelo, la creación de programas regionales o el uso de plataformas digitales para ampliar el alcance.

La educación ambiental constituye un pilar fundamental para la transformación de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos, al incidir simultáneamente en los niveles individual, colectivo e institucional. Su potencial radica en su capacidad para articular conocimiento, acción y gobernanza, promoviendo cambios que trascienden las prácticas inmediatas y se orientan hacia la reconfiguración de los modelos de desarrollo.

De manera complementaria, la capacitación de cuadros emerge como un componente clave en este proceso, al fortalecer las capacidades necesarias para impulsar transformaciones sistémicas en los ámbitos institucional, organizacional y territorial. En este marco, el diseño e implementación de estrategias educativas dirigidas a profesionales —particularmente en la administración pública— se presenta como una condición necesaria para avanzar hacia sistemas de gestión de residuos más integrales, equitativos y sostenibles.

5. Referencias

- [1]Ghisellini P., Cialani, C. y 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>
- [2] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- [3]Secretaría del Medio Ambiente. (2017). Diagnóstico de residuos sólidos urbanos en la Ciudad de México. Gobierno de la Ciudad de México.
- [4]Wilson, D. C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. A., & Alabaster, G. (2015). Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Management & Research*, 33(12), 1115–1129. <https://doi.org/10.1177/0734242X15616024>
- [5]Leff, E. (2008). *Saber ambiental: Sustentabilidad, racionalidad, complejidad, poder*. Siglo XXI Editores.
- [6]Sterling, S. (2010). Transformative learning and sustainability: Sketching the conceptual ground. *Learning and Teaching in Higher Education*, 5, 17–33.
- [7]Wenger, E. (1998). *Communities of practice: Learning, meaning, and identity*. Cambridge University Press.
- [8]Sauvé, L. (2004). Una cartografía de corrientes en educación ambiental. *Tópicos en Educación Ambiental*, 6(18), 7–23.
- [9]Wiek, A., Withycombe, L., & Redman, C. L. (2011). Key competencies in sustainability: A reference framework for academic program development. *Sustainability Science*, 6(2), 203–218. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0132-6>
- [10]Gregson, N. (2023). *The waste of the world*. Bristol University Press.
- [11]Ansell, C., & Gash, A. (2008). Collaborative governance in theory and practice. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 18(4), 543–571. <https://doi.org/10.1093/jopart/mum032>
- [12]Loorbach, D. (2010). Transition Management for Sustainable Development: A Prescriptive, Complexity-Based Governance Framework. *Governance*, 23: 161–183. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0491.2009.01471.x>
- [13]Geels, F. W. (2011). The multi-level perspective on sustainability transitions: Responses to seven criticisms. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1(1), 24–40. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.02.002>
- [14]Galván, Y., y N. Rosas, (2022). Prevención de la generación de residuos en la educación ambiental no formal desde la sustentabilidad fuerte. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, (5), 2, 2370-2382. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n2-077>

- [15] Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- [16] Novo, M. (2005). *La educación ambiental: Bases éticas, conceptuales y metodológicas*. UNESCO.
- [17] Pahl-Wostl, C. (2009). A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. *Global Environmental Change*, 19(3), 354–365. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.06.001>
- [18] Bulkeley, H., Castán Broto, V., & Edwards, G. A. S. (2013). *An urban politics of climate change: Experimentation and the governing of socio-technical transitions*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203077207>
- [19] Wu, X., Ramesh, M., & Howlett, M. (2015). Policy capacity: A conceptual framework for understanding policy competences and capabilities. *Policy and Society*, 34(3–4), 165–171. <https://doi.org/10.1016/j.polsoc.2015.09.001>
- [20] Bowen, G. A. (2009). Document analysis as a qualitative research method. *Qualitative Research Journal*, 9(2), 27–40. <https://doi.org/10.3316/QRJ0902027>
- [21] Yin, R. K. (2018). *Case study research and applications: Design and methods* (6th ed.). SAGE.
- [22] Creswell, J. W., & Poth, C. N. (2018). *Qualitative inquiry and research design: Choosing among five approaches* (4th ed.). SAGE.

IV.2 Análisis de la producción científica en México sobre microplásticos en la última década.

Francisco Jesús Alvirde Díaz*
María del Consuelo Hernández Berriel*
Fredy Cuellar Robles*
Illescas Martínez, Francisco Javier*
Vázquez Morillas, Alethia**

Resumen

El estudio de los microplásticos en México ha crecido significativamente en la última década. El presente trabajo tuvo por objetivo conocer y clasificar mediante análisis bibliométrico y cualitativo la producción científica sobre microplásticos en México, publicada entre 2016 y 2025. La recopilación de información se realizó con palabras clave en la base de datos de ScienceDirect y posteriormente los trabajos se analizaron con el software VOSviewer, para mapear la estructura intelectual, tendencias de investigación y redes de colaboración científica sobre microplásticos. Se localizaron 187 documentos originales y de revisión, de los cuales se seleccionaron 80 siguiendo el protocolo PRISMA. Se identificaron cuatro clústeres temáticos principales: (1) contaminación en ecosistemas costeros y sedimentos, (2) ingestión y efectos en biota, (3) métodos de digestión, extracción y caracterización, y (4) gestión de residuos plásticos e inteligencia artificial. Las palabras clave con mayor densidad fueron "microplastics", "pollution", "ingestion", "fibers" y "sediment", identificándose una creciente incorporación de términos como "artificial intelligence" y "machine learning". México con el 13% es el tercer país con mayor producción científica en América Latina y el Caribe. La red de coautoría mostró cuatro grupos de investigación principales (UAM, UDG-CUCSur, UAC-EPOMEX, CINVESTAV-IPN). Se detectaron como vacíos críticos: falta de estandarización metodológica, ausencia de estudios sobre exposición humana, regiones subestudiadas (Pacífico sur y frontera norte) y limitada investigación en ecosistemas de agua dulce. Se concluye que la investigación mexicana ha evolucionado de estudios descriptivos hacia enfoques analíticos avanzados y que existen oportunidades para fortalecer la colaboración interinstitucional y el marco regulatorio federal.

Palabras Clave: *Análisis bibliométrico, ciencia de redes, contaminación, inteligencia artificial, microplásticos.*

* División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, Av. Tecnológico s/n, Fraccionamiento la Virgen, Metepec, Estado de México, México. C.P. 52149. Tel. 7222087200

E-mail: *mhernandezb@toluca.tecnm.mx

** Departamento de Energía, Unidad Azcapotzalco, Universidad Autónoma Metropolitana, México

1. Introducción

La contaminación por microplásticos (partículas <5 mm) se ha convertido en uno de los desafíos ambientales más apremiantes del siglo XXI [1,2,3]. A nivel regional, América Latina y el Caribe (LAC) contribuye con apenas el 5% de la producción científica global sobre microplásticos. Dentro de LAC, Brasil lidera con el 52% de las publicaciones, seguido por Chile (16%) y México (13%) [1].

En México, la investigación en esta área ha crecido exponencialmente en la última década, pasando de estudios aislados en playas turísticas [4] a análisis sistémicos que abarcan acuíferos subterráneos [5], atmósfera urbana [6] y reservas de la biosfera [7]. Si bien, México se ubica como el tercer productor científico en la región de ALC, su producción evidencia la necesidad de fortalecer la investigación nacional

La investigación mexicana ha abordado diversas matrices ambientales. En cuerpos de agua continentales destacan los estudios en la cuenca del río Atoyac, donde se han registrado concentraciones alarmantes de microplásticos [8]. Asimismo, se ha documentado su presencia en áreas naturales protegidas como la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda [7]. En el ámbito marino-costero, el Golfo de Tehuantepec [9] y el Golfo de California [10] han sido objeto de estudios en sedimentos y biota, mientras que el Pacífico central mexicano ha sido escenario de investigaciones pioneras sobre zooplancton [11]. Estudios en playas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) han documentado concentraciones significativas de microplásticos [12]. En peces comerciales de Campeche se ha demostrado que la densidad del plástico es un factor clave en su ingesta [13]. Recientemente, se ha reportado la presencia de microplásticos en el tracto digestivo de delfines varados en Campeche [14], así como en sedimentos de playas en Veracruz [15].

Sin embargo, a pesar del creciente número de publicaciones, no existe un análisis sistemático que permita visualizar las tendencias, vacíos de conocimiento y redes de colaboración en este campo a nivel nacional. La bibliometría, mediante herramientas como VOSviewer [16], permite construir y visualizar redes de términos clave, autores y coocurrencias, facilitando la identificación de la estructura intelectual de un dominio científico.

El objetivo del presente trabajo fue conocer y clasificar mediante análisis bibliométrico y cualitativo la producción científica sobre microplásticos en México, publicada entre 2016 y 2025; con el fin de identificar áreas de oportunidad e interés en la caracterización de los microplásticos y su impacto al ambiente y salud humana, así como fortalecer e incrementar redes de colaboración, que permitan brindar información sólida sobre esta problemática a los tomadores de decisiones y a la población en general.

2. Metodología

El desarrollo del análisis bibliométrico y analítico se llevó a cabo siguiendo diferentes etapas, las cuales se describen en los subapartados siguientes.

2.1 Fuente de datos y estrategia de búsqueda

Se utilizó la base de datos ScienceDirect (Elsevier) como fuente de información principal, complementada con consultas en Scopus y SciELO para verificar la cobertura de revistas mexicanas e internacionales [24,25]. La búsqueda se realizó con las palabras clave como microplásticos y Mexico. Se aplicaron filtros de: tipo de documento (artículos de investigación y revisiones), idioma (inglés y español), período (2016-2025) y áreas temáticas (Environmental Science, Agricultural and Biological Sciences, Earth and Planetary Sciences, Chemistry, Engineering).

2.2. Criterios de inclusión y selección de documentos

Siguiendo el protocolo PRISMA [26], se establecieron criterios de inclusión: originalidad (estudios de campo o laboratorio en México), relevancia temática (revisiones sobre México), autoría (autores identificados), integridad documental (metadatos completos) y calidad editorial (revistas arbitradas). Se excluyeron artículos de opinión, actas de congresos y trabajos con afiliación mexicana marginal.

2.3. Extracción y procesamiento de datos

Los metadatos se exportaron en formato RIS y CSV. Se realizó una limpieza manual que incluyó la unificación de sinónimos (microplastic/microplastics/microplástico a microplastics), estandarización de términos compuestos (FTIR, machine learning), eliminación de términos genéricos (México, study, results, analysis, water, sample), normalización de nombres de autores y corrección de errores de codificación.

2.4. Análisis bibliométrico

Se utilizó el software VOSviewer (versión 1.6.20) [16] para construir y visualizar las redes bibliométricas. Los parámetros de análisis se establecieron conforme a estudios previos [1,3]: tipo de análisis (coocurrencia de términos), unidad de análisis (palabras clave + título + resumen), método de conteo (binary counting), normalización (association strength), umbral mínimo (5 ocurrencias), 60 términos seleccionados, resolución de clustering (1.00) y visualizaciones (Network, Density, Overlay).

3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan la información recabada, su análisis e interpretación para la elaboración de análisis bibliométrico de la producción científica sobre microplásticos en México.

3.1 Fuente de datos y estrategia de búsqueda

La aplicación de la estrategia de búsqueda arrojó 187 documentos potenciales para el período 2016-2025, observando variabilidad en el número de publicaciones anuales (Tabla 1). Un estudio clave de Orona-Navar et al. [1] reportó que LAC contribuye con apenas el 5% de la producción global, donde los mayores productores regionales son Brasil (52%), Chile (16%) y México (13%).

Tabla 1. Distribución anual de publicaciones sobre microplásticos en México 2016-2025

Año	Número de publicaciones	Incremento anual	Porcentaje acumulado
2016	5	—	2.67%
2017	3	-40.00%	4.28%
2018	4	33.33%	6.42%
2019	9	125.00%	11.23%
2020	11	22.22%	17.11%
2021	22	100.00%	28.88%
2022	24	9.09%	41.71%
2023	28	16.67%	56.68%
2024	25	-10.71%	70.05%
2025	56	124.00%	100.00%

3.2. Criterios de inclusión y selección de documentos

Tras aplicar los criterios de inclusión, se identificaron 80 documentos que cumplieron con todos los criterios (Tabla 2). Las principales revistas fueron: Science of The Total Environment, Environmental Pollution, Marine Pollution Bulletin y Environmental Science and Pollution Research. La alta tasa de exclusión a texto completo (32 documentos, 28.6% de los evaluados) se debió principalmente a: (a) artículos de opinión o cartas al editor (n=12), (b) trabajos donde la afiliación mexicana era marginal o no especificada (n=10), (c) actas de congresos sin texto completo (n=6), y (d) duplicados no detectados en la primera fase (n=4). La tasa de selección (documentos seleccionados/documentos identificados) se mantuvo relativamente constante en el rango del 40-55% para la mayoría de los años, con la excepción del año 2024 que presentó una tasa más baja (28.0%), debido a un mayor número de artículos de opinión y documentos sin autores claramente identificados.

Tabla 2. Diagrama PRISMA del proceso de selección de documentos

Etapas	Número de documentos
Documentos identificados en ScienceDirect	187
Eliminación de duplicados	-23
Documentos tras eliminación de duplicados	164
Documentos excluidos por título/abstract (no México o no microplásticos)	-52
Documentos evaluados a texto completo	112
Documentos excluidos a texto completo (opinión, sin autores, actas)	-32
Documentos incluidos en el análisis bibliométrico	80

3.3. Extracción y procesamiento de datos

El proceso de extracción y limpieza de datos permitió generar un *corpus* de 80 resúmenes y palabras clave. La tabla 3 presenta las estadísticas del procesamiento de datos.

Tabla 3. Estadísticas del procesamiento de datos

Etapas del procesamiento	Términos	Reducción
Términos únicos iniciales	1,242	—
Eliminación de términos genéricos	-342	-27.5%
Unificación de sinónimos	-156	-12.6%
Términos significativos para análisis	744	40.1% de reducción total

En la tabla 4 se resumen los términos con mayor ocurrencia, fuerza de enlace y centralidad en la red con respecto a los trabajos publicados.

Tabla 4. Términos con mayor densidad y fuerza de enlace en la red

Rango	Término	Ocurrencias	Fuerza de enlace total	Centralidad en la red
1	microplastics	80	245	Muy alta
2	pollution	52	187	Alta
3	ingestion	38	156	Alta
4	fibers	35	142	Alta
5	sediment	32	138	Alta
6	FTIR	28	119	Media-Alta
7	degradation	24	98	Media
8	plastic waste	22	87	Media
9	artificial intelligence	18	72	Media
10	beach sediment	17	68	Media

La alta densidad del término “fibers” es consistente con la evidencia empírica: en el Golfo de Tehuantepec el 73% de las partículas fueron fibras [9]; en la Sierra Gorda predominaron en agua y sedimentos [7]; en la cuenca del Atoyac [8] y en el PNSAV [12] también fueron el morfotipo dominante; evidenciando que las fuentes terrestres, como la cuenca del Atoyac, son los principales vectores de contaminación.

La alta centralidad del término “ingestion” refleja la importancia de los estudios de biota [11,13,14]. La inclusión del término “artificial intelligence” indica una línea emergente para la clasificación automatizada de microplásticos, con precisiones cercanas al 99% [17].

3.4. Análisis bibliométrico

El mapa de red de coocurrencia de la producción científica en México (Figura 1) mostró cuatro clústeres temáticos principales: Clúster 1 (Amarillo): Contaminación en ecosistemas costeros y sedimentos; Clúster 2 (Verde): Ingestión y efectos en biota; Clúster 3 (Azul): Métodos analíticos avanzados; Clúster 4 (Rojo): Gestión de residuos plásticos y fuentes terrestres.

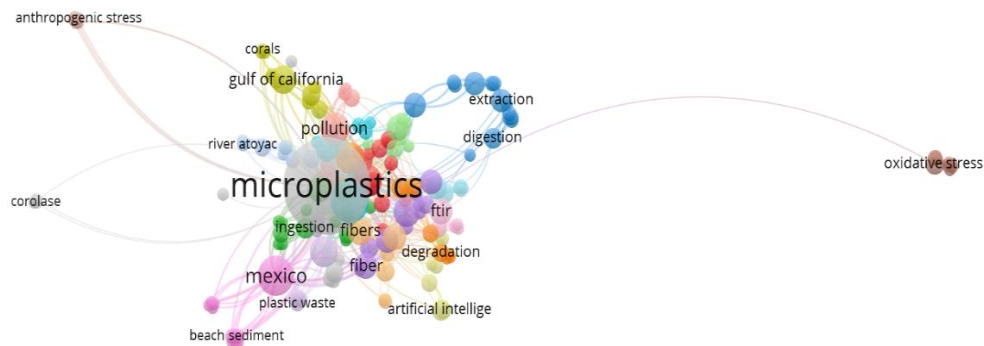


Figura. 1. Mapa de red de coocurrencia

La tabla 5 presenta la distribución de las principales revistas donde se publicaron trabajos sobre microplásticos realizados en México, destacando Science of The Total Environment y Environmental Pollution con factores de impacto superiores a 8.

Tabla 5. Revistas donde se publicaron trabajos sobre microplásticos

Revista	% del total	Factor de impacto
Science of The Total Environment	18%	9.8
Environmental Pollution	12%	8.9
Marine Pollution Bulletin	10%	5.6
Environmental Science and Pollution Research	8%	5.2
Hidrobiológica (México)	4%	0.6
Revista Internacional de Contaminación Ambiental (México)	3%	0.5

La presencia de revistas mexicanas como Hidrobiológica (UAM) y RICA (UNAM), evidencia la existencia de canales de difusión nacional para investigación de calidad, aunque con factores de impacto significativamente menores que las revistas internacionales, lo que puede influir en la visibilidad de la ciencia mexicana, así como en que los investigadores elijan revistas nacionales.

El análisis de superposición temporal (Figura 2) permitió identificar tres fases en la producción científica mexicana sobre microplásticos en la última década:

- Fase 1 (2016-2019) - Enfoque descriptivo con términos como "beach sediment", "fiber", "pollution" [4,21,22].
- Fase 2 (2020-2022) - Expansión a biota con "ingestion", "gulf of California", "oxidative stress" [11,13,23].
- Fase 3 (2023-2025) - Innovación metodológica con "artificial intelligence", "machine learning", "waste management" [2, 7, 8, 10, 12, 14, 15, 17].

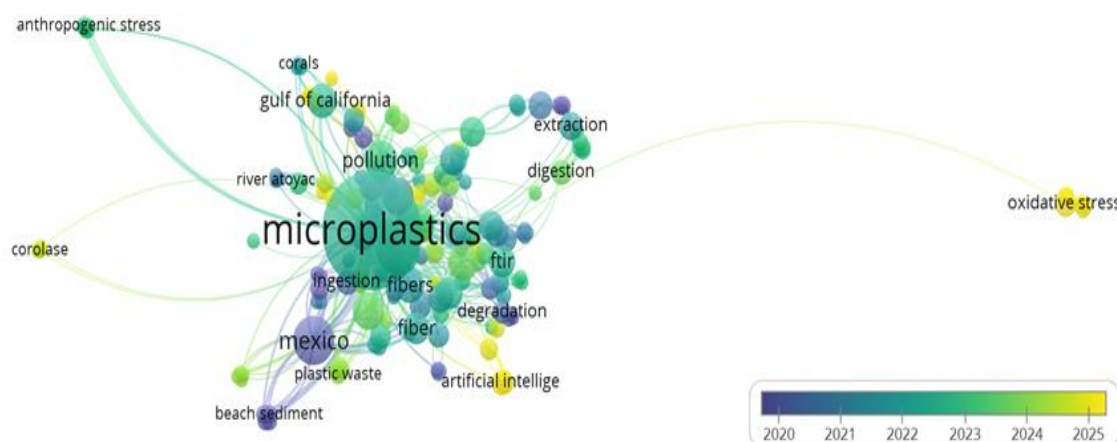


Figura. 2. Evolución temporal de los términos clave

A partir del análisis de coautoría (Figura 3), se identificaron cuatro grupos de investigación principales (Tabla 6), así como otros grupos que trabajan de forma aislada, lo que evidencia que la red de coautoría es fragmentada.

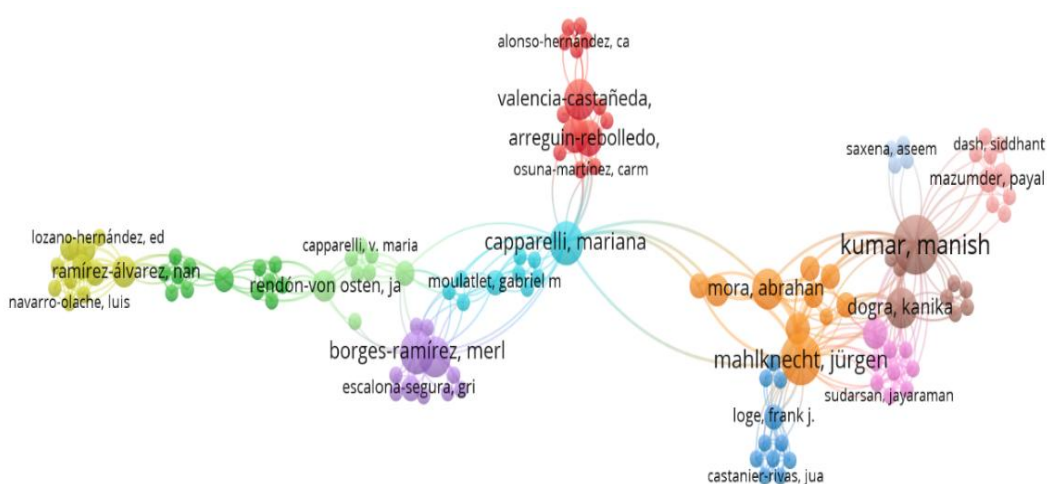


Figura. 3. Red de coautoría y grupos de investigación

Tabla 6. Grupos de investigación identificados en el análisis de coautoría

Institución	Liderazgo	Nº de publicaciones	Líneas temáticas principales
UAM Azcapotzalco (Universidad Autónoma Metropolitana)	A. Vázquez Morillas y R. M. Espinosa-Valdemar	8	Ecosistemas urbanos (lagos de CDMX), aguas residuales, deposición atmosférica [6,18,19]
Universidad de Guadalajara (UdG) - CUCSur (Centro Universitario de la Costa Sur)	E. R. Kozak y J. A. Mendoza-Pérez	6	Zooplankton nerítico y mesozooplankton del Pacífico central [11,20]
Universidad Autónoma de Campeche - EPOMEX (en colaboración con ECOSUR)	M. M. Borges-Ramírez, J. Rendón-von Osten	5	Peces comerciales, sedimentos costeros, mamíferos marinos [13,14,21]
CINVESTAV-IPN (Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN)	V. C. Shruti y F. Pérez-Guevara	4	Revisiones sistemáticas, aguas subterráneas [1,5]

Entre los vacíos detectados destacan: la ausencia del término "human exposure" en la red (ninguna ocurrencia), la baja representación de las regiones del Pacífico sur y frontera norte en los mapas de densidad geográfica, y la escasa presencia de términos relacionados con ecosistemas de agua dulce distintos a "river Atoyac"[8]. Finalmente, la baja densidad del término "regulation" (2 ocurrencias) [9,12] y la alta densidad de "plastic waste" (22 ocurrencias) evidencian la ausencia entre la producción científica y el marco regulatorio federal, actualmente inexistente para microplásticos [2].

4. Conclusiones

El análisis bibliométrico y analítico reveló que la investigación sobre microplásticos en México ha crecido exponencialmente entre 2016 y 2025, alcanzando su punto máximo en 2025 (24 publicaciones), con cuatro grupos de investigación consolidados y posiciona a México como el tercer país más productivo en ALC.

Las fibras constituyen el morfotipo predominante en todas las matrices estudiadas de playas, ríos, sedimentos y biota. Se detectó una tendencia emergente hacia el uso de inteligencia artificial para la clasificación automatizada de microplásticos.

Se identificaron como vacíos críticos: falta de estandarización metodológica, ausencia de estudios sobre exposición humana, regiones subestudiadas (Pacífico sur y frontera norte) y limitada investigación en ecosistemas de agua dulce. Urge fortalecer un marco regulatorio federal en microplásticos, actualmente inexistente y de modernizar las plantas de tratamiento para retener fibras.

5. Referencias

- [1] Orón-Navar, A., et al. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean. *Journal of Environmental Management*, 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- [2] Caro-Martínez, D. M., et al. (2025). The state of microplastic pollution in México. *Science of The Total Environment*, 988, 179772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179772>
- [3] Pacheco, C., et al. (2025). The never-ending story of dangerous ubiquitous particles. *Science of The Total Environment*, 1001.

- [4] Retama, I., et al. (2016). Microplastics in Mexican beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 45-51. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.036>
- [5] Pérez-Guevara, F., et al. (2023). First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(12), 12912-12925. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27461-9>
- [6] Vázquez-Morillas, A., et al. (2021). Microplastics in the atmosphere of Mexico City. *Aerosol and Air Quality Research*, 21(12), 210234. <https://doi.org/10.4209/aaqr.210234>
- [7] Granados-Sánchez, R. R., et al. (2024). Microplastic pollution in protected natural areas. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1441340. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1441340>
- [8] Arredondo-Navarro, A., et al. (2025). Spatiotemporal assessment of microplastic incidence in the Atoyac basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 1039. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14459-8>
- [9] Ramos-Vázquez, M. A. A., et al. (2024). Microplastics in marine sediments from the Gulf of Tehuantepec. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 19(2), 296. <https://doi.org/10.26471/cjees/2024/019/296>
- [10] Villagómez-Velez, S. I., et al. (2025). Microplastic existence in whale shark feeding zones in Gulf of California. *Ocean & Coastal Management*, 250, 107234. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2025.107234>
- [11] Kozak, E. R., et al. (2021). Surface layer microplastic pollution in four bays of the central Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112537. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112537>
- [12] Peralta-Peláez, L. A., et al. (2023). Microplásticos en playas del PNSAV, México. *Hidrobiológica*, 33(2), 231-242. <https://doi.org/10.24275/khdd6042>
- [13] Borges-Ramírez, M. M., et al. (2020). Plastic density as a key factor in microplastic ingestion by commercial fishes. *Environmental Pollution*, 267, 115451. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115451>
- [14] Delgado-Estrella, A., et al. (2025). Microplastics in digestive tract of bottlenose dolphins in Campeche. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 55072. <https://doi.org/10.20937/rica.55072>
- [15] Pérez-Alvarado, B. Y., & Armstrong-Altrin, J. S. (2025). Microplastics in Barra Norte and Mocambo beach sediments. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 20(2), 241-254. <https://doi.org/10.26471/cjees/2025/020/329>
- [16] Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2010). Software survey: VOSviewer. *Scientometrics*, 84(2), 523-538. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>
- [17] Pérez-Patricio, M., et al. (2025). FTIR-Based Microplastic Classification using ML Techniques. *Microplastics*, 10(2), 46. <https://doi.org/10.3390/microplastics10020046>
- [18] Vázquez-Morillas, A., et al. (2022). Microplastic pollution in Mexican urban lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(12), 17465-17476. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18534-2>
- [19] Espinosa-Valdemar, R. M., et al. (2023). Microplastic ingestion by freshwater fish in Mexico City. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 1234. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11893-4>

- [20] Kozak, E. R., et al. (2024). Microplastic ingestion in marine mesozooplankton. *Journal of Visualized Experiments (JoVE)*, 39047548. <https://doi.org/10.3791/39047548>
- [21] Borges-Ramirez, M. M., et al. (2019). Microplastics and phthalates in sediments from Campeche. *Science of The Total Environment*, 672, 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.456>
- [22] Shruti, V. C., et al. (2019). Microplastic pollution in the Atoyac River basin. *Science of The Total Environment*, 137, 219-226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.123>
- [23] Jones, J. S., et al. (2022). Microplastic ingestion by sea turtles in the Mexican Pacific. *Marine Environmental Research*, 178, 105654. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105654>
- [24] Elsevier. (2026). *Scopus - Abstract and citation database of peer-reviewed literature*. <https://www.scopus.com>
- [25] SciELO - Scientific Electronic Library Online. (2026). *SciELO México*. <https://www.scielo.org.mx>
- [26] Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el otorgamiento de la beca nacional para estudios de Posgrado, y al laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental (LIIA) del TecNM/ITToluca por su apoyo para la realización de esta investigación.

IV.3 Microplásticos de Acolchados Agrícolas: Impacto Ambiental, Edáfico, Económico y en la Salud Humana.

María del Consuelo Hernández Berriel*

José Antonio Rodríguez González*

Fredy Cuellar Robles*

Rodolfo Serrato Cuevas**

Maria del Consuelo Mañón Salas*

Resumen

Los acolchados plásticos de polietileno son una práctica común en la agricultura intensiva, pero generan una grave contaminación por microplásticos que se acumulan en los suelos agrícolas. El objetivo de este trabajo fue documentar y presentar una revisión sobre el conocimiento actual de la generación de microplásticos por degradación de los acolchados sintéticos y sus severos impactos en el ambiente, el suelo, los cultivos, la economía y la salud humana. Se utilizaron motores de búsqueda científicos como Scopus, PubMed y Google Scholar de 2010 a 2026, se seleccionaron artículos indexados y arbitrados en inglés y español, se organizaron en cinco ejes y se analizaron alternativas de sustitución por acolchados biodegradables. Los microplásticos alteran las propiedades del suelo: aumentan la densidad aparente, reducen la porosidad y disminuyen la conductividad hidráulica. En la biota edáfica, causan daño intestinal y estrés oxidativo en lombrices e inhiben la reproducción en colémbolos. En cultivos como maíz, frijol y trigo, reducen la germinación, biomasa y fructificación. Las pérdidas económicas son significativas por costos de gestión y menor rendimiento. Los microplásticos han sido detectados en alimentos como lechuga, manzana y tomate. Una vez ingeridos, atraviesan la barrera intestinal, se translocan a la sangre y se acumulan en hígado, riñones y cerebro, induciendo inflamación crónica y estrés oxidativo. Como principal mitigación, los acolchados biodegradables son prometedores, aunque requieren economía circular para garantizar una agricultura sostenible.

Palabras clave: *Microplásticos, acolchado agrícola, polietileno, contaminación de suelo, ecotoxicología.*

* División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, Av. Tecnológico s/n, Fraccionamiento la Virgen, Metepec, Estado de México, México. C.P. 52149. Tel. 7222087200 E-mail: mhernandezb@toluca.tecnm.mx

**Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias Agrícolas, Carretera Toluca - Ixtlahuaca kilómetro 15.5, Campus Universitario "El Cerrillo", El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca Edo. de México. C.P. 50295.

1. Introducción

La agricultura moderna depende en gran medida de los plásticos para mejorar la productividad y la eficiencia [1]. Las películas de acolchado, fabricadas predominantemente de polietileno (PE), son esenciales para la supresión de malezas, la conservación de la humedad y la regulación de la temperatura del suelo [2]. El PE, debido a su bajo costo y propiedades mecánicas, ha sido el material predominante desde 1960 hasta la actualidad. [3]. Sin embargo, la creciente conciencia sobre la contaminación plástica ha dirigido la atención hacia los microplásticos (MP, partículas de plástico de tamaño inferior a 5 mm), que emergen como un contaminante global de preocupación prioritaria en los ecosistemas terrestres por su ubicuidad, persistencia y potencial de toxicidad [4].

Se estima que los suelos agrícolas acumulan cantidades de MP potencialmente superiores a las de los océanos, convirtiéndolos en un sumidero crítico de estos contaminantes [5]. Los acolchados plásticos son una fuente principal de esta contaminación. La exposición a la radiación ultravioleta (UV), la abrasión mecánica y la intemperización fragmentan las películas en MP, los cuales se incorporan al perfil del suelo [6-7]. Frente a esta grave problemática, los acolchados biodegradables (PBAT, adipato-co-tereftalato de polibutileno, o PLA, ácido poliláctico) se presentan como alternativa de mitigación, aunque su efectividad depende de condiciones específicas para su degradación [8].

El objetivo de este trabajo fue documentar y presentar una revisión sobre el conocimiento actual de la generación de microplásticos por degradación de los acolchados sintéticos y sus severos impactos en el ambiente, el suelo, los cultivos, la economía y la salud humana.

2. Metodología

2.1 Criterios de selección de estudios

Se utilizaron los motores de búsqueda Scopus, Web of Science, PubMed y Google Scholar con palabras clave en inglés y español como: "microplastics", "agricultural mulch", "polyethylene degradation", "soil health", "crop impact", "economic loss", "biodegradable mulches" y "food safety". Se revisaron artículos publicados entre 2010 y 2026 para proporcionar una visión global y actual de la problemática de los microplásticos derivados de acolchados agrícolas.

Se incluyeron artículos indexados y arbitrados en inglés y español, que abordaran la contaminación por MP en sistemas agrícolas, que compararan diferentes tipos de acolchados (PE vs. biodegradables) y que reportaran impactos en al menos una de las siguientes categorías: propiedades del suelo, biota edáfica, desarrollo de cultivos, economía o salud humana.

2.2 Microplásticos de acolchados y sus impactos

Con base en los resultados reportados en los artículos seleccionados, se identificaron y clasificaron los hallazgos, organizándolos en cinco ejes: generación de MP por acolchados, impactos en las propiedades fisicoquímicas del suelo y en la biota edáfica, impactos en cultivos y fructificación, impactos en la salud humana y, pérdidas económicas asociadas a MP.

2.3 Análisis de mitigación con acolchados biodegradables

Para la elaboración de este apartado, se partió de la identificación de los acolchados biodegradables como la principal estrategia de mitigación reportada en la literatura revisada. Se analizaron comparativamente estudios que evaluaban el desempeño de estos materiales frente al polietileno convencional, considerando su composición química, mecanismos de degradación, impactos en

propiedades del suelo, rendimiento de cultivos y costos asociados. La integración de esta evidencia permitió estructurar el análisis en torno a tres preguntas fundamentales: qué son, cómo funcionan y por qué constituyen una alternativa viable.

3. Resultados y discusión

3.1 Selección de estudios

Los motores de búsqueda rindieron 210 artículos, los cuales se revisaron conforme a los criterios establecidos mencionados en el subapartado 2.1 y se seleccionaron 50, excluyendo los artículos que abordaron: estudios centrados exclusivamente en ambientes marinos o de agua dulce sin relación directa con suelos agrícolas, trabajos que analizaron únicamente la degradación del plástico sin evaluar algún tipo de impacto (ambiental, biológico, económico o sanitario) y documentos cuyo texto completo no estuvo disponible. Si bien este trabajo aborda la revisión de 50 artículos, por cuestiones de espacio del formato requerido, se presentan las 23 referencias más representativas.

3.2 Microplásticos de acolchados y sus impactos

A continuación, se presentan y describen los resultados más relevantes para cada uno de los cinco ejes en que se dividió la información recopilada sobre microplásticos de acolchados y sus impactos.

3.2.1 Generación de microplásticos a partir de acolchados agrícolas

Scheurer y Bigalke [6] y Ding et al. [7] encontraron que la generación de microplásticos a partir de acolchados agrícolas es un proceso continuo que comienza con la instalación del acolchado en el campo. Un metaanálisis global reciente basado en 134 estudios y 2229 puntos de datos reveló que el acolchado plástico incrementa el rendimiento de los cultivos en un 18.29% y la eficiencia en el uso del agua en un 33.67%, pero genera acumulación de microplásticos que afecta negativamente el desarrollo de las plantas y el funcionamiento del suelo [1]. Los acolchados de polietileno, de 8 a 50 micrómetros de espesor, se fragmentan por foto-oxidación inducida por radiación ultravioleta y por estrés mecánico debido a la labranza, el tránsito de maquinaria y la acción del viento. Rillig [9] estimó que del 5 al 25% del polietileno permanece en el campo después de la cosecha. Ng et al. [10] reportaron que los microplásticos de polietileno representan la fracción más abundante en regiones con uso intensivo de acolchados, alcanzando concentraciones de hasta 1,075 partículas por kilogramo de suelo después de 24 años de uso continuo.

En contraste, Horton et al. [3] señalaron que los acolchados biodegradables (PBAT, PLA) están diseñados para ser incorporados al suelo al final del ciclo de cultivo, eliminando la necesidad de retiro mecánico. Sin embargo, Zhou et al. [8] documentaron que su degradación completa requiere condiciones específicas: temperatura superior a 25 grados Celsius, humedad superior al 60% de la capacidad de campo, y presencia de microorganismos específicos como *Thermobifida*, *Streptomyces* y *Aspergillus*. Thanh et al. [11] encontraron que, en condiciones subóptimas, la degradación de plásticos oxo-degradables es incompleta, generando fragmentos que persisten en el ambiente. Eubeler et al. [15] proporcionaron las bases fundamentales sobre la biodegradación ambiental de polímeros sintéticos, estableciendo que la mineralización completa requiere condiciones específicas que no siempre se alcanzan en suelos templados.

Existe una marcada heterogeneidad en las concentraciones de microplásticos reportadas por diferentes autores. Esta variabilidad se atribuye a diferencias en las condiciones climáticas, en las prácticas de manejo y en las metodologías de muestreo. La falta de estandarización en los métodos de cuantificación sigue siendo un desafío importante para la comparación entre estudios, como

señalan de Souza Machado et al. [12]. Además, surge una paradoja con los acolchados biodegradables: aunque se promocionan como una solución ecológica, su desempeño real depende críticamente de las condiciones ambientales, y los fragmentos generados podrían tener efectos ecotoxicológicos aún no caracterizados completamente [1].

3.2.2 Impacto en las propiedades del suelo y la biota edáfica

Un metaanálisis reciente demostró que los microplásticos derivados de acolchados disminuyen la agregación del suelo en un 10.77% y la porosidad en un 6.48% [1]. Fei et al. [13] demostraron que los microplásticos alteran significativamente la estructura física del suelo. Como se resume en la Tabla 1, de Souza Machado et al. [12] reportaron que los microplásticos aumentan la densidad aparente entre un 5 y un 15%, reducen la porosidad entre un 10 y un 20% y disminuyen la conductividad hidráulica entre un 20 y un 40%. Yan et al. [14] documentaron que estas modificaciones comprometen la infiltración de agua y el movimiento de nutrientes esenciales, afectando la capacidad productiva del suelo a largo plazo.

Tabla 1. Impacto de los microplásticos en las propiedades del suelo

Propiedad afectada	Efecto observado	Consecuencia
Densidad aparente	Aumento del 5-15% [12]	Mayor compactación
Porosidad	Reducción del 10-20% [12]	Menor aireación
Conductividad hidráulica	Disminución del 20-40% [12]	Reducción de infiltración
pH	Incremento de 0.2-0.5 unidades [14]	Alteración de nutrientes
Capacidad de intercambio catiónico	Reducción del 10-25% [13]	Pérdida de fertilidad

Huang et al. [20] documentaron que las películas de microplásticos de LDPE alteran la composición de la comunidad microbiana y las actividades enzimáticas en el suelo, afectando procesos clave como el ciclo del carbono y del nitrógeno. Auta et al. [16] reportaron efectos tóxicos de los microplásticos en organismos del suelo. En lombrices de tierra, se ha documentado daño intestinal, estrés oxidativo severo y reducción reproductiva. Sin embargo, estudios recientes con colémbolos han mostrado resultados contrastantes. Van Loon et al. [17] evaluaron la toxicidad de microplásticos en cuatro especies de colémbolos, sin encontrar efectos dependientes de la dosis en la supervivencia ni en la reproducción.

Los mecanismos de toxicidad en lombrices incluyen daño mecánico al tracto intestinal, estrés oxidativo inducido por la liberación de aditivos químicos, y alteración de la microbiota intestinal. Los hallazgos de Huang et al. [20] demuestran que incluso en ausencia de efectos agudos en organismos superiores, los microplásticos pueden alterar profundamente las comunidades microbianas del suelo. En contraste, los resultados contradictorios en colémbolos resaltan la importancia de considerar las diferencias entre especies y los tipos de microplásticos [17].

3.2.3 Impacto en el desarrollo de cultivos y la fructificación

La Tabla 2 resume los efectos observados en cultivos representativos. Un metaanálisis global confirmó que, aunque el acolchado plástico aumenta el rendimiento de los cultivos en un 18.29%, los microplásticos acumulados afectan negativamente el desarrollo de las plantas [1]. Chen et al. [18]

investigaron los efectos de diez tipos de microplásticos en el crecimiento del trigo de invierno en tres tipos diferentes de suelo, encontrando que los efectos variaban drásticamente según el tipo de suelo.

En tomate, Paço et al. [21] reportaron una reducción del número de flores (hasta 30%), un retraso en la floración de 5 a 10 días, y una disminución del cuajado de frutos (hasta 40%).

Tabla 2. Impacto de los microplásticos en cultivos

Cultivo	Efecto sobre germinación	Efecto sobre biomasa	Efecto sobre fructificación
Maíz	Reducción del 15-25% [11]	Reducción del 20-35% [1]	20-30% menos granos [1]
Frijol	Reducción del 10-20% [11]	Reducción del 15-25% [1]	30% menos vainas [1]
Tomate	Reducción del 10-15% [21]	Reducción del 15-25% [18]	Retraso en floración (5-10 días) [21]

El estrés oxidativo es el mecanismo principal de fitotoxicidad. Thanh et al. [11] documentaron que las partículas de mayor tamaño pueden obstruir físicamente los poros de las semillas, mientras que las partículas más pequeñas pueden internalizarse en tejidos radicales. Los hallazgos de Chen et al. [18] demuestran que las propiedades del suelo modulan significativamente los efectos de los microplásticos, lo que implica que las evaluaciones de riesgo deben ser específicas para cada tipo de suelo.

3.2.4 Impactos en la salud humana

La Tabla 3 muestra la detección de microplásticos en alimentos. Nizzetto et al. [4] y Corradini et al. [5] demostraron que los microplásticos pueden ser absorbidos por las raíces de los cultivos y translocados a los tejidos comestibles.

Tabla 3. Detección de microplásticos en alimentos

Cultivo	Cantidad encontrada (partículas/g)
Lechuga	505.5 [4-5]
Brócoli	126.2 [4-5]
Manzana	195.5 [4-5]
Tomate	3.6 [4-5]

Una vez ingeridos, los microplásticos de tamaño inferior a 10 micrómetros pueden atravesar la barrera intestinal y acumularse en órganos como el hígado, los riñones y el cerebro [4-5]. Esta acumulación induce inflamación crónica, estrés oxidativo y daño celular. Además, los microplásticos pueden actuar como vectores de patógenos y genes de resistencia a antibióticos [19].

La exposición humana a los microplásticos es inevitable dada su ubicuidad en la cadena alimentaria. Existen importantes lagunas de conocimiento sobre los efectos de la exposición crónica a dosis bajas y sobre las poblaciones vulnerables [3], [19].

3.2.5 Impacto económico

La Tabla 4 presenta las pérdidas económicas estimadas. Rillig [9] calculó que los costos directos de gestión de residuos plásticos alcanzan entre 590 y 1200 dólares por hectárea. Ng et al. [10] reportaron pérdidas de 500 a 1000 USD/ha para el maíz, de 300 a 800 USD/ha para el trigo, y de 400 a 900 USD/ha para el tomate.

Tabla 4. Pérdidas económicas asociadas a microplásticos

Sector	Pérdida estimada
Cultivo de maíz	500-1000 USD/ha [10]
Cultivo de trigo	300-800 USD/ha [10]
Cultivo de tomate	400-900 USD/ha [10]
Gestión de residuos agrícolas	590-1200 USD/ha [9]

Las pérdidas económicas proyectadas son comparables a las causadas por sequía moderada o plagas, lo que sitúa a la contaminación por microplásticos como un factor económico relevante actualmente subestimado [9].

3.3 Análisis de mitigación con acolchados biodegradables

La Tabla 5 compara el desempeño de los acolchados de polietileno frente a los biodegradables. Horton et al. [3] señalaron que los acolchados biodegradables tienen una persistencia significativamente menor en el suelo (meses a 2 años). Eubeler et al. [15] proporcionaron las bases fundamentales sobre los mecanismos de biodegradación de polímeros sintéticos. Jiang y Wang [22] demostraron en un estudio de campo de largo plazo (26 años) que la transición del polietileno a PBAT aumentó el carbono orgánico total del suelo entre un 4.0% y un 13.0%. Liu et al. [23] encontraron que el uso prolongado de acolchado biodegradable redujo los residuos plásticos y aumentó el rendimiento del algodón en un 4%.

Tabla 5. Comparación entre acolchados de polietileno y biodegradables

Característica	Polietileno	Biodegradable (PBAT/PLA)
Persistencia en suelo	>100 años [3]	Meses a 2 años [3]
Riesgo de generación de MP	Alto [8]	Potencialmente bajo [8]
Necesidad de retiro	Sí (590-1200 USD/ha) [9]	No [15]
Impacto en fertilidad	Negativo [22]	Potencialmente positivo [22]
Costo actual	Bajo [23]	Moderado a alto [23]

Los estudios de campo de largo plazo ofrecen una perspectiva realista sobre el desempeño de los acolchados biodegradables. Si bien Jiang y Wang [22] demostraron beneficios en el secuestro de carbono, también observaron que los suelos con acolchado biodegradable acumularon una mayor carga de microplásticos, confirmando que la degradación completa rara vez se alcanza en condiciones de campo [15]. La transición hacia opciones sostenibles enfrenta barreras como el mayor costo, la falta de certificación estandarizada y el desconocimiento de los agricultores [8], [17].

4. Conclusiones

La contaminación por microplásticos derivada de los acolchados agrícolas de polietileno constituye un problema ambiental crítico que amenaza la sostenibilidad agrícola, la seguridad alimentaria y la salud humana. Los microplásticos generan impactos severos en las propiedades del suelo, en la biota edáfica, en los cultivos, en la economía y en la salud humana. Los acolchados biodegradables son una estrategia prometedora, pero su degradación incompleta en condiciones de campo reales sigue generando fragmentos contaminantes. Se requieren acciones urgentes para optimizar estos materiales

y garantizar su completa mineralización, superior al 90% en un período de 12 a 24 meses, como vía fundamental hacia una agricultura sostenible. Se evidencia la necesidad de estandarizar metodologías de muestreo y cuantificación de microplásticos en suelos agrícolas para permitir la comparación global de resultados. Asimismo, futuras investigaciones deben priorizar estudios de exposición crónica a dosis ambientalmente relevantes, evaluando efectos sinérgicos con otros contaminantes emergentes. Se recomienda implementar políticas públicas que incentiven la transición hacia acolchados biodegradables certificados, acompañadas de programas de capacitación para agricultores sobre su uso y manejo adecuado.

5. Referencias

- [1] Wang, N., Hu, X. J., & Wang, G. H. (2026). Impacts of plastic mulch-derived microplastics on soil carbon cycling: A review. *Soils and Crops*, 15(1), 27-42.
- [2] de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405-1416.
- [3] Bector, J., Hoyle, F. C., Farag, M. A., Ebaid, M., Walsh, T., Whiteley, A. S., & Murphy, D. V. (2025). Microplastics and nanoplastics: Fate, transport, and governance from agricultural soil to food webs and humans. *Environmental Sciences Europe*, 37(1).
- [4] Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils duMP for microplastics of urban origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10777-10779.
- [5] Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment*, 671, 411-420.
- [6] Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591-3598.
- [7] Ding, L., Zhang, S., Wang, X., Yang, X., Zhang, C., Qi, Y., & Guo, X. (2020). The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province. *Science of The Total Environment*, 720, 137525.
- [8] Zhou, B., Wang, J., Zhang, H., Shi, H., Fei, Y., Huang, S., Tong, Y., Wen, D., Luo, Y., & Barceló, D. (2020). Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121814.
- [9] Rillig, M. C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental Science & Technology*, 46(12), 6453-6454.
- [10] Ng, E. L., Huerta Lwanga, E., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H. W., Geissen, V., & Chen, D. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 627, 1377-1388.
- [11] Thanh, D. T. K., Brown, R. W., Graf, M., Reay, M. K., Lloyd, C. E. M., Li, G., Chadwick, D. R., & Jones, D. L. (2025). Size-dependent effects of oxo-degradable plastic contamination on soil quality and the growth of *Zea mays*. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*.

- [12] de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6044-6052.
- [13] Fei, Y., Huang, S., Zhang, H., Tong, Y., Wen, D., Xia, X., Wang, H., Luo, Y., & Barceló, D. (2020). Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil. *Science of The Total Environment*, 707, 135634.
- [14] Yan, Y., Chen, Z., Zhu, F., Zhu, C., Wang, C., & Gu, C. (2020). Effect of polyvinyl chloride microplastics on bacterial community and nutrient status in two agricultural soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(4), 602-609.
- [15] Eubeler, J. P., Bernhard, M., & Knepper, T. P. (2010). Environmental biodegradation of synthetic polymers II. Biodegradation of different polymer groups. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(1), 84-100.
- [16] Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment. *Environment International*, 102, 165-176.
- [17] van Loon, S., Hurley, R., Kernchen, S., de Jeu, L., Hulscher, C., & van Gestel, C. A. M. (2025). Survival and reproduction effects of microplastics from three agricultural mulching films on *Folsomia candida*, *Sinella curviseta*, *Heteromurus nitidus* and *Ceratophysella denticulata* (Collembola). *Science of The Total Environment*, 958, 178137.
- [18] Chen, H., Ingrassia, R., Schlöter, M., Brüggemann, N., & Rillig, M. C. (2025). Effects of multiple microplastic types on growth of winter wheat and soil properties vary in different agricultural soils. *Plants, People, Planet*.
- [19] Chakona, G., & Chakona, J. (2026). From packaging to plate: Environmental pollution and human exposure pathways of plastic-derived contaminants. *Food Bioscience*, 75, 108185.
- [20] Huang, Y., Zhao, Y., Wang, J., Zhang, M., Jia, W., & Qin, X. (2019). LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. *Environmental Pollution*, 254, 112983.
- [21] Paço, A., Duarte, K., da Costa, J. P., Santos, P. S. M., Pereira, R., Pereira, M. E., Freitas, A. C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2017). Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of The Total Environment*, 586, 10-15.
- [22] Jiang, R., & Wang, K. (2026). Biodegradable Film Mulching Increases Soil Carbon Sequestration and Microbial Network Complexity in a Long-Term Field Study. *EGU General Assembly 2026*, Vienna, Austria, EGU26-4455.
- [23] Liu, S., Zhang, A., Guo, H., & Min, W. (2026). Biodegradable mulch enhances cotton (*Gossypium hirsutum* L.) yield via microplastic reduction and Pycling microbes modulation. *Field Crops Research*, 336, 110217.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el otorgamiento de la beca nacional para estudios de Posgrado, y al laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental (LIIA) del TecNM/ITToluca por su apoyo para la realización de esta investigación.

IV.4 Ciencia ciudadana y educación ambiental en la gestión de residuos: experiencia del Composta Club de la UAM Lerma.

Joel Alejandro Gutiérrez Domínguez*

José Luis Varo Valdez*

Vanesa Itzel Domínguez Aguirre*

Resumen

El manejo inadecuado de residuos sólidos constituye una de las principales problemáticas ambientales a nivel global y local, particularmente en espacios universitarios donde convergen altos volúmenes de consumo y generación de desechos. En este contexto, el presente trabajo describe el Composta Club de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma como un espacio de educación ambiental participativa y ciencia ciudadana orientado a la reducción, separación y aprovechamiento de residuos. A través de un enfoque de laboratorio vivo, se integran estrategias como el compostaje, la separación de residuos, el uso de biodigestor, la instalación de estaciones de reciclaje, talleres educativos, señalización de separación de residuos y el fortalecimiento de jardines para polinizadores. La metodología se basa en la participación de la comunidad universitaria, corresponsabilidad ambiental promoviendo procesos de aprendizaje empírico y científico. Los resultados muestran avances en la sensibilización ambiental, mejora en la separación de residuos y apropiación comunitaria de prácticas sustentables. Se concluye que este tipo de iniciativas fortalecen la cultura ambiental universitaria y representan una alternativa viable para la gestión integral de residuos desde un enfoque educativo y participativo.

Palabras clave: *ciencia ciudadana, compostaje, participación comunitaria.*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón C.P. 52005 Lerma de Villada, Estado de México, Teléfono: 728 2827002 ext. 1930.

Correo: 2223071923@correo.ler.uam.mx

1. Introducción

La generación de residuos sólidos es una de las problemáticas ambientales más relevantes a nivel global, estrechamente vinculada con los actuales patrones de producción y consumo. En particular, el desperdicio de alimentos y la acumulación de residuos plásticos representan dos de los principales desafíos contemporáneos. De acuerdo con el *Food Waste Index Report 2024* del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, en 2022 se generaron aproximadamente 1.05 mil millones de toneladas de residuos alimentarios, lo que equivale a cerca del 19% de los alimentos disponibles para consumo a nivel mundial [1]. Además, este fenómeno contribuye de manera significativa al cambio climático, ya que el desperdicio de alimentos es responsable de entre el 8% y el 10% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero [1].

A esta problemática se suma la deficiente gestión de residuos plásticos, cuya producción ha superado la capacidad de reciclaje global. El informe *Global Plastics Outlook* de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos señala que menos del 10% de los residuos plásticos son reciclados a nivel mundial, mientras que el resto termina en vertederos, incineración o en el ambiente [2]. Esta situación refleja la necesidad de transitar hacia modelos de economía circular que permitan reducir, reutilizar y valorizar los residuos.

En este contexto, el compostaje se posiciona como una alternativa sustentable para el aprovechamiento de residuos orgánicos, ya que permite su transformación en abono útil, reduciendo la cantidad de residuos enviados a disposición final y disminuyendo las emisiones asociadas a su descomposición. Asimismo, contribuye al mejoramiento de la calidad del suelo y al cierre de ciclos de nutrientes, elementos clave dentro de los enfoques de sostenibilidad [3].

Sin embargo, la implementación efectiva de estas estrategias depende en gran medida de la participación social y del fortalecimiento de la educación ambiental. Diversos estudios recientes han señalado que la educación ambiental es fundamental para modificar hábitos y promover comportamientos sostenibles, especialmente cuando se articula con enfoques participativos como la ciencia ciudadana y el aprendizaje experiencial. En este sentido, las universidades representan espacios estratégicos para la implementación de estas iniciativas, al funcionar como entornos donde es posible vincular el conocimiento teórico con la acción práctica [4].

Particularmente, en la Unidad Lerma de la Universidad Autónoma Metropolitana, se ha identificado una problemática relacionada con la inadecuada separación de residuos, donde frecuentemente se mezclan residuos orgánicos, inorgánicos, líquidos; inadecuada separación de plásticos, aluminio y hojalata lo que dificulta su aprovechamiento. Esta situación evidencia la necesidad de implementar estrategias integrales que combinen educación ambiental, participación comunitaria y tecnologías de valorización de residuos.

A partir de lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo analizar la experiencia del Composta Club de la UAM Lerma como una estrategia de ciencia ciudadana y educación ambiental orientada a la gestión participativa de residuos, en la que la comunidad universitaria se involucra activamente en procesos de separación, compostaje y aprovechamiento de residuos dentro de la institución.

Este trabajo tiene por objetivo general, analizar y documentar la implementación del Composta Club de la UAM Lerma como una estrategia de educación ambiental participativa, evaluando su contribución en el fortalecimiento de la corresponsabilidad ambiental, la gestión integral de residuos y la participación de la comunidad universitaria.

2. Metodología

La metodología del proyecto se fundamenta en un enfoque participativo y de aprendizaje experiencial, en el que el Composta Club funciona como un laboratorio vivo donde estudiantes, docentes y personal administrativo (Figura 1) se involucran directamente en la gestión de residuos dentro de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma.



Figura 1. Modelo conceptual del Laboratorio Vivo para la gestión integral de residuos y la sostenibilidad universitaria.

2.1 Enfoque general

El proyecto integra principios de educación ambiental, ciencia ciudadana y economía circular, promoviendo la participación de la comunidad universitaria en procesos reales de manejo de residuos. Este enfoque busca ir más allá de la difusión de información, incentivando la acción, la reflexión y la apropiación de prácticas sustentables.

2.2 Separación de residuos en la universidad

A partir de la identificación de una problemática inicial en el comedor universitario donde los residuos orgánicos, inorgánicos y líquidos se mezclaban, se implementó una estrategia de separación de residuos por disposición final. Esto se logró con la instalación contenedores con colores específicos para tipo de residuo (**Figura 2**) con la siguientes denominaciones: contenedor verde, en el cual se aceptan residuos orgánicos como frutas, verduras, tortillas, etc, a excepción de cítricos, chiles, cebollas y huesos (disposición final para manejo del biodigestor); contenedor pequeño color gris, en el cual se aceptan únicamente material seco como material de papel no sanitario, por ejemplo hojas y cartón no laminado (disposición final para manejo en la composta); bote azul, en cual se aceptan aquellos residuos que no son permitidos en el bote verde, como cítricos, caldos, cebollas y alimentos procesados que no podemos incluir en la composta o en el biodigestor (para disposición del comedor. Estos residuos son reusados con un proveedor que los usa para alimentar a ganado); y por último, un contenedor gris grande en el cual se aceptan residuos inorgánicos no reciclables,

particularmente unicel y tetrapack. Estos contenedores se acompañaron con señalizaciones que explicaban la separación por cada bote sensibilizando a la comunidad universitaria sobre la separación de sus residuos y aprovechamiento.

Asimismo, se fortaleció la separación de residuos inorgánicos reciclables mediante estaciones de acopio en colaboración con la asociación Ecología y Compromiso Empresarial (ECOCE) utilizando contenedores específicos por residuos de acuerdo a una escala de colores: bote rojo para polietileno de alta densidad (PEAD), bote naranja para aluminio, bote verde para hojalata, bote gris para polietileno de baja densidad (PEBD), bote negro para polipropileno biorientado (BOPP), y por último un bote azul en forma de botella para el PET. De esta manera se ha promovido la clasificación y recuperación de los residuos universitarios por tipo de plástico, aluminio y hojalata para que tengan una disposición y uso final por esta empresa.

2.3 Compostaje dentro de la Unidad

El Composta Club gestiona residuos orgánicos provenientes de poda de áreas verdes, desechos de alumnos y del comedor universitario. Estos residuos son procesados mediante técnicas de compostaje (frutas, verduras, tortillas y cereales), en las que los participantes realizan actividades de monitoreo, volteo y mantenimiento.

De manera complementaria, se cuenta con un biodigestor que permite el tratamiento de residuos orgánicos (residuos de consistencia semilíquida generalmente preparados en cocina) para la generación de biogás (metano), integrando así un componente adicional de aprovechamiento energético.

2.4 Talleres y educación ambiental

Se desarrollan talleres de composta dirigidos tanto a la comunidad universitaria como a estudiantes de nivel medio superior. Estas actividades buscan transmitir conocimientos prácticos sobre el manejo de residuos orgánicos y fomentar la replicabilidad de estas prácticas en otros contextos. Estos talleres basan la transmisión de conocimientos por medio de la experiencia, por lo cual, se invita a la comunidad a participar en las actividades de volteo de composta, cernido, recolecta de material seco, medición de indicadores de progreso de descomposición y compostaje, entre otras, al mismo tiempo que se van explicando conceptos de manera integral a las actividades. Los participantes, al ver, sentir con sus manos y manejar este proceso de transformación de residuos orgánicos, aprenden la importancia del correcto manejo de los residuos, y se pueden llevar técnicas para implementar en sus comunidades.

2.5 Carteles informativos y difusión

El proyecto incluye la elaboración de carteles informativos colocados en espacios estratégicos como el comedor y eventos académicos (congresos estudiantiles de biología), con el objetivo de reforzar la correcta separación de residuos y sensibilizar a la comunidad.

2.6 Polinizadores y restauración ecológica

La composta generada se utiliza en jardines polinizadores dentro de la universidad, contribuyendo a la mejora del suelo y al fortalecimiento de la biodiversidad local.

2.7 Participación comunitaria y sensibilización

El proyecto promueve la participación a través de voluntariado, programas de monitoreo con estímulos económicos, y el desarrollo futuro de programas de servicio social. Además, se realizan recorridos, pláticas y actividades de difusión que permiten integrar a visitantes externos y fortalecer la educación ambiental.

2.8 Proyección futura

Se contempla el desarrollo de un humedal artificial dentro de la UAM Lerma cercano al sendero interpretativo de la unidad que permita abordar temas de biodiversidad, incluyendo la conservación de aves y pequeños mamíferos y caracterización de comunidades bacterianas en la composta.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos evidencian que el Composta Club ha contribuido al fortalecimiento de una cultura ambiental dentro de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma mediante la integración de acciones prácticas orientadas a la gestión sostenible de residuos (**Figura 2**). A partir de las actividades desarrolladas, se observó una mejora progresiva en las prácticas de separación de residuos. Durante el periodo evaluado se recuperaron 68.7 kg de residuos valorizables, con un promedio mensual de 11.45 kg, como se muestra en la (**Tabla 1**). El material con mayor recuperación fue el PET, seguido del PEBD y el BOPP, dentro de espacios estratégicos como las estaciones de separación ECOCE y el comedor universitario.

Tabla 1. Promedio mensual de residuos valorizables recuperados por tipo de material

Material	Total (kg)	Promedio mensual (kg)
PET	27.9	4.65
PEAD	5.8	0.97
PEBD	16.0	2.67
BOPP	11.2	1.87
Aluminio	1.4	0.23
Hojalata	4.2	0.70
Multicapa	2.2	0.37
Total general	68.7	11.45

Esto sugiere una mayor comprensión por parte de la comunidad sobre la importancia de clasificar adecuadamente los materiales generados. Este comportamiento coincide con lo señalado por Miaofozdyeva y Brandt [5], quienes identifican que la sensibilización y la disponibilidad de información clara favorecen la participación de las personas en programas de manejo de residuos.



Figura 2. Separación de residuos en el comedor de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma.

Asimismo, el aprovechamiento de residuos orgánicos mediante compostaje y biodigestión permitió transformar materiales que anteriormente eran considerados desechos en recursos con valor ambiental (**Figura 3**). La producción de composta y humus destinada al mejoramiento de áreas verdes y jardines polinizadores demuestra el potencial de estas estrategias para reincorporar nutrientes al sistema y disminuir la cantidad de residuos enviados a disposición final. De acuerdo con Bernal [6], el compostaje constituye una herramienta efectiva para la valorización de residuos orgánicos y la recuperación de materia orgánica útil para los ecosistemas.

En cuanto a los residuos procesados, la composta recibió un promedio de 149.55 kg mensuales de residuos orgánicos aportados por el voluntariado estudiantil, además de 35 kg mensuales de material seco proveniente del comedor, como papel no sanitario, hojas y cartón no laminado. Por su parte, el biodigestor procesó un promedio de 183.6 kg mensuales de residuos orgánicos provenientes del comedor universitario, separados mediante el contenedor color verde, como se muestra en la (**Tabla 2**). De esta manera, ambos sistemas operan de forma complementaria: la composta aprovecha los residuos orgánicos del voluntariado y el material seco del comedor, mientras que el biodigestor procesa los residuos orgánicos generados en el comedor. En conjunto, se recuperan aproximadamente 368.15 kg de residuos al mes, lo que evidencia que la separación, señalización y sensibilización fortalecen el aprovechamiento de residuos dentro de la universidad.

Tabla 2. Residuos recuperados mensualmente mediante composta y biodigestión

Sistema	Residuo procesado	Procedencia	Promedio mensual
Composta	Orgánicos del voluntariado	Estudiantes	149.55 kg/mes
Composta	Material seco	Comedor	35 kg/mes
Biodigestor	Orgánicos del comedor	Comedor	183.6 kg/mes

De igual manera, biodigestor genera dos productos finales: un fertilizante orgánico que puede ser utilizado para el mejoramiento del suelo así como el mantenimiento de los árboles de la unidad, y gas metano, que es usado para encender parrillas y hogueras, con planes futuros para ser utilizado en el comedor de la misma unidad.



Figura 3. Incorporación de residuos orgánicos al biodigestor para su aprovechamiento.

Otro aspecto relevante fue la generación de espacios de aprendizaje basados en la experiencia directa. La participación de estudiantes, docentes y visitantes favoreció la comprensión de los procesos biológicos asociados a la descomposición de la materia orgánica y permitió vincular conceptos teóricos con situaciones reales. En este sentido, la experiencia desarrollada respalda los planteamientos de Kolb [7], quien sostiene que el aprendizaje se fortalece cuando los individuos participan activamente en actividades prácticas que promueven la observación, la experimentación y la reflexión.

Además de los beneficios educativos, las actividades realizadas favorecieron la construcción de vínculos entre la comunidad universitaria y las iniciativas de sostenibilidad ambiental (**Figura 4**). La participación de voluntarios, monitores y visitantes externos fortaleció el sentido de pertenencia hacia el proyecto y promovió la corresponsabilidad en el cuidado del entorno. Esta interacción refleja las características de los laboratorios vivos, los cuales se distinguen por involucrar a distintos actores en procesos colaborativos de innovación y solución de problemáticas ambientales [8].



Figura 4. Capacitación de monitores y comunidad universitaria en técnicas de compostaje.

Por otra parte, la aplicación de la composta en jardines polinizadores permitió vincular la gestión de residuos con acciones de restauración ecológica. La incorporación de materia orgánica al suelo

favorece el establecimiento de vegetación que proporciona alimento y refugio para diversos organismos, contribuyendo al mantenimiento de la biodiversidad local.



Figura 5. Incorporación de composta en jardines polinizadores de la UAM Lerma.

Adicionalmente, se realizaron actividades iniciales de identificación bacteriana en laboratorio mediante observaciones microscópicas de muestras asociadas al proceso de compostaje. Estas observaciones permitieron explorar la posible presencia de comunidades microbianas relacionadas con la descomposición de la materia orgánica y funcionaron como una herramienta educativa para acercar a los participantes a conceptos básicos de microbiología ambiental. Aunque estos ejercicios tuvieron un carácter introductorio y no permiten establecer conclusiones definitivas sobre la composición microbiana de las muestras, contribuyeron a fortalecer la comprensión de los procesos biológicos involucrados en la transformación de los residuos orgánicos y a promover el aprendizaje práctico en el marco de la educación ambiental (Figura 6).

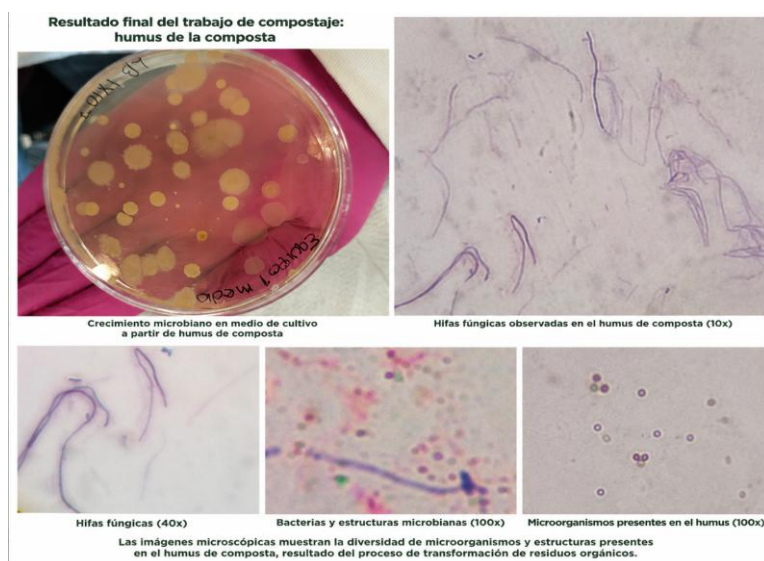


Figura 6. Observaciones microbiológicas del humus obtenido a partir del proceso de compostaje.

En conjunto, los resultados obtenidos sugieren que la combinación de gestión de residuos, educación ambiental y participación comunitaria constituye una estrategia efectiva para promover la

sostenibilidad dentro de instituciones de educación superior. Más allá de la reducción de residuos, el proyecto ha funcionado como un espacio de aprendizaje e interacción social que favorece la adopción de prácticas ambientales responsables y contribuye a la formación de una comunidad universitaria más comprometida con el cuidado del medio ambiente [9].

4. Conclusiones

La implementación del Composta Club permitió demostrar que la gestión integral de residuos puede convertirse en una herramienta de educación ambiental, aprendizaje práctico y sostenibilidad dentro de la universidad. La articulación de acciones de separación de residuos, compostaje, biodigestión y restauración ecológica favoreció el aprovechamiento de materiales orgánicos que anteriormente eran considerados desechos, transformándolos en recursos útiles para el campus.

El proyecto fortaleció la educación ambiental y la sensibilización de la comunidad universitaria mediante experiencias participativas que permitieron comprender de manera directa los procesos de transformación de residuos, la importancia de su manejo adecuado y su relación con la conservación del entorno. Asimismo, la utilización de la composta en jardines polinizadores evidenció el potencial de estas iniciativas para contribuir simultáneamente al mejoramiento del suelo, la conservación de la biodiversidad y la formación de una cultura ambiental más responsable.

En conjunto, los resultados muestran que los laboratorios vivos constituyen espacios efectivos para integrar educación ambiental, investigación, participación comunitaria y acciones concretas orientadas a la sostenibilidad, favoreciendo la formación de ciudadanos comprometidos con el cuidado y la gestión responsable de los recursos naturales.

5. Referencias

- [1] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2024). Informe sobre el índice de desperdicio de alimentos 2024. Nairobi.
- [2] OECD. (2022). Global Plastics Outlook. OECD Publishing.
- [3] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2023). Reciclaje de nutrientes para la sostenibilidad del suelo y la producción de alimentos.
- [4] Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). (2022). Transformar la educación para el planeta: Un informe sobre la educación ambiental.
- [5] Miafodzyeva, S., & Brandt, N. (2013). Recycling behaviour among householders: Synthesizing determinants via a meta-analysis. *Waste and Biomass Valorization*, 4(2), 221–235. <https://doi.org/10.1007/S12649-012-9144-4>
- [6] Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- [7] Kolb, D. A. (1984). *Experiential learning: Experience as the source of learning and development*. Prentice-Hall.
- [8] Evans, J., Karvonen, A., & Raven, R. (Eds.). (2015). *The experimental city*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315728466>

- [9] Monroe, M. C., Plate, R. R., Oxarart, A., Bowers, A., & Chaves, W. A. (2019). Identifying effective climate change education strategies: A systematic review of the research. *Environmental Education Research*, 25(6), 791–812. <https://doi.org/10.1080/13504622.2017.1360842>

IV.5 Remoción de microplásticos con un coagulante natural en agua de tintorería.

Kenya Selene Rodríguez Guerrero*

Maribel Velasco Pérez*

Rosa María Espinosa Valdemar*

Resumen

Una de las fuentes de las microfibras (MF) textiles son los efluentes del lavado de ropa de tintorerías. En esta investigación se comparó la remoción de MF con un coagulante natural con la del sulfato de aluminio de un efluente de una tintorería ubicada en el Estado de México. Los coagulantes naturales son una alternativa para mitigar los impactos ambientales de los coagulantes de origen químico, tradicionalmente utilizados en el tratamiento de agua. El coagulante natural se preparó a partir de cáscaras de naranja. La eficiencia de los coagulantes se determinó mediante la caracterización del agua residual y el porcentaje de MF removidas. El coagulante químico mostró mayor eficiencia en la remoción de DQO (41.67%) y turbidez (78.94%), frente al 20.83% y 50.87% del coagulante natural. En contraste, el coagulante natural presentó mayor remoción de SST (59.51% vs. 45.24%) y generó un mayor cambio en la conductividad eléctrica (7.53% vs. 6.48%). La abundancia de MF en el agua residual fue de 21,063 MF/L y eficiencia de remoción fue de 94.15

% para el coagulante químico y 91.56 % para el natural. Aunque el desempeño general del coagulante de origen químico fue superior, se recomienda realizar investigaciones para optimizar la preparación del coagulante natural, identificar componentes que favorecen su desempeño y estudiar su impacto ambiental, para determinar si éste es menor al de los coagulantes de origen químico.

Palabras Clave: *Cáscara de naranja, contaminantes emergentes, microfibras, prueba de jarras.*

* Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, Av. San Pablo 420, Col. Nueva el Rosario, ¹teléfono: 55 8350 0583y email: al2193003040@azc.uam.mx

1. Introducción

Las microfibras (MF) textiles, una forma de microplásticos (MP), son partículas de entre 1 μm y 5 mm compuestas principalmente por materiales sintéticos como polipropileno, poliéster y nylon [1]. Debido a su tamaño, se distribuyen en aguas superficiales, playas, lagos, océanos, arroyos y capas subterráneas [2]. Su impacto se agrava por el ciclo hidrológico, ya que las MF liberadas en ambientes urbanos pueden llegar a fuentes de agua potable [3] y ser ingeridas por los seres humanos; estudios recientes han reportado su presencia tanto en agua potabilizada como en tejidos humanos [4].

La industria del lavado textil es una fuente importante de contaminación por MF, ya que actividades realizadas en lavanderías y tintorerías liberan estos contaminantes emergentes al agua. Sus efluentes son descargados al alcantarillado y, en algunos casos, llegan a plantas de tratamiento (PTAR); sin embargo, sin un tratamiento adecuado, pueden incorporarse a cuerpos de agua [5].

En las PTAR las MF pueden ser removidas en el tratamiento primario mediante la adición de coagulantes, que permiten su aglomeración y sedimentación. Estos coagulantes pueden ser de origen químico o natural, sin embargo, los de origen químico tienen múltiples desventajas, como la contaminación derivada de la minería para su extracción, la generación de lodos que contienen sales inorgánicas que pueden requerir un confinamiento controlado y que son relativamente costosos [6].

Recientemente, el desarrollo de coagulantes naturales ha adquirido importancia debido al interés de disminuir los impactos ambientales del tratamiento de agua, además del potencial para reducir los costos del proceso debido a la creciente demanda de este servicio [6]. Por lo tanto, formular un coagulante natural podría representar una solución eficaz para disminuir la contaminación asociada al uso de coagulantes químicos en el tratamiento de agua [7].

El objetivo de este proyecto es sintetizar un coagulante natural elaborado con cáscara de naranja y evaluar su eficiencia de remoción de MF en el efluente de una tintorería, y comparar su desempeño con el sulfato de aluminio, un coagulante de origen químico.

2. Metodología

La metodología utilizada en este proyecto se realizó en 3 etapas principales, la preparación del coagulante, la realización de la prueba de jarras y la comparación con el coagulante de origen inorgánico, como se muestra en la Figura 1.

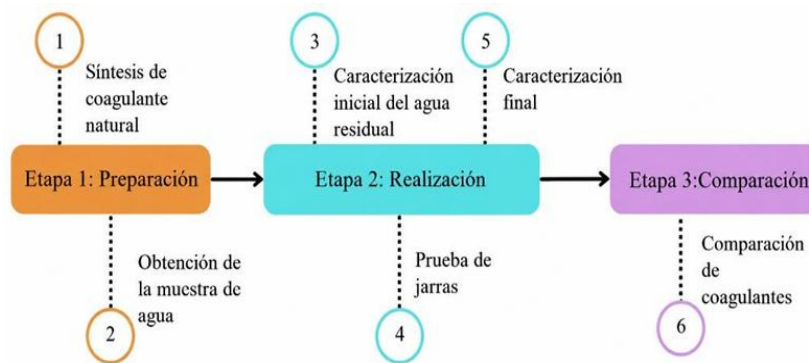


Figura 1. Metodología de la remoción de microfibras con un coagulante natural en agua de tintorería

2.1 Síntesis del coagulante natural

En esta sección se describe la síntesis del coagulante de pectina a partir de cáscara de naranja.

2.1.1 Tratamiento de la cáscara de naranja

Lavado inicial: la cáscara sin pulpa se cortó en piezas pequeñas, se lavó tres veces con agua potable a 60 °C y posteriormente con agua desionizada a temperatura ambiente.

Secado: las muestras se colocaron en un horno a 60°C hasta alcanzar un secado completo.

Molido y almacenamiento de la cáscara: las cáscaras se molieron hasta obtener un tamaño homogéneo y posteriormente se tamizaron con una malla No. 30 (0.6 mm).

Lavado y tratamiento con etanol: la cáscara previamente pulverizada, se lavó inicialmente con agua desionizada y se decantó. Posteriormente, la muestra se lavó sucesivamente con soluciones de etanol al 50 %, 70 % y 96 %, manteniendo 30 minutos de contacto en cada tratamiento. En los dos primeros casos se realizó decantación, mientras que en el último se empleó filtración al vacío para eliminar residuos de etanol.

Secado: el material obtenido se colocó en la incubadora a 50 °C, distribuyendo la muestra para alcanzar un secado completo.

2.1.2 Desmetoxilación de la cáscara

La cáscara previamente tratada se mezcló con una solución de NaOH 0.2 M, ajustando el pH entre 10 y 11 unidades, y se agitó magnéticamente durante 2 h. Posteriormente, la mezcla se filtró y el material obtenido se secó en estufa a 50 °C durante 6 h o hasta eliminar la humedad residual.

2.1.3 Reticulación de la cáscara de naranja

La cáscara desmetoxilada se mezcló con una solución de CaCl₂ 0.2 M, ajustando el pH a 5 unidades y manteniendo agitación durante 22 h. Posteriormente, la mezcla se lavó con agua desionizada, se filtró al vacío y se secó en incubadora hasta eliminar la humedad residual. Finalmente, se tamizó con malla No. 60–80 (0.25–0.18 mm) para obtener una granulometría uniforme.

2.2 Obtención de la muestra de agua

La muestra de agua se recolectó de la descarga de una lavadora industrial en una tintorería ubicada en Zumpango de Ocampo, Estado de México. Cada parámetro se analizó por triplicado, requiriéndose un volumen total de 20 L de efluente para evaluar ambos coagulantes.

2.2.1 Caracterización inicial del agua residual

Se evaluó la calidad del agua antes de la aplicación de los dos coagulantes (natural y de origen químico) por lo cual se determinaron los parámetros fisicoquímicos mostrados en la Tabla 1. Todos los parámetros se determinaron por triplicado.

Tabla 1. Parámetros para caracterización fisicoquímica

Parámetro	Método
Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimétrico NMX-AA-034-SCFI-2015 [8]
pH	Potenciométrico NMX-AA-008-SCFI-2016 [9]
Conductividad eléctrica	Conductímetro NMX-AA-093-SCFI-2018 [10]
Turbiedad	Turbidímetro NMX-AA-038-SCFI-2001 [11]
Demanda química de oxígeno (DQO)	Método de tubo sellado NMX-AA-030/2-SCFI-2011 [12]
Microplásticos (MP)	Tinción con rojo de Nilo [13]

2.3 Prueba de jarras

La prueba de jarras se llevó a cabo para evaluar el desempeño del coagulante natural y del de origen químico en la remoción de MF y en la mejora de los parámetros fisicoquímicos del agua de tintorería.

2.3.1 Determinación de la dosis cuantitativa

Para la dosis cuantitativa primero se preparó la solución stock de cada coagulante, después se determinó la dosis cualitativa de cada coagulante; posteriormente, se estableció el pH óptimo y, por último, la dosis cuantitativa. El procedimiento se describe a continuación.

2.3.2 Solución stock

Se prepararon soluciones stock de ambos coagulantes: para el coagulante natural se utilizó una concentración de 50,000 mg/L y para el sulfato de aluminio de 55,000 mg/L, preparando en ambos casos 25 mL de solución.

Para preparar la solución stock, se pesaron 1.25 g de coagulante y se mezclaron con 15 mL de agua caliente, manteniendo la temperatura por debajo de 60 °C. La mezcla se agitó durante aproximadamente 40 min, hasta obtener una dispersión homogénea y un cambio visible de color. Finalmente, la solución se aforó a 25 mL como se muestra en la Figura 2.



Figura 2. Coagulante natural preparado

2.3.3 Dosis cualitativa

Se colocaron 100 mL de muestra bajo agitación constante y se añadió la solución de coagulante en incrementos de 0.1 mL hasta observar una formación óptima de flóculos. Posteriormente, la muestra se dejó en reposo, simulando una prueba de jarras a pequeña escala.

2.3.4 Determinación del pH óptimo

Se utilizaron seis jarras con 500 mL de muestra (agua de tintorería), ajustando el pH en un intervalo de 5 a 10 unidades. Posteriormente, se adicionaron 5 mL de coagulante a cada jarra, de acuerdo con la dosis obtenida en la etapa cualitativa. Las muestras se agitaron a 70 rpm durante 15 minutos para homogenizar el coagulante y después a 28 rpm durante 15 minutos para favorecer la formación de flóculos. Finalmente, se dejaron reposar por más de 20 minutos para permitir la sedimentación.

La selección del pH óptimo se realizó considerando la turbidez inicial y final, así como la formación y sedimentación visual de los flóculos.

2.3.5 Dosis cuantitativa

Se prepararon seis jarras con 500 mL de muestra ajustada a pH 9. Se evaluaron diferentes dosis del coagulante natural, desde 25 % hasta 200 %. Posteriormente, se aplicó el procedimiento descrito en la sección 2.3.4.

La dosis cuantitativa se seleccionó considerando el número, tamaño y estabilidad de los flóculos, así como las características del agua y la claridad del sobrenadante.

2.3.6 Prueba de coagulación

Las pruebas de coagulación se realizaron con ambos coagulantes por triplicado. Las jarras N1, N2 y N3 se trataron con 3.75 mL de solución stock del coagulante natural, mientras que las jarras C1, C2 y C3 se trataron con 1.25 mL de solución stock de sulfato de aluminio.

Posteriormente, se aplicó el procedimiento descrito en la sección 2.3.4. Durante la ejecución, se expuso una caja Petri destapada con una membrana de acetato de celulosa como blanco ambiental, con el fin de evaluar la posible contaminación por MF provenientes del aire.

2.4 Caracterización final

Tras la aplicación de la prueba de coagulación en la prueba de jarras, se repitió la caracterización de los parámetros de la Tabla 1. Tomando para la caracterización final cada jarra por triplicado.

2.4.1 Identificación y cuantificación de microfibras

A 30 mL de muestra se añadieron 3 gotas de colorante rojo Nilo (500 mg/mL), se dejaron reposar 30 minutos y posteriormente se filtraron mediante membranas de acetato de celulosa (0.45 μm). Durante esta etapa se utilizaron tres blancos ambientales, colocando una caja Petri destapada con una membrana durante el tiempo de filtración de las muestras correspondientes al coagulante natural, coagulante de origen químico y muestra inicial.

Las membranas se analizaron individualmente sobre una mica polarizada. Se evaluó una cuarta parte del área total y el número de MF encontradas se multiplicó por cuatro para estimar el total presente en la membrana; las muestras se observaron en un microscopio óptico Zeiss Axio Lab.A1 con objetivos 5x y 10x y lámpara UV para detección por fluorescencia. La identificación y medición de las MF se realizó mediante el software de microscopía ZEN.

Las MF se identificaron al microscopio por su morfología alargada y delgada, con extremos rectos o ligeramente curvos y grosor uniforme. Algunos ejemplos se presentan en la Figura 3.

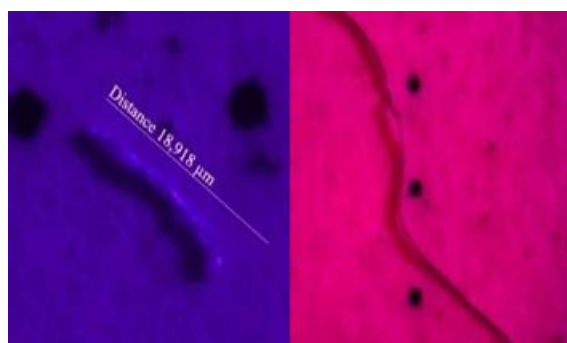


Figura 3. Microfibras halladas en agua de tintorería

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan los resultados obtenidos durante la parte experimental del proyecto.

3.1 Síntesis del coagulante natural

La síntesis del coagulante natural a partir de la cáscara de naranja se realizó con éxito y se obtuvieron 8.3 gramos que se utilizaron en las pruebas experimentales, primero para la determinación de la dosis cuantitativa y posteriormente en la prueba de jarras.

3.2 Caracterización del agua residual

La tabla 2 presenta los resultados de remoción de parámetros fisicoquímicos con ambos coagulantes.

Tabla 2. Remoción de parámetros obtenidos después de la prueba de coagulación. Los valores se expresan como promedio de las jarras y sus triplicados $\pm$ desviación estándar. La remoción (%) se reporta para DQO, turbidez y SST. El pH se presenta como valor inicial y final después del tratamiento, mientras que la conductividad eléctrica se expresa como el cambio porcentual respecto al valor inicial.

Coagulante	Remoción DQO (%)	Cambio de pH	Cambio conductividad eléctrica (%)	Remoción turbidez (%)	Remoción SST (%)
Químico (a)	41.67	De 8.51 a 7.41	6.48	78.95	45.25
Desviación estándar (a)	8.33	-	0.27	7.44	16.83
Natural (b)	20.83	De 8.51 a 8.53	7.52	50.88	59.51
Desviación estándar (b)	4.17	-	0.99	2.48	8.95

El coagulante de origen químico mostró mayor eficiencia en la remoción de DQO (41.67%) y turbidez (78.94%), frente al 20.83% y 50.87% del coagulante natural, lo que se atribuye al descenso de pH de 8.51 a 7.41 unidades, favoreciendo la neutralización de cargas coloidales. En contraste, el coagulante natural fue más eficiente en la remoción de SST (59.51% vs. 45.24%) y generó un mayor cambio porcentual en conductividad eléctrica (7.53% vs. 6.48%), con un pH prácticamente sin variaciones (8.51–8.53), destacando que el pH del agua no se ajustó para el tratamiento. La reducción limitada de conductividad en ambos casos sugiere que los compuestos solubles del suavizante que se emplea en la tintorería, no se aglutinan fácilmente mediante coagulación.

3.2 Identificación y cuantificación de microfibras

En la tabla 3 se muestra el número total de MF obtenidas a partir de las membranas filtradas.

Tabla 3. Conteo de MF en el agua sin tratar y en las muestras tratadas con coagulante convencional y natural.

Agua de tintorería (muestra)	Concentración (MF/L)	Remoción de MF (%)
Inicial	21,063	-
Con coagulante químico	1,232	94.15
Con coagulante natural	1,778	91.56

Cada condición se analizó por triplicado y, tras descontar los valores de los blancos, se obtuvieron promedios de 21,063 MF/L en el agua inicial sin tratar, 1,232 MF/L en el agua tratada con coagulante químico y 1,778 MF/L en el agua tratada con coagulante natural. La eficiencia de remoción fue de 94.15 % para el coagulante químico y 91.56 % para el natural.

Las MF encontrados se agruparon en cinco intervalos de tamaño (5–125, 126–250, 251–375, 376–500 y >500 μm) para identificar la distribución predominante en las muestras analizadas, como se observa en la Tabla 4.

Tabla 4. Remoción de microfibras por rangos de tamaño (μm)

Remoción de MF (%)				
Rango (μm)	Coagulante convencional		Coagulante natural	
	Promedio	Desviación estándar	Promedio	Desviación estándar
5-125	95.52	0.93	95.02	1.12
126-250	84.31	2.77	74.51	12.09
251-375	92.31	6.28	69.23	16.62
376-500	55.56	15.71	44.44	15.71
<500	86.67	9.43	73.33	24.94

Tras el tratamiento, se observó una disminución notable de MF en todos los rangos. En el intervalo de 5–125 μm se alcanzaron remociones de 95.52 % con el coagulante convencional y 95.02 % con el natural. La menor remoción se presentó en el rango de 376–500 μm , con 55.55 % y 44.44 %, respectivamente, asociado a la baja presencia inicial de MF grandes. En general, el coagulante convencional presentó mayores porcentajes de remoción y menor variabilidad que el natural.

4. Conclusiones

En esta investigación se pudo comparar el desempeño de un coagulante de origen natural (de cáscaras de naranja) con el de uno de origen químico (sulfato de aluminio). En términos generales el sulfato de aluminio presentó una mayor remoción de parámetros como la DQO, la turbidez y la abundancia de MF. Sin embargo, es necesario realizar una investigación más profunda de los componentes del coagulante natural que contribuyen positivamente a su desempeño para optimizar su preparación. Otras líneas de investigación en el área de los coagulantes naturales es la evaluación con una metodología estandarizada (como el análisis de ciclo de vida) de sus impactos ambientales y un análisis económico para determinar si efectivamente este tipo de materiales disminuyen el impacto ambiental y costo del tratamiento de agua.

5. Referencias

- [1] Watt, E., Picard, M., Maldonado, B., Abdelwahab, M. A., Mielewski, D. F., Drzal, L. T., Misra, M., & Mohanty, A. K. (2021). *Ocean plastics: environmental implications and potential routes for mitigation – a perspective*. RSC Advances, 11, 21447–21462. <https://doi.org/10.1039/D1RA00353D>
- [2] Higuera, C. (2022). Microplásticos en aguas residuales y posibles medidas de control en el Gran

Santiago <https://mgpa.forestaluchile.cl/Tesis/Higuera%20Camila.pdf>

[3] EerkeMedrano,D.,Quinn,B.,&HeatherA.,L.(2019).Microplastics.in.drinking.water.EnvirontalScience&Healt

.<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S246858441830043>emissions to land rival those to waterbodies and are growing. PLoS ONE, 15(9), e0237839. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237839>

[4] Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environmental International*, 146, 106274.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412020322297>

[5] Barbero, M., & Río, D. (2024). Estudio de los principales contaminantes en lavandería industrial y diseño de un sistema de reutilización de agua.

<https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/694929/TMBDR1de1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

[6] Saleem, M., & Bachmann, RT (2019). Una revisión contemporánea sobre coagulantes de origen vegetal para aplicaciones en el tratamiento de agua. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* , 72 , 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2018.12.029>

[7] López, R. (2022). Viabilidad técnica y ambiental de la aplicación de agentes de origen vegetal en el proceso de coagulación-floculación en aguas superficiales. <https://ri.ujat.mx/items/63665167-d966-4b35-9234-fecfdc>

[8] SE. (2015). NMX-AA-034-SCFI-2015: Análisis de agua – Medición de aceites y grasas en agua y aguas residuales – Método de prueba.

[9] SE. (2016). NMX-AA-008-SCFI-2016: Análisis de agua – Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales – Método de prueba.

[10] SE. (2018). NMX-AA-093-SCFI-2018: Análisis de agua – Medición de la conductividad eléctrica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba.

[11] Secretaría de Economía. (2001). NMX-AA-038-SCFI-2001: Análisis de agua – Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales – Método de prueba

[12] SE. (2011). NMX-AA-030/2-SCFI-2011: Análisis de agua – Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba – Parte 2 – Método de tubo sellado a pequeña escala.

[13] Hernández, M. del C. (2022, octubre 1). Técnica de tinción de fluorescencia con Rojo Nilo y Safranina para la identificación de microfibras plásticas

https://www.researchgate.net/publication/374946940_Tecnica_de_tincion_de_fluorescencia_con_Rojo_Nilo_y_Safranina_para_la_identificacion_de_microfibras_plasticas/link/653e063cf7d021785f1e43d6/download

IV.6 Hacia una gestión sostenible de residuos sólidos: Estrategias de educación ambiental y mecanismos de participación ciudadana para el fortalecimiento de redes colaborativas en México.

Octavio Sebastián Godínez Flores*
Beatriz Adriana Venegas Sahagún**

Resumen

La gestión integral de residuos sólidos urbanos se ha complejizado en el entorno mexicano debido a la heterogeneidad de los municipios y los hábitos de consumo actuales. Es así que el objetivo de este trabajo es proponer una estrategia metodológica basada en la investigación-acción participativa y la creación de redes de colaboración entre la academia, el gobierno local y las comunidades, utilizando el Modelo de Gobernanza Ambiental y Aprendizaje Colectivo (MGAAC). Esta propuesta se enfoca únicamente en las etapas de generación y recolección. Para la elaboración de la propuesta se llevó a cabo una metodología cualitativa de carácter exploratorio y propositivo. La propuesta es adaptable acorde al contexto de cada municipio, lo que permite abrir un área de oportunidad para mejorar la gestión en sus territorios.

Palabras Clave: *Modelo de Gobernanza Ambiental y Aprendizaje Colectivo; Generación; Recolección*

¹ Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México, +52 (33) 3770 3300.

² Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara.

E-mail:beatriz.adriana@cucea.udg.mx

1. Introducción

El crecimiento demográfico y los patrones de consumo actuales en México han incrementado exponencialmente la generación de residuos sólidos urbanos (RSU), rebasando las capacidades operativas y administrativas de los municipios [1][2]. Cuestión que impacta directamente en temas de salud ambiental y salud pública.

En los municipios mexicanos, la gestión tradicional de los RSU se ha centrado en soluciones enfocadas en la recolección y disposición final, ignorando así la jerarquía de los RSU, iniciando con una prevención y separación desde el origen. Es por esto, que una de las soluciones que se han documentado para poder llegar a la población es un enfoque de cara a la educación ambiental no formal y la participación ciudadana, las cuales actúan como los pilares transversales para modificar hábitos de consumo, promover la economía circular y legitimar las políticas públicas de gestión de residuos, es decir, abordar un enfoque integral y colaborativo [3].

Es por lo anterior que el objetivo de este documento es proponer una estrategia metodológica basada en la investigación-acción participativa y la creación de redes de colaboración entre la academia, el gobierno local y las comunidades, utilizando el Modelo de Gobernanza Ambiental y Aprendizaje Colectivo (MGAAC).

El MGAAC es una forma de gestionar los problemas ambientales mediante la participación de diferentes actores en donde se promueve que el gobierno, las empresas y la comunidad trabajen juntos, compartan responsabilidades y tomen decisiones de manera conjunta para atender los problemas ambientales que afectan su territorio [4].

2. Metodología

Para la elaboración de la propuesta basada en el Modelo de Gobernanza Ambiental y Aprendizaje Colectivo (MGAAC) se llevó a cabo un enfoque cualitativo de carácter exploratorio y propositivo. Se realizó una revisión de literatura en las siguientes categorías: gestión de residuos sólidos urbanos, economía circular, gobernanza ambiental, investigación – acción participativa, ciencia ciudadana y redes de colaboración.

En un segundo momento se desarrolló una matriz de integración conceptual en la que se articularon los principales aportes teóricos de la Investigación-Acción Participativa, la gobernanza ambiental, el modelo de pentahélice, la innovación social y la economía circular. A partir de esta integración se identificaron los componentes estratégicos que deberían conformar una intervención orientada a fortalecer la participación ciudadana y la corresponsabilidad en el manejo de residuos orgánicos. Para la elaboración de la matriz, primeramente se identificaron de las variables críticas del sistema de RSU, posteriormente se determinó el principal problema técnico y ambiental asociado a cada tipo de residuo y a cada modalidad de recolección, como tercer paso, cada problemática detectada fue asociada con la fase del MGAAC cuya lógica de intervención resultaba más pertinente, por último, Con base en la correspondencia establecida entre los problemas detectados y las fases del MGAAC, se formularon estrategias de intervención adaptadas a cada caso.

3. Resultados

La propuesta para incorporar una estrategia metodológica basada en la investigación-acción participativa y la creación de redes de colaboración entre la academia, el gobierno local y las comunidades, a través de programas de sensibilización y co-diseño comunitario en la reducción en

la fuente y la separación eficiente de residuos, consta de tres fases, las cuales se presentan a continuación.

3.1 Fase 1: Diagnóstico Comunitario Participativo y Mapeo de Actores

El objetivo de esta fase, es tener el contexto de lo que sucede en donde se desea implementar la estrategia, para esto se tienen tres características a tener en cuenta:

- a) Herramientas de Ciencia Ciudadana (la visión de la población): Implementar talleres de cartografía social, donde los vecinos identifiquen los "puntos críticos" de acumulación de residuos, tiraderos clandestinos y las rutas actuales de recolección en sus colonias o municipios.
- b) Encuestas de Percepción y Hábitos de Consumo: Diseño y aplicación de cuestionarios (físicos y digitales) para evaluar el nivel de conocimiento previo sobre separación (orgánico, inorgánico reciclable, inorgánico no reciclable) y las barreras percibidas ej. "el camión lo vuelve a juntar", "no tengo espacio", "falta de tiempo".
- c) Mapeo de Actores Locales Pentarélice: Identificación de líderes comunitarios, escuelas, comercios locales, recolectores informales (recicladores de base) y autoridades municipales para construir un comité de gestión ambiental barrial.

3.2 Fase 2: Laboratorios Urbanos de Innovación Social y Regla de las 5R

En esta fase entra en juego la educación no formal y los incentivos. En lo que respecta a la Educación no formal se proponen talleres bajo el principio de "aprender haciendo" en donde se implementen tres módulos prácticos:

- a) Módulo de Consumo Responsable (Rechazar y Reducir): Análisis de etiquetas, huella plástica y alternativas de consumo local y a granel.
- b) Módulo de Biodegradables (Compostaje Comunitario): Capacitación técnica para el manejo de residuos orgánicos domésticos, transformándolos en abono para huertos urbanos locales. Esto reduce hasta en un 50% el peso de los residuos que van al relleno sanitario.
- c) Módulo de Valorización Tecnológica y Creativa (Reutilizar y Reciclar): Talleres de reparación de aparatos electrónicos, supra-reciclaje (upcycling) y vinculación directa con centros de acopio autorizados.

Sobre el tema de incentivos comunitarios (Economía Circular Local), se propone la Implementación piloto de sistemas de "Monederos Ecológicos" o "Puntos Verdes", donde los ciudadanos que entreguen residuos correctamente separados reciban beneficios o descuentos en comercios locales participantes, estimulando la economía de la zona.

3.3 Fase 3: Institucionalización e Intercambio de Conocimientos

En esta fase se propone el fortalecer las redes de colaboración mediante dos aspectos importantes:

- a) Sistematización de Experiencias: Creación de una plataforma digital de acceso abierto administrada en conjunto por la academia y la red de expertos. En esta plataforma se subirán manuales, guías de replicabilidad, bases de datos sobre generación de residuos por zonas y casos de éxito/fracaso de los laboratorios urbanos.
- b) Mecanismo de Retroalimentación con Expertos: Organización de mesas de diálogo multiactor bimestrales. En estos espacios, los tecnólogos, ingenieros ambientales y

tomadores de decisiones evalúan la viabilidad técnica de las propuestas ciudadanas, mientras que los sociólogos y educadores evalúan la viabilidad social.

En lo que respecta a la institucionalización se debe enfocar en la Incidencia Política, en este sentido los datos recolectados y validados por la red de expertos se traducirán en propuestas de enmienda para los reglamentos municipales de limpia y los programas de prevención y Gestión Integral de Residuos (PMPGIR), asegurando que la participación ciudadana quede por escrito y blindada ante cambios de administración política.

3.4 Adaptación de la estrategia metodológica en las etapas de generación y recolección de RSU

La estrategia de intervención comunitaria propuesta anteriormente bajo el MGAAC se adapta directamente a la etapa de generación de residuos en México. A continuación, se presenta cómo se puede implementar acorde al tipo de RSU.

Tabla 1. Propuesta bajo el MGAAC en la etapa de generación de residuos sobre el tipo de RSU

Tipo de RSU	Porcentaje a Nivel Nacional (%)	Impacto de la Fracción en el Manejo	Estrategia Metodológica Específica (MGAAC)
Residuos orgánicos	40.15%	Alta generación de lixiviados y emisiones de gas metano en sitios de disposición final (SDF).	Fase 2 (Módulo de compostaje): Capacitación descentralizada para digerir los orgánicos en el origen, minimizando casi la mitad del peso total enviado a recolección.
Susceptibles de Aprovechamiento (Papel, cartón, plástico, vidrio, metal)	36.26%	Saturación rápida de volumen en rellenos sanitarios; pérdida de valor económico.	Fase 2 (Módulo de valorización): Alianzas directas con recicladores de base y centros de acopio mediante incentivos (puntos verdes).
Otros / No Reciclables (Sanitarios, pañales, residuos complejos)	23.59%	Difícil reincorporación en esquemas de economía circular. Requieren confinamiento seguro.	Fase 2 (Módulo de Consumo Responsable): Campañas de concientización orientadas a "rechazar y reducir" el uso de productos de un solo uso.

Fuente: [5] [6]

En lo que respecta a la etapa de recolección, la propuesta se incorporaría como sigue:

Tabla 2. Propuesta bajo el MGAAC en la etapa de recolección de RSU

Mecanismo de recolección	Porcentaje de cobertura nacional (%)	Problema técnico detectado	Solución propuesta por la red de expertos (MGAAC)
Recolección casa por casa	66.70%	Mezcla sistémica de residuos limpios con orgánicos debido a la falta de rutas diferenciadas.	Fase 3 (Incidencia política): Modificación del reglamento de limpia local para decretar días exclusivos de recolección para orgánicos e inorgánicos.
Punto de recolección establecido	24.90%	Creación de micro-tiraderos y focos de infección por falta de vigilancia comunitaria.	Fase 1 (Cartografía social): Apropiación comunitaria de los espacios mediante comités de barrio que transforman los puntos limpios en áreas verdes.
Sistema de contenedores	8.40%	Vandalismo, acumulación desmedida y baja separación interna.	Fase 2 (Ciencia ciudadana): Monitoreo del llenado de contenedores mediante alertas ciudadanas vía web para eficientizar las rutas del camión.

Fuente: [5][6]

Para verificar el éxito del programa se propone se mida a del Índice de Eficiencia en Separación en la Fuente (IESF).

4 Conclusiones y recomendaciones

La gestión de RSU en México necesita soluciones y adaptaciones acorde al contexto en el que se realiza, es por esto que los municipios son los encargados de dicho servicio público. Si bien los municipios en su interior no son homogéneos, el poder implementar estrategias personalizadas a su territorio puede ser una ventana de oportunidad.

La propuesta que se establece en este documento, puede ser implementada como un primer momento en comunidades con poca población o en colonias específica como un piloto, esto permitirá establecer bases sólidas para extenderlo en todo el territorio. Acorde al enfoque MGAAC la población debe asumir un rol más activo repensando sus hábitos de consumo y disposición.

La implementación del MGAAC permitirá atender los principales problemas asociados a la generación y recolección de RSU en los municipios y sus comunidades. Las acciones de compostaje,

valorización y consumo responsable contribuirían a reducir significativamente la cantidad de residuos enviados a disposición final. Asimismo, la participación ciudadana fortalecería la separación en la fuente y la apropiación comunitaria de los espacios de recolección.

5. Referencia

- [1] Gran Castro, J. A. & Bernache Pérez, G. (2016). Gestión de residuos sólidos urbanos, capacidades del gobierno municipal y derechos ambientales. *Sociedad y ambiente*, 1(9), 73-101.
- [2] Venegas Sahagún, B.A.; García Bátiz, M.L. y Sánchez Bernal, A.(2014).“Gestión de residuos sólidos municipales en México. Un análisis comparativo”. *Gestión Ambiental*, 28, 25-47.
- [3] Herrera, L. M. S., Quinto, F. H., Torres, I. A. L., Hernández, D. M., & Gardea, A. E. M. (2025). Hacia una gestión colaborativa de residuos: oportunidades y desafíos del modelo Residuos Cero en municipios de la región capital de Veracruz. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 9(1), 6650-6668.
- [4] Madariaga Garamendi, I., Blanco Barros, A. R., & Arana Eiguren, X. (2016). *Desarrollo de un modelo de gestión ambiental con gobernanza sostenible*. Diputación Foral de Bizkaia.
- [5] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2026). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos* (DBGIR). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/diagnostico-basico-para-la-gestion-integral-de-los-residuos-426099>
- [6] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2023). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México (CNGMD) 2023*. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2023/>

IV.7 Evaluación de la composta obtenida a partir de estiércol de gallina.

Maria de Lourdes Balderas Cruz*
Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Yadira Rodríguez Herrera*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Arely Areanely Cruz Salas*
Arturo Torres Mendoza**

Resumen

La generación de gallinaza derivada de los sistemas de producción avícola representa un problema ambiental debido a la acumulación inadecuada de residuos orgánicos y a los riesgos sanitarios asociados a su manejo. Ante esta problemática, la presente investigación evaluó el proceso de compostaje como una alternativa sustentable para el aprovechamiento de la gallinaza proveniente de gallinas en cautiverio y libre pastoreo. El objetivo fue analizar las condiciones de crianza en libre pastoreo y cautiverio sobre la calidad final del abono orgánico, monitoreando los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos durante el proceso de estabilización bajo el marco de la norma NMX-AA-180-SCFI-2018. Los resultados mostraron que el origen del residuo influye directamente en el proceso de degradación y el contenido de nutrientes. El tratamiento de residuo en libre pastoreo propicio una mayor maduración y calidad nutricional, alcanzando un contenido de nitrógeno total de $1.8 \pm 0.2\%$ y una relación C/N de 15.6, en comparación con el residuo de cautiverio, en el cual alcanzo un contenido de nitrógeno total de $1.6 \pm 0.1\%$ y una relación C/N de 18.8. En el aspecto sanitario, ambos tratamientos aseguran la inocuidad de la composta reflejando una ausencia de *Salmonella spp.* y en huevos de helmintos. Se concluye que el método de crianza de las aves es una variable decisiva en las propiedades definitivas de la composta, determinando su viabilidad para ser utilizada como mejorador de suelo.

Palabras Clave: *Mejorador de suelo, cautiverio, gallinaza, libre pastoreo*

*Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva El Rosario, Alcaldía

Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México.

**Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Escuela Superior de Apan. Telefono: 53189000

E-mail: jucaf@azc.uam.mx

1. Introducción

Los estiércoles frescos se caracterizan por contener un alto contenido de nitrógeno [1], de humedad [2] y alta carga microbiana[3]. Por ello dentro del sector primario se generan residuos que pueden emplearse como insumos para otros procesos, siempre que se gestionen de manera adecuada. Los sistemas de producción avícola intensiva producen grandes cantidades de estiércoles, denominadas gallinaza, cuya práctica habitual es aplicarla en suelo agrícola de manera directa [1]. Con frecuencia los estiércoles generados son acumulados con la finalidad de disminuir la humedad que contienen, pero sin un control sobre los factores que puedan afectar su calidad como subproductos, representando al mismo tiempo riesgos ambientales y sanitarios para el entorno.

La producción de composta a partir de estiércol de gallina es un tema que se enmarca en la gestión de residuos orgánicos y su aprovechamiento en la agricultura sostenible. El composteo representa una alternativa eficiente para transformar residuos en insumos útiles para el suelo. En México, esta práctica cobra relevancia debido a la necesidad de mejorar la fertilidad de los suelos agrícolas y contribuye a reducir impactos ambientales [4]. El estiércol de gallina se caracteriza por su alto contenido de nutrientes esenciales como: nitrógeno, fósforo y potasio, los cuales son esenciales para el crecimiento vegetal. Sin embargo, también presenta altos desafíos, tales como una elevada salinidad, baja relación C/N y la presencia de patógenos, lo que requiere un manejo adecuado para evitar la contaminación ambiental. El composteo es una alternativa para estabilizar estos residuos y reducir riesgos sanitarios, mejorando la calidad del producto final [5].

El objetivo de esta investigación radicó en analizar la calidad de la composta elaborada a partir de heces de gallinas manejadas en dos sistemas; libre pastoreo y cautiverio, que influyen en la calidad final de la composta. El sistema de libre pastoreo implica variaciones en la dieta y en el entorno, lo que puede modificar la composición del estiércol. Por otro lado, el cautiverio presenta condiciones más controladas, pero con menor diversidad ambiental. Estas diferencias pueden reflejarse en aspectos fisicoquímicos y microbiológicos de la composta.

2. Metodología

El presente apartado comprende el montaje, monitoreo y análisis de pilas de composta elaboradas con estiércol de gallina.

2.1 Montaje de las pilas de composta

Por cuestiones de confidencialidad el nombre del Rancho y la ubicación quedan excluidas del presente trabajo. El estiércol utilizado proviene de dos tipos de crianza: libre pastoreo y cautiverio. Las gallinas de libre pastoreo se alimentan con granos de maíz y aquello que pepena en campo, en cambio las gallinas criadas en cautiverio consumen alimento paletizado y granos de maíz. Adicionalmente, todas las gallinas son vacunadas contra la gripe aviar; sin embargo, el uso de medicamentos está restringido para las gallinas de pastoreo libre; contrario a las de cautiverio, se les incorporan antibióticos de amplio espectro.

Se elaboraron dos pilas de composta de 250 L en forma piramidal, con una composición de 30 % estiércol de gallina con degradación parcial y 70 % de hojas y ramas, que fueron cubiertas con plástico negro, se ajustó la humedad con la prueba del puño.

2.2. Monitoreo y análisis

Durante las primeras tres semanas, las pilas se voltearon de forma constante (cuatro veces por semana), posteriormente, el volteo se disminuyó a dos veces a la semana hasta concluir cuatro meses

(120 días). Antes de cada volteo se realizó la medición de la temperatura utilizando un termómetro de vástago (con una escala de 5 a 100 ± 0.1 °C), además, se monitoreó la humedad de las pilas. Al termino de la experimentación se tomó una muestra compuesta de 2 kg, para lo cual se tomaron 5 puntos equidistantes, con lo anterior se asegura la representatividad de la muestra.

Asimismo, se realizó un análisis final del proceso considerando los parámetros de pH y conductividad eléctrica, las cuales fueron medidos con equipos previamente calibrados. Del mismo modo, se determinó el nitrógeno total (N) y el carbono orgánico (C), que permitieron calcular la relación C/N. Por otro lado, se realizaron análisis microbiológico al inicio del proceso y al final, que comprendió: huevos de helmintos, salmonela, *Escherichia coli* y fitotoxicidad. Las determinaciones antes mencionadas se compararon con los valores descritos por la NMX-AA-180-SCFI-2018 [6].

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan los resultados obtenidos del monitoreo y la evaluación de la calidad de la composta de los dos tratamientos implementados.

3.1 Monitoreo del proceso

En el gráfico de la Figura 1, se muestra el comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje bajo dos condiciones: libre pastoreo y cautiverio, a lo largo de 120 días. En ambos tratamientos se observa un incremento inicial de la temperatura asociado a la intensa actividad microbiana y a la degradación de la materia orgánica. Sin embargo, el tratamiento de libre pastoreo alcanzó temperaturas más altas, superando los 40 °C durante la etapa termófila, esto se asume a una presencia de carbono lábil durante todo el sistema, por lo que, los microorganismos digieren estos carbohidratos de forma más rápida, desatando una respiración celular acelerada, liberando energía en forma de calor exergónico que eleva la temperatura. Mientras que el tratamiento en cautiverio presentó valores menores y una disminución más rápida de la temperatura, asociado a las bacterias inactivas debido a el tipo de alimentación y a la presencia de antibióticos. Conforme avanzó el tiempo, ambas curvas mostraron una reducción gradual hasta aproximarse a temperaturas cercanas a la ambiental, indicando una disminución de la actividad biológica y un avance hacia la estabilización del material.

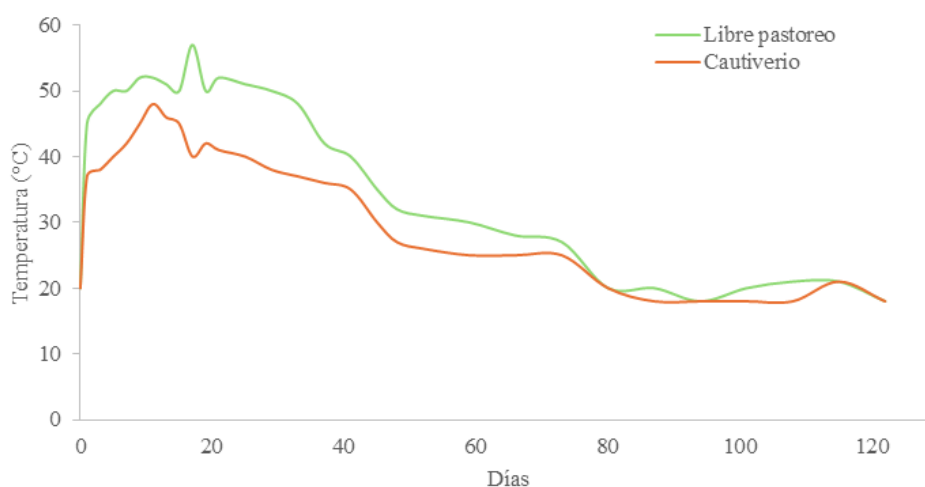


Figura 1. Evolución de temperaturas en ambos de tratamientos (libre pastoreo y cautiverio) a lo largo del proceso

3.2 Calidad de la composta

El análisis de la composta producida de estiércol de gallina en sistemas de libre pastoreo y cautiverio permitió identificar diferencias en las propiedades químicas y biológicas del material estabilizado. Ambos tratamientos produjeron composta de calidad dentro de los parámetros establecidos en la NMX-AA-180-SCFI-2018 [6]; sin embargo, cada sistema presentó comportamientos particulares asociados a la degradación y estabilización de la materia orgánica.

En relación con los parámetros biológicos presentados en la Tabla 1, los resultados iniciales evidenciaron la presencia de huevos de helmintos únicamente en el tratamiento de pastoreo. Esto puede atribuirse a la exposición constante de las gallinas al suelo y a diversos microorganismos presentes en el entorno.

En contraste, la ausencia de helmintos en el sistema de cautiverio podría atribuirse al efecto indirecto de los medicamentos, sin embargo, esta hipótesis no fue corroborada experimentalmente en el presente estudio. En estudio realizado en Madrid determinó que el proceso de composteo puede reducir la concentración del antibiótico, junto con bacterias patógenas [8].

Asimismo, la ausencia de *Salmonella* en ambos sistemas podría estar asociada con condiciones sanitarias adecuadas desde la etapa de producción animal, así como con un manejo apropiado del estiércol.

La alta concentración inicial de *Escherichia coli* en libre pastoreo, se debe a la exposición de las gallinas a un ambiente externo, ya que tienen una mayor interacción sobre el suelo natural, es decir, están en contacto con tierra, agua, vegetación y heces acumuladas, lo que hace que interactúen con otros tipos de microorganismos presentes en el ambiente e incrementan la contaminación fecal. Asimismo, factores ambientales como la humedad favorecen la supervivencia y proliferación bacteriana. No obstante, los niveles registrados no representaron riesgo de fitotoxicidad para la germinación de semillas de rábano.

Tabla 1. Parámetros biológicos de estiércol inicial

Parámetro	Libre pastoreo	Cautiverio
Huevos de helmintos 4 g base seca	12	Ausencia
<i>Salmonella</i> en 25 g	Ausencia	Ausencia
<i>Escherichia coli</i> (NMP/g)	1,100	120

Como se observa en la Tabla 2 el nitrógeno total presentó un porcentaje más alto en el sistema libre pastoreo, esto puede relacionarse a la diversidad alimenticia de las gallinas, en contraste, las gallinas de cautiverio recibían una dieta más controlada basada en alimento paletizado y maíz, además del suministro de medicamentos, variable que podría influir en la composición del estiércol; sin embargo, dicho efecto no fue evaluado experimentalmente en este estudio.

El comportamiento del carbono orgánico sugiere que el tratamiento de libre pastoreo presentó una degradación microbiana más eficiente, evidenciada por una relación C/N menor en comparación con el sistema de cautiverio. Esto podría atribuirse a una mineralización más intensa, asociada con una mayor actividad microbiana. Esto podría atribuirse a una mineralización más intensa, asociada con una mayor actividad microbiana. Ya que las gallinas consumen alimento natural el cuál aporta gran cantidad de carbono lábil (azúcares simples, hemicelulosa y celulosa), al ser moléculas químicamente

sencillas, los microorganismos las rompen y las asimilan con facilidad, dando como resultado una respiración microbiana más rápida liberando al carbono (C) como dióxido de carbono (CO₂), por consiguiente, la relación C/N baja.

Por otro lado, en el sistema de cautiverio conservó una mayor cantidad de carbono orgánico, lo que indica un proceso de degradación más lento y, en consecuencia, una relación C/N más elevada.

La conductividad eléctrica permaneció dentro de intervalos adecuados para uso agrícola en ambos tratamientos. Sin embargo, el valor ligeramente superior en el tratamiento de libre pastoreo indica una mayor concentración de sales minerales solubles, posiblemente relacionada con la diversidad alimenticia de las aves.

Tabla 2. Parámetros químicos de la composta terminada

Parámetro	Libre pastoreo	Cautiverio	NMX-180-SCFI-2018
Nitrógeno total (%)	1.8 ± 0.2	1.6 ± 0.1	1 - 3 MS
Carbono orgánico (%)	28 ± 1.3	30 ± 1.5	Mínimo 10
Relación C/N	15.6	18.8	15-25
pH	7.6 ± 1.2	6.6 ± 1.1	6.7 – 8.5
Conductividad eléctrica (dS/m)	3.2 ± 0.2	2.8 ± 0.2	0.5 – 12

La ausencia de huevos de helmintos en el producto final, presentados en la Tabla 3, indica que, las temperaturas alcanzadas durante la fase termofílica y la actividad microbiana del sistema favorecieron la inactividad de microorganismos patógenos resistentes. Este fenómeno se atribuye específicamente a la degradación de la cubierta ovular del helminto debido al estrés térmico sostenido y la acción de enzimas exógenas (quitinasas y proteasas) secretadas por los hongos y actinomicetos benéficos del sistema, mejorando la calidad de la composta.

En cuanto a *Escherichia coli*, la disminución observada en el sistema de libre pastoreo (1,100 a 666.6 NMP/g) sugiere una cinética de depuración biológica. Esta tendencia se asume como el resultado del agotamiento progresivo del carbono lábil y del estrés térmico del proceso, donde la microbiota nativa logra colonizar por completo el sustrato y ejerce una fuerte presión a través de mecanismos de inhibición y exclusión competitiva, forzando la reducción del indicador[10]. Por el contrario, el incremento observado en el sistema de cautiverio (120 a 222 NMP/g) se asume a un fenómeno de crecimiento secundario. Este comportamiento se atribuye a la pérdida de presión química debido a la biodegradación de medicamentos avícolas, generando un nicho ecológico ideal para la reactivación de las células sobrevivientes de *Escherichia coli*.

Por otro lado, los resultados de fitotoxicidad evidenciaron ausencia de compuestos tóxicos, así como presencia de sustancias húmicas y estimulación del crecimiento vegetal, debido a la completa oxidación y volatilización de agentes fitotóxicos iniciales, tales como el amoníaco libre y los ácidos grasos volátiles tras los 120 días de estabilización. Asimismo, los valores del índice de germinación superiores al 100% evidencian un efecto de bioestimulación vegetal, lo cual indica que la composta madura es estable de acuerdo con la NMX-AA-180-SCFI-2018 [6].

Tabla 3. *Parámetros biológicos de composta terminada*

Parámetro	Libre pastoreo	Cautiverio	NMX-180-SCFI-2018
Huevos de helmintos 4 g base seca	Ausencia	Ausencia	1 en 4
Salmonella sp. en 25 g	Ausencia	Ausencia	Ausente NMP
Escherichia coli (NMP/g)	666.6	222	≤1 000
Fitotoxicidad, Índice de germinación (%)	105.6	112.2	≥ 80

La composta proveniente de gallinas en libre pastoreo presentó ventajas relacionadas con un mayor contenido de nitrógeno y una menor relación C/N, lo que sugiere un material más estabilizado y con mayor disponibilidad de nutrientes para los cultivos. En contraste, la composta obtenida del sistema de cautiverio también mostró características adecuadas para su aplicación agrícola; sin embargo, su mayor relación C/N indica un proceso de degradación ligeramente menos avanzado. Estas diferencias podrían influir en la velocidad de liberación de nutrientes y, por tanto, en la selección del tipo de composta según los requerimientos del cultivo y las condiciones del suelo, coincidiendo con lo reportado por Ofei-Quartey et al. (2023), quienes señalan que compostas con adecuada estabilidad, relación C/N y contenido nutrimental constituyen mejoradores efectivos del suelo [10].

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran que el sistema de crianza de las aves afecta las características fisicoquímicas y microbiológicas del estiércol, así como la calidad de la composta. El tipo de alimentación, el confinamiento, la interacción con el ambiente y las prácticas de manejo son factores determinantes que modifican la composición inicial del residuo orgánico, esto repercute directamente en la degradación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes y el comportamiento de los indicadores sanitarios durante el proceso.

Asimismo, el suministro de medicamentos en gallinas mantenidas en cautiverio representa una variable de interés que deberá evaluarse en futuras investigaciones pues esto podría influir en la composición microbiológica de las excretas, debido a que ciertos compuestos farmacéuticos tienen la capacidad de alterar parcial o temporalmente las comunidades microbianas involucradas en la descomposición y transformación de la materia orgánica. Si bien en este estudio no se dispuso de información específica sobre los fármacos administrados, su posible uso constituye un factor relevante en la interpretación de las variaciones observadas entre ambos sistemas de crianza.

En este sentido, la comparación entre el sistema de libre pastoreo y cautiverio reveló que el origen del estiércol puede modificar directamente el contenido de nutrientes y la degradación de este. Esto demuestra que el método de crianza no solo define las propiedades iniciales del residuo, sino que actúa como un factor clave en las características finales de la composta y en su potencial como mejorador orgánico de suelo.

5. Referencias

- [1] M. P. Bernal, J. A. Albuquerque, and R. Moral, "Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review," *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 22, pp. 5444–5453, Nov. 2009, doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027.

- [2] K. Maeda, D. Hanajima, S. Toyoda, N. Yoshida, R. Morioka, and T. Osada, "Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost," Nov. 2011. doi: 10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x.
- [3] F. Esperón *et al.*, "Assessing the benefits of composting poultry manure in reducing antimicrobial residues, pathogenic bacteria, and antimicrobial resistance genes: a field-scale study," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 22, pp. 27738–27749, Aug. 2020, doi: 10.1007/s11356-020-09097-1.
- [4] M. N. L. Ofei-Quartey, E. Appiah-Effah, K. Akodwaa-Boadi, B. Ampaw, T. S. Taylor, and Z. E. N. Millogo, "Enhancing the economic potential of organic waste by co-composting using ratio modelling toward a circular economy," *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, vol. 25, no. 3, pp. 1560–1580, May 2023, doi: 10.1007/s10163-023-01633-8.
- [5] A. A. Mohamed Ksheem, "Optimising nutrient extraction from chicken manure and compost," 2014.
- [6] Secretaría de Economía, *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*. México: Diario Oficial de la Federación, 2018.
- [7] N. Mexicana, "DIRECCIÓN GENERAL DE NORMAS," *NMX-AA-180-SCFI-2018*, pp. 1–52, Sep. 2018, Accessed: Jun. 10, 2026. [Online]. Available: https://platiica.economia.gob.mx/normalizacion/wp-content/uploads/sites/2/PDF_Normas_Publicas/NMX-AA-180-SCFI-2018.pdf
- [8] F. Esperón *et al.*, "Assessing the benefits of composting poultry manure in reducing antimicrobial residues, pathogenic bacteria, and antimicrobial resistance genes: a field-scale study," *Environmental Science and Pollution Research* 2020 27:22, vol. 27, no. 22, pp. 27738–27749, May 2020, doi: 10.1007/S11356-020-09097-1.
- [9] G. Quiroga, L. Castrillón, Y. Fernández-Nava, and E. Marañón, "Physico-chemical analysis and calorific values of poultry manure," *Waste Management*, vol. 30, no. 5, pp. 880–884, May 2010, doi: 10.1016/J.WASMAN.2009.12.016.
- [10] M. N. L. Ofei-Quartey, E. Appiah-Effah, K. Akodwaa-Boadi, B. Ampaw, T. S. Taylor, and Z. E. N. Millogo, "Enhancing the economic potential of organic waste by co-composting using ratio modelling toward a circular economy," *Journal of Material Cycles and Waste Management* 2023 25:3, vol. 25, no. 3, pp. 1560–1580, Mar. 2023, doi: 10.1007/S10163-023-01633-8.
- [11] T. Lima, S. Domingues, and G. J. Da Silva, "Manure as a Potential Hotspot for Antibiotic Resistance Dissemination by Horizontal Gene Transfer Events," *Vet. Sci.*, vol. 7, no. 3, p. 110, Sep. 2020, doi: 10.3390/VETSCI7030110.
- [12] S. Wei, X. Zhang, D. Liang, and S. Yang, "Ammonia Inhibition in Anaerobic Digestion of Chicken Manure with Different Total Solids Contents," *Processes* 2026, Vol. 14, Page 1556, vol. 14, no. 10, p. 1556, May 2026, doi: 10.3390/PR14101556

IV.8 Generación y composición de residuos sólidos urbanos en eventos sociales en San Francisco Acuatla.

Yael Bravo Rivas*
Nataly Cárdenas Quintana*
Claudia Andrea Mateos Vargas*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Arely Areanely Cruz Salas*

Resumen

Los eventos sociales, tales como las fiestas, juegan un papel clave en la generación y composición de residuos los cuales pueden variar de acuerdo con la edad del anfitrión e invitados, sin embargo, el desperdicio de alimentos y la generación de plástico se encuentra presente en todas las fiestas aun cuando no se empleen plásticos de un solo uso, como vajilla desechable, estos se encuentran presentes en adornos y dulces. El objetivo de esta investigación fue determinar la generación total, el per cápita y la composición de los residuos generados en cuatro diferentes fiestas en la localidad de San Francisco Acuatla, Ixtapaluca, Estado de México, con la finalidad de proponer estrategias de prevención y valorización. Los resultados mostraron una mayor generación de residuos en eventos de XV años, ascendiendo hasta un promedio de 0.166 kg por persona. La composición de residuos en todos los eventos tuvo una mayor proporción de residuos orgánicos evitables con un promedio del 40.16 % de la generación total, seguido de plásticos de un solo uso (21.38 %), envases de vidrio de bebidas alcohólicas (16.70 %) y orgánicos inevitables (14.38 %). Por lo anterior se sugiere una planeación de los alimentos y porciones de alimentos adecuadas para la edad de los invitados, el uso de adornos multiusos que pueden reusarse en otros eventos y la implementación de una mesa de dulces que incluya utensilios reutilizables.

Palabras Clave: *desperdicio de alimentos, fiestas, invitados, plásticos*

¹ Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva el Rosario, C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, México Teléfono: 5629723498
Correo: al2223002651@azc.um.mx,

1. Introducción

Las problemáticas derivadas de los residuos sólidos se han vuelto tangibles y visibles, tanto para el ambiente como para la salud, ya que su generación es inevitable puesto que desde las actividades de la vida diaria como alimentarse, bañarse, ir al sanitario, vestirse, entre otras, producen residuos.

En el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (DBGIR) reporta que en México se generan más de 139 mil toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, de los cuales sólo el 5 % recibe algún tipo de tratamiento y el 72 % no cuenta con procesos de valorización [1]. Es por ello que es importante considerar toda fuente de generación como una oportunidad de cambio para propiciar el manejo integral de los residuos.

Identificar las diferentes fuentes de generación de residuos sólidos urbanos, es un comienzo para resolver la crisis global y nacional de “la gestión inadecuada de residuos”. Además de los residuos sólidos urbanos generados por las necesidades básicas, y de los diferentes tipos de generadores (micro, pequeño, mediano y grande) es importante considerar los residuos generados en eventos sociales. Entre los diferentes eventos sociales, existen los que se celebran en pequeños grupos de personas hasta cientos o miles de participantes, detrás de ello hay una generación de residuos, y estos en mayor o menor medida van ligados al tipo de celebración, a las decisiones de alimentos, entretenimientos, bebidas, adornos, invitados, entre otros aspectos.

En el presente estudio se determinó la generación y composición de residuos sólidos en cuatro eventos sociales llevados a cabo en la localidad de San Francisco Acuatla, Ixtapaluca en el Estado de México con el objetivo de proponer estrategias para su minimización y aprovechamiento.

2. Metodología

La metodología que se siguió para el desarrollo del proyecto se realizó en dos etapas, el muestreo y clasificación de residuos en cada uno de los eventos sociales y el análisis de los datos para proponer un manejo integral de los residuos generados.

2.1 Muestreo de residuos en los eventos sociales

Los instrumentos y materiales que se utilizaron en esta etapa fueron una báscula digital con una capacidad máxima de 40 ± 0.005 kg de la marca Gutstark, bolsas negras tamaño jumbo y bolsas transparentes, en las cuales se colocaron los residuos, se clasificaron y se pesaron para conocer la generación de cada evento social.

Se muestrearon residuos en cuatro fiestas en la localidad de San Francisco Acuatla, en el municipio de Ixtapaluca, Estado de México los cuales corresponden a los días y celebraciones que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Eventos sociales en el municipio de Ixtapaluca

Número de evento social	Tipo de evento	Fecha en la que se hizo
1	Cumpleaños de 80 años	28 de marzo 2026
2	Fiesta de XV años	18 de abril 2026
3	Fiesta de XV años	25 de abril 2026
4	Fiesta de 3 años	2 de mayo 2026

Cada uno de los eventos sociales duraron en promedio seis horas, cubriendo toda la estadía de los asistentes. Cabe resaltar que no se consideraron los alimentos o bebidas que no fueron servidos, sino que estaban destinados a un consumo posterior.

En cuanto a la clasificación de residuos, se consideraron 7 categorías y 34 subproductos, esta se realizó con la totalidad de la muestra, directamente en el sitio y en el momento en el que iban generándose los residuos. Los residuos ya separados se colocaron en bolsas transparentes o negras según el volumen del residuo o se pesaban directamente según el caso. Se registraron cada una de las masas de los residuos restándole la masa del recipiente en el que se encontraban almacenados.

De cada evento se registró información relevante como el número total de invitados, meseros, músicos y acompañantes y personas que preparaban alimentos al momento, alimentos y bebidas y tipo de utensilios. Finalmente se procesaron los datos y se obtuvieron tanto la generación total, como la generación por persona (asistentes) y la proporción de residuos de cada categoría.

2.2 Análisis de los datos obtenidos

A partir de las observaciones de campo, se realizó el análisis de los datos obtenidos y registrados para cada uno de los eventos, para ello se registraron las principales características de los eventos sociales y también la cantidad de residuos generada por evento y por subclasificación, realizando estadística básica como gráficos de barras y valores centrales medio que representaran las diferencias.

3. Resultados y discusión

Para tener una idea de los residuos que se podrían generar en los eventos sociales, se registraron los datos más relevantes del evento, como se puede ver en la Tabla 2.

Tabla 2. Datos de los eventos sociales

No. de evento social	Tipo de evento	Número de asistentes	Alimentos y bebidas	Utensilios	Tipo de sede, horario de muestreo y número de mesas
1	Cumpleaños adulto mayor	135	Carnitas, frijoles, arroz, mesa de dulces con frutas y verduras, cerveza, de barril, agua de Jamaica, pastel y gelatina. Contaba con servicio de meseros.	Cuchara y vaso de polipropileno (PP), plato de unicel (EPS)	Evento realizado en carpa; afuera del domicilio de los anfitriones. De las 16:00-22:00 horas con 13 mesas llenas.
2	XV años	267	Barbacoa, arroz, nopales, tlacoyos, cerveza de vidrio no retornable, refresco en envases de PET, agua de Jamaica, papas preparadas y pastel. Contaba con servicio de meseros.	Cuchara y vaso de PP, plato de EPS y vaso encerado	Salón de eventos sociales “El Angel” De las 16:00-22:00 horas con 24 mesas llenas.

Tabla 2. Datos de los eventos sociales (continuación)

No. de evento social	Tipo de evento	Número de asistentes	Alimentos y bebidas	Utensilios	Tipo de sede, horario de muestreo y número de mesas
3	XV años	431	Barbacoa, arroz, tlacoyos, refresco en envases de PET, agua de Jamaica, cerveza de vidrio retornable y no retornable. Contaba con servicio de meseros.	Cuchara y vaso de PP, plato y vaso de EPS	Salon de eventos sociales “El Carril” De las 14:00-21:00 horas con 48 mesas, pero solo se llenaron 40
4	3 años	217	Costilla en chile. Contaba con servicio de meseros.	Cuchara, tenedor y cuchillo de metal, plato de loza, vaso de vidrio, plato de EPS, cuchara y vaso de PP	Salón de eventos sociales “El Campanario” De las 13:00-19:00 horas con 20 mesas llenas

En cuanto a la generación de residuos, los eventos con mayor generación total y por persona de acuerdo con la Tabla 3 son los eventos 2 y 3 correspondiente a fiestas de XV años teniendo una generación total de alrededor de 43 y 73 kg, respectivamente, con un promedio de generación por persona equivalente a 0.166 kg/persona. Los eventos 1 y 4 en promedio generan 0.084, es decir casi la mitad de las fiestas de XV años.

De acuerdo con el Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH) las festividades refuerzan las identidades colectivas ya sean de índole deportiva, religiosos o social, sin embargo, hace especial énfasis en la celebración de XV años por su relevancia sociocultural en México donde este tipo de celebración es un tradicional rito que refleja la transición de una niña a la vida adulta. Por lo anterior a pesar de las dificultades económicas que presente la familia, se invierte una gran cantidad de dinero en el festejo [2].

Tabla 3. Generación de residuos por tipo de eventos

No. de evento social	Tipo de evento	Generación total (kg)	Generación por persona (kg/persona)
1	Cumpleaños adulto mayor	11.285	0.084
2	XV años	43.149	0.162
3	XV años	73.444	0.170
4	3 años	18.506	0.085

Relacionado a la composición de los residuos, según Fernández la planeación inadecuada de las porciones en eventos festivos podría generar pérdidas significativas de alimentos [3], esta aseveración coincide con los resultados de la Figura 1, donde se demuestra que la mayor parte de los residuos generados en las fiestas son orgánicos evitables (desde 33.49 % en el evento social 2 hasta 42.96 % en el evento social 3), es decir alimentos que pudieron consumirse, seguido de plásticos (desde 26.98 % en el evento social 1 hasta 15.26 % en el evento social 3), envases de vidrio de bebidas alcohólicas (desde 0 % en los eventos sociales 1 y 4 hasta 37.69 % en el evento social 2) y los orgánicos inevitables (desde 5.24 % en el evento social 2 hasta 25.74 % en el evento social 1).

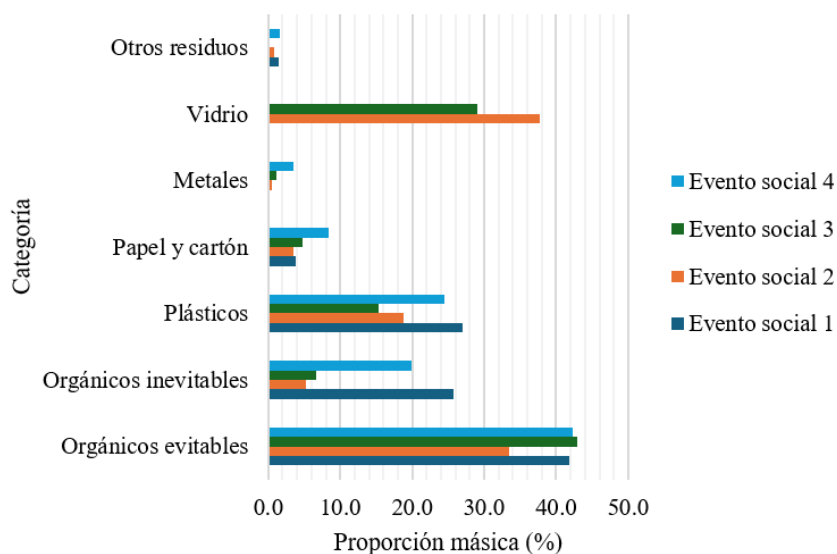


Figura 1. Composición de residuos generados en los cuatro eventos sociales

El desglose de la masa de los residuos generados se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Generación de residuos en kg por categoría y evento

Categorías	Generación (kg)	Generación (kg)	Generación (kg)	Generación (kg)
	Evento 1	Evento 2	Evento 3	Evento 4
<i>Orgánicos evitables</i>	4.725	14.45	31.552	7.83
<i>Orgánicos inevitables</i>	3.325	2.17	6.27	14.676
<i>Plásticos</i>	3.045	8.129	11.207	4.526
<i>Papel y cartón</i>	0.31	1.485	3.545	1.556
<i>Metales</i>	0.015	0.23	0.8	0.64
<i>Vidrio</i>	0	16.265	21.375	0
<i>Otros residuos</i>	0.165	0.33	0.03	0.285
<i>Total</i>	11.285	43.149	73.444	18.506

Una investigación realizada por Hassan S. y Low E. demuestra que la presión o tendencias sociales en cuanto a celebraciones puede aumentar los patrones de consumo y por ende un mayor desperdicio de alimentos [4]. Además, la influencia de las redes sociales también puede afectar y aumentar el consumo de elementos como adornos, bebidas alcohólicas, entre otros, que finalmente terminan siendo residuos. Lo antes mencionado es relevante porque en este estudio se observó que las decisiones relacionadas con ofrecer más cosas (como comida o presentes), mostraron una tendencia de mayor generación de residuos y variabilidad en su composición, tal como el uso de diferentes tipos de utensilios, desperdicio de alimentos y diferentes tipos de bebidas.

Considerando que alrededor del 40 % de todos los residuos generados en eventos son orgánicos evitables es fundamental buscar estrategias que permitan reducir la proporción de alimentos desperdiciados. La Universidad Swami Vivekanand Subharti en la India propone la implementación de una planificación adecuada, la reutilización de materiales y programas de reciclaje [5]. En la Figura 2 se muestran ejemplos del desperdicio de alimentos que hubo en cada evento.



Figura 2. Ejemplos de desperdicio de alimentos en los cuatro eventos sociales. El número al interior de la imagen hace referencia al evento social

De acuerdo con los resultados antes descritos, es importante considerar la implementación de estrategias que ayuden a disminuir la generación de residuos, por ejemplo, la planificación de porciones adecuadas de comida acorde a las edades de los invitados e incluso la adopción de nuevas prácticas como mesas de dulces donde los recipientes sean reutilizables y puedan usarse en múltiples ocasiones, el uso de elementos decorativos reutilizables que puedan usarse en múltiples eventos infantiles para así disminuir el uso de plásticos de un solo uso. Otras estrategias son la implementación de envases retornables de bebidas alcohólicas o refrescos, principalmente en eventos de XV años. Todo esto en conjunto podrían ser estrategias que reduzcan la generación de residuos en los eventos.

En la Figura 3 se observan fotografías de la totalidad de los residuos generados en cada evento, que, con buenas prácticas, la cantidad de residuos puede disminuir.



Figura 3. Volumen de residuos generados en cada evento social. El número al interior de la imagen hace referencia al evento social

En ocasiones el número de invitados incide en la generación de residuos, ya que como se observa aunque se trate de eventos sociales con menos de 500 invitados, pueden generarse cantidades considerables de residuos; esto sugiere que los aspectos culturales influyen de manera importante en la generación de estos, como ocurrió en el evento denominado como “Fiesta de 3 años”, donde la generación de residuos de un solo uso fue menor en comparación con los demás eventos al utilizar platos de loza y utensilios de metal.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que los eventos sociales generan una cantidad importante de residuos, principalmente orgánicos evitables, lo cual evidencia la necesidad de una mejor planeación de las porciones de alimentos, así como de los utensilios y decoraciones empleados en este tipo de celebraciones. De igual manera, se observó que en los eventos de XV años hubo una mayor generación de residuos por persona, por lo que requieren estrategias específicas de reducción tomando en cuenta las actividades que se realizan en este tipo de eventos.

La gestión integral de residuos generados en eventos sociales en San Francisco de Acuatla puede fortalecerse con la implementación de una economía circular, mediante el uso de instrumentos normativos que avalen la responsabilidad compartida entre los prestadores de servicios y de los organizadores de los eventos. En estos instrumentos, se pueden establecer criterios como la planeación de las porciones de alimentos de acuerdo con el número de invitados, el uso de vajillas reutilizables, incentivar la generación de convenios con proveedores que aseguren la disminución del empleo de plásticos de un solo uso y promover la separación de los residuos orgánicos de los inorgánicos. De la misma manera, podrían establecerse reconocimientos ambientales a los prestadores de servicios que fomenten estrategias de economía circular.

Algunas recomendaciones para reducir la generación de residuos orgánicos es la segmentación por edades en el cual se incluyan un menú infantil, implementación de cuestionarios de confirmación de asistencia, comunicación con los invitados, implementación de buffet asistido por meseros con la finalidad de adecuar las porciones y uso de elementos gráficos como carteles que inviten a los

asistentes a evitar el desperdicio de alimentos. Además de donar los alimentos en buen estado a casas de asistencia pública o privada y por último, el consumo responsable de los asistentes y anfitriones es la manera más eficiente para abordar esta problemática. Este estudio demuestra que el tipo de celebración, las decisiones de consumo y la cantidad de asistentes influyen en la cantidad y proporción de residuos sólidos urbanos en eventos sociales.

5. Referencias

- [1] SEMARNAT, “Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos,” 2026, Accessed: Jun. 09, 2026. [Online]. Available: <https://www.gob.mx/semarnat>
- [2] J. M. S. Torres and A. O. Palma, “Una mirada antropológica al estudio de los rituales festivos. La fiesta de XV años,” *Dimensión Antropológica*, vol. 45, pp. 131–152, May 2009, Accessed: Jun. 10, 2026. [Online]. Available: <https://revistas.inah.gob.mx/index.php/dimension/article/view/1501>
- [3] M. A. Fernandez-Zamudio, I. Zarzo, T. Pina, J. M. Soriano, and N. San Onofre, “Assessment and Solutions to Food Waste at Congress Events: A Perspective of the MagNuS Project,” *Foods 2024, Vol. 13, Page 181*, vol. 13, no. 2, p. 181, Jan. 2024, doi: 10.3390/FOODS13020181.
- [4] S. H. Hassan and E. C. Low, “Spur of the moment: the unintended consequences of excessive food purchases and food waste during Ramadan,” *British Food Journal*, vol. 126, no. 7, pp. 2732–2745, May 2024, doi: 10.1108/BFJ-10-2023-0917.
- [5] Surbhi and I. Bose, “Reducing Waste in Event Planning: Practical Strategies for Sustainable Event Management in Faridabad,” pp. 313–324, Apr. 2025, doi: 10.2991/978-94-6463-682-6_21.

Agradecimientos

Se agradece al grupo de meseros “Los ángeles” por su apoyo incondicional, a los anfitriones de las fiestas por permitir realizar el estudio en su evento social y a mi amigo Daniel Rodríguez por su apoyo y compañía en las clasificaciones de residuos.

IV.9 Análisis de la gestión de residuos sólidos urbanos en 3 municipios de la región Valles de Jalisco.

Janine Dominic Pérez Villegas*

Elvira Olay Romero**

Beatriz Adriana Venegas Sahagún***

Brenda Acevedo Juárez****

Gerardo Bernache Pérez*****

Resumen

El manejo de los residuos sólidos urbanos constituye un reto a nivel mundial debido a factores como la rápida urbanización, el crecimiento demográfico, los cambios en los patrones de consumo y el desarrollo económico. En México, la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) enfrenta importantes desafíos, particularmente en las etapas de recolección y disposición final. Ante este contexto, la presente investigación evalúa la GIRSU en tres municipios representativos de la región Valles de Jalisco: Ameca, Tala y Etzatlán, mediante la elaboración de indicadores para las etapas de recolección y disposición final. Los resultados mostraron que la región Valles de Jalisco presenta problemas relacionados con infraestructura insuficiente, exigua cobertura del servicio y deficiencias en el manejo de residuos. Se concluye que en los 3 municipios existe aún una limitada y deficiente línea de acción respecto a los residuos sólidos y un incipiente avance hacia una GIRSU.

Palabras Clave: *Disposición final; Indicadores; Recolección; Región Valles.*

*Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México, +52 (33) 3770 3300.

**Centro Universitario de los Valles, Universidad de Guadalajara.

***Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara.

E-mail: beatriz.adriana@cucea.udg.mx

****Centro Universitario de los Valles, Universidad de Guadalajara.

*****Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social -Occidente.

1. Introducción

El manejo de los residuos sólidos urbanos constituye a nivel mundial, un reto para las grandes ciudades, factores como la rápida urbanización, el crecimiento demográfico, los cambios en los patrones de consumo y el desarrollo económico son variables que figuran como causas de que la cantidad de desechos a nivel mundial este en aumento [1], proyectada a elevarse un 70% en los próximos 30 años de no tomarse medidas urgentes [2]. A nivel mundial se generan anualmente cerca de 2,010 millones de toneladas de desechos sólidos municipales. De acuerdo con la base de datos de Waste Atlas, China, Estados Unidos y la India figuran como los principales generadores dentro de los 10 países que más toneladas generan [3]. Esto puede asociarse a que son países que comparten condiciones similares al ser potencias económicas y políticas a nivel mundial, además de tener una densidad poblacional considerable. México entra en el noveno lugar en esta lista, con más de 39 millones de toneladas generadas al año.

En México, la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) se ha presentado como un reto multifacético para las grandes urbes, así como para las medianas y pequeñas localidades. La GRSU implica acciones normativas, operativas, financieras y de planificación que una administración municipal debe desarrollar para recolectar, tratar y depositar los residuos sólidos urbanos. De acuerdo con [4], la GIRSU comprende siete etapas de manejo: generación, almacenamiento, recolección, transporte, transferencia, tratamiento y disposición final; sin embargo, en América Latina y el Caribe ha prevalecido el manejo bajo el esquema de recolección y disposición final.

En México se recolectan diariamente 107'055,547 kilogramos de residuos, donde solo el 12.1% de los residuos sólidos fue separado o clasificado desde las viviendas, lo que deja un 88% de residuos que terminan en vertederos a cielo abiertos, tiraderos irregulares o clandestinos [5]. De acuerdo con datos del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México [5] la Ciudad de México es la zona que reporta mayor número de toneladas recolectadas por día, seguido por el estado de México, Jalisco, Veracruz y Nuevo León.

El Programa Estatal de Guadalajara para la Prevención y Gestión Integral de Residuos de Jalisco señala que la Región Valles se encuentra dentro de los primeros lugares de mayor generación de residuos por regiones. Se calcula que se generan cerca de 330 toneladas de RSU cada día, y que, de acuerdo con la Junta Intermunicipal de Medio Ambiente Región Valles, no solo no se cuenta con la infraestructura adecuada para el manejo de los residuos, además el servicio de recolección tiene poca cobertura, y no se respetan los sitios de disposición final establecidos para el depósito de estos residuos [6]. El municipio de Tala presenta el promedio más alto de toneladas de RSU recolectados al día en la región valles, con 100 toneladas diarias. El municipio de Ameca recolecta 80 toneladas/día. Por su parte, Etzatlán es uno de los municipios que reporta los números más bajos de la región, con un promedio de 24 toneladas recolectadas diariamente, según el último Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México [5].

Desde el punto de vista ambiental, se ha demostrado que la disposición inadecuada de los residuos sólidos constituye una de las principales causas de la contaminación del suelo, el agua y el aire, además de la pérdida de biodiversidad y el desplazamiento de poblaciones [7]. Económicamente, los fallos en una gestión eficiente de los RSU han representado un aumento en los costos invertidos al proceso de recolección, tratamiento y disposición final de los residuos generados. En ese sentido, la economía circular funciona como un sistema alternativo al sistema económico lineal que predomina en México, pues promueve la eficiencia en el uso de materiales y energía por medio de la reutilización, reciclaje, reducción y restauración de los recursos naturales [8].

Sin embargo, la realidad es que, aun con la posible existencia y eficiencia de los procesos de concientización, manejo y tratamiento de residuos, las industrias y los individuos desechan materiales a la misma velocidad con la que se generan y adquieren los productos.

En esta investigación se estudiarán 3 municipios pertenecientes a la región Valles de Jalisco. Ameca, Tala y Etzatlán, municipios vecinos y representativos de la región, que, si bien cuentan con programas, reglamentos o direcciones municipales dedicados a la gestión de los residuos sólidos municipales, persiste una carencia de información disponible y actualizada, o que carece de precisión, que permita medir con claridad la efectividad de dichas herramientas, lo que deriva en un área de oportunidad para identificar vacíos de información que limitan la toma de decisiones basado en evidencias.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es evaluar la GRSU en los municipios de Ameca, Tala y Etzatlán mediante la elaboración de indicadores de las etapas de recolección y disposición final del servicio municipal.

2. Metodología

La evaluación se desarrolló mediante un estudio con enfoque cualitativo-cuantitativo de carácter descriptivo orientado a diagnosticar la situación en la que se encuentra actualmente el sistema de gestión de residuos sólidos urbanos en los municipios pertenecientes a la región valles de Jalisco: Tala, Ameca y Etzatlán.

La información primaria se obtuvo mediante la aplicación de una encuesta dirigida a los ayuntamientos de los municipios de Tala, Ameca y Etzatlán, diseñada con base en lineamientos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. El instrumento incluyó apartados sobre información general del municipio, infraestructura disponible, servicios de recolección, disposición final, programas de prevención y normatividad aplicable. Las encuestas fueron respondidas por funcionarios responsables del área de aseo público o medio ambiente. Se englobaron en estas encuestas los siguientes ejes temáticos: Generación, Infraestructura y Equipamiento, Recolección, Tratamiento y valorización y Disposición final

De acuerdo con la información recabada en las encuestas realizadas a los municipios, se seleccionaron los siguientes indicadores retomados y adaptados del sistema propuesto por Turcott (2018) en su tesis doctoral titulada Sistema de indicadores para la evaluación integral y control de la gestión de residuos municipales [9]. El trabajo desarrolla por Turcott establece un conjunto de indicadores que permite analizar diferentes componentes de la gestión de los residuos, así como los procedimientos para su cálculo, interpretación y evaluación. Con base en esta propuesta metodológica, en la presente investigación se seleccionaron aquellos indicadores que resultaron pertinentes para los objetivos del estudio, los cuales sirvieron como fundamento para el diseño de las encuestas aplicadas y para la posterior obtención de la información necesaria para su cálculo.

3. Resultados y discusión

La presente investigación se desarrolló en la Región Valles del estado de Jalisco, una de las doce regiones geográficas en las que se divide el estado, cuya composición fue determinada mediante Acuerdo del Titular del Poder Ejecutivo (artículo 56 de la Ley) desde el año de 1998, con el fin primario de impulsar el desarrollo de la entidad (Plan Regional de Desarrollo 2030). La Región Valles es la octava región con mayor superficie del estado, con una extensión territorial de 5,359.95 km cuadrados [10].

Los resultados de los indicadores evaluados respecto a la etapa de recolección de RSU en los municipios de Tala, Ameca y Etzatlán se presentan en la Tabla 1. En términos generales, la mayoría de los indicadores se encuentran en verde, indicando un desempeño favorable, Etzatlán y Tala presentan mejores resultados, a diferencia de Ameca, municipio que en su mayoría no presentó información disponible.

La gestión de la recolección de RSU en los municipios de Ameca, Tala y Etzatlán presenta características diversas. Todos los municipios cuentan con un servicio municipal formalizado, operando principalmente de recolección de puerta a puerta (Tabla 1). Sin embargo, se muestran diferencias significativas en cobertura, rendimiento y condiciones laborales, que a continuación se detallan.

La recolección de RSU en los tres municipios muestra una primera capa de eficiencia operativa, que, al examinar a fondo, revela serias deficiencias estructurales. Etzatlán, por ejemplo, destaca por una cobertura casi general del 99.95% y el mayor rendimiento laboral (1.11 toneladas/hora), superando a Tala (0.77t/h) y Ameca (0.56 t/h). Sin embargo, esta eficiencia se sostiene sobre una base precaria, en Etzatlán y Tala, el grado de aprovechamiento de los vehículos están en niveles de 235% y 961% respectivamente, lo que indica una sobreutilización extrema que compromete la seguridad y la vida útil de los camiones recolectores o los datos proporcionados pueden no representar la realidad dado que ningún municipio tiene bascula y no realizan registros diarios. Estudios de optimización de rutas en China señalan que un rango operativo eficiente se ubica entre 60% y 80% de utilización, ya que valores inferiores reflejan subutilización del sistema y valores superiores incrementan el riesgo operativo de saturación y derrames [11]. En estudios aplicados en países en desarrollo, como los compilados por UN-Habitat, se observa que la utilización de la flota puede variar significativamente debido a restricciones operativas y de planeación, alcanzando valores cercanos al 84 % en contextos con gestión relativamente estructurada [12].

Tabla 1. Resultados de los indicadores en la etapa de recolección

Indicador identificado	Etzatlán	Tala	Ameca	Unidades	Evaluación		
Grado de aprovechamiento	235.29	961.54	No disponible	%	≥80 a ≤100	≥50 a <80	<50 >100
Intensidad de desplazamiento	4.3	7.7	No disponible	km/t	≤15	>15 a ≤30	>30
Población atendida por el servicio de recolección	99.95	71.27	67.07	%	≥90	≥70 a <90	<70
Personal formal de recolección y transporte por cada 1000 toneladas	0.48	0.62	0.95	Trabajadores/ 1000 t	≥0.1	≥0.001 a <0.1	<0.001
Rendimiento del trabajo de recolección y transporte	1.11	0.77	0.56	t/ h	≥0.5	≥0.2 a <0.5	<0.2
Salario promedio en recolección y transporte comparado con el salario mínimo	82.5	77	No disponible	%	≥200	≥100 a <200	<100
Empleados con prestación de servicio médico	NO	SI	Municipal	Si /P/ No	Si	Municipal	No
Proporción de personal informal en recolección y transporte	66.67	No disponible	No disponible	%	≤10	>10 a ≤35	>35
Costo de recolección y transporte	521.45 ^a	177.24 ^a	No disponible	MXP\$/t	≥600 - ≤2000	≥300 a <600 >2000 a ≤2600	<300 >2600

[19] Evaluación

Esta presión operativa se traslada directamente al personal. Aunque los tres municipios cumplen con la dotación mínima de trabajadores formales por tonelada recolectada, las condiciones laborales son deficientes. Ninguno de los tres municipios alcanza el salario mínimo para sus trabajadores de recolección. De acuerdo con la plataforma oficial Data México de la Secretaría de Economía (INEGI), los recolectores de basura y material reciclable en México perciben un salario promedio mensual de aproximadamente \$5,290 MXN, lo cual representa el 55.9% comparado con el salario mínimo, lo que indica un sueldo mayor en los municipios estudiados [13]. La situación es más considerable en Etzatlán, donde a pesar de su eficiencia en brindar el servicio, su personal carece de servicio médico y reporta una proporción de 66,67% de trabajadores informales. En contraste, Tala garantiza esta prestación a su personal, mientras que Ameca ofrece un servicio municipal. Estos datos pueden sugerir que la eficiencia operativa se logra en gran medida a costa de la precarización y la informalidad laboral. De acuerdo con la secretaria de Economía este sector presenta una alta informalidad laboral cercana al 74.9%–77.8%, lo que implica que la mayoría de los trabajadores no cuentan con seguridad social ni prestaciones laborales [13]. En comparación internacional, la Organización Internacional del Trabajo (OIT) y el Banco Mundial señalan que en países en desarrollo la informalidad en el sector de residuos puede oscilar entre 60% y 90%, mientras que en países de altos ingresos es significativamente menor debido a sistemas formalizados de gestión de residuos y empleo regulado [14,15]. En conjunto, estos datos evidencian que México se encuentra dentro del rango alto de informalidad laboral en el sector, con salarios considerablemente bajos en comparación con economías más desarrolladas.

El análisis del costo de recolección de residuos evidencia una fuerte dependencia entre el nivel de desarrollo económico de los países y la eficiencia del gasto por tonelada recolectada. En el caso de América Latina, los datos municipales muestran una gran variabilidad, los costos se sitúan aproximadamente entre 255 y 510 MXN/t para países de bajos ingresos, 510 y 1,190 MXN/t para países de ingresos medios, y hasta 1,190 y 2,040 MXN/t en países industrializados. (39–79 USD/ton), lo cual refleja diferencias en la escala urbana, eficiencia operativa y estructura institucional de los servicios [16]. El municipio de Tala tiene un costo \$177.24 MXP\$/t (rojo) y el municipio de Etzatlán \$521.45 MXP\$/t (amarillo) estos resultados muestran que el costo de recolección no debe interpretarse de manera aislada como un indicador de eficiencia, sino como un reflejo del nivel de servicio, la estructura institucional y el grado de formalización del sistema, por lo que esta cifra por si misma no refleja eficiencia, sino más bien una limitada cobertura del servicio, baja mecanización y precariedad operativa, lo que implica que una parte importante de los residuos no es recolectada formalmente, en contraste, los países industrializados presentan costos significativamente más altos, lo cual se asocia con sistemas altamente tecnificados, mayores costos laborales y regulaciones ambientales más estrictas, pero también con una cobertura casi universal y altos niveles de calidad del servicio [16]. Estos resultados muestran que el costo de recolección no debe interpretarse de manera aislada como un indicador de eficiencia, sino como un reflejo del nivel de servicio, la estructura institucional y el grado de formalización del sistema.

La etapa de disposición final representa la etapa más débil en cuanto al sistema de manejo de residuos (Tabla 2). De primera instancia, ninguno de los tres municipios cuenta con un relleno sanitario que cumpla con la normatividad vigente, todos operan en sitios catalogados como “controlado”. La evaluación frente a la NOM-083 evidencia un incumplimiento sistemático, desde el diseño del sitio de disposición final, su monitoreo y la seguridad de los trabajadores.

Los tres sitios son considerados sitios controlados (SC) por tener obras básicas de infraestructura como caminos, una operación parcialmente controlada, compactación y cobertura ocasional y el sitio de Tala caseta de vigilancia. Ninguno de los sitios cuenta con laguna de lixiviados, malla periférica y tubos de venteo. La deficiencia estructural no solo representa un riesgo ambiental, en la posible

contaminación del suelo, sino que también plantea una crisis de capacidad a corto plazo. La vida útil disponible de los sitios es preocupantemente baja, a Etzatlán le quedan 5 años, mientras que a Tala únicamente 2 años. La situación en Ameca, cuyo sitio ha operado por más de 30 años, también sugiere una capacidad futura limitada. Las condiciones laborales en esta etapa replican la insuficiencia en la etapa de recolección. Los salarios se mantienen por debajo del mínimo y la informalidad en Tala es de un 94.59%, sin indicios de que en los otros municipios sea diferente. Además, al ser personal informal (pepenadores) los que se encuentran en los tres sitios, carecen de equipo de protección adecuado y capacitación para operar, exponiéndolos a riesgos sanitarios directos.

Los costos de operación reportados, \$29.12 Etzatlán (incluye mantenimiento, salarios del personal y combustible) y \$37.81 MXP\$/t Tala (incluye renta del sitio y salario del personal) son un reflejo de la baja inversión al servicio, así como la falta de datos proporcionados, dado que al tener maquinaria de compactación en el sitio se tienen costos de operación, aunque al ser ocasionales pueden ser mínimos comparados con el costo promedio de disposición final en México de aproximadamente \$121.58 MXN\$/t reportado por el diagnóstico nacional [17] que suele asociarse a infraestructura limitada, menor inversión en impermeabilización, control de lixiviados y captura de biogás, así como a una operación que frecuentemente no internaliza costos ambientales de largo plazo como clausura o posclausura de sitios y en países de mayor ingreso este costo puede incrementarse significativamente debido a mayores exigencias ambientales, alcanzando rangos superiores a 1360 MXN/t estos resultados evidencian que el costo de disposición final no refleja únicamente eficiencia económica, sino principalmente el nivel de desarrollo tecnológico, normativo e institucional del sistema de gestión de residuos [18].

Tabla 2. Resultados de los indicadores en la etapa de disposición final

Indicador identificado	Etzatlán	Tala	Ameca	Unidades	Evaluación		
Tipo de sitio de disposición final	SC	SC	SC	Tipo de SDF	RESA	SC	TCA
Rendimiento del trabajo de DF	No disponible	No disponible	No disponible	Toneladas/hora	≥10	<10 a ≥5	<5
Residuos eliminados en RESA	0	0	0	%	≥90	≥80 a <90	<80
Vida útil disponible del SDF	5	2	No disponible	Años	≥8	≥5 a <8	<5
Personal formal en RESA por cada 1000 toneladas	0.08	0.1	No disponible	Trabajadores/1000 t	≥0.05	≥0.02 a <0.05	<0.02
Salario promedio en SDF comparado con el salario mínimo	82.5	98.6	No disponible	%	≥200	≥100 a <200	<100
Empleados con prestación de servicio médico	No	Si	No disponible	Si /P/ No	Si	Municipal	No
Proporción de personal informal en SDF	No disponible	94.59	No disponible	%	≤10	>10 a ≤35	>35
Tipo de sitio de disposición final	Controlado	Controlado	Controlado	Tipo de SDF	RESA	SC	TCA
Costo en DF	29.12 ^a	37.81 ^b	No disponible	MXP\$/t	≤400 - ≥160	<100 a ≥160 >400 a ≤500	<100 >500

a. Costos de mantenimiento, sueldo del personal y combustible

[19] Evaluación

b. Renta del sitio y sueldo del personal

SC Sitio controlado

Al analizar los aspectos administrativos y financieros, surge la raíz de muchas de estas problemáticas. Una gestión dispersa y con falta de planificación estratégica. Existe una destacada incoherencia entre la generación de residuos y la asignación presupuestal. Tala, el mayor generador de los tres municipios, y en general de la región Valles, con 175.38 toneladas diarias, asigna solo \$1.78 millones, mientras que Etzatlán, con 40 toneladas diarias, designa \$5.78 millones. Por su parte, Ameca a pesar de generar 120.77 toneladas, no reporta un presupuesto específico para RSU, lo que puede interpretarse como una falta de priorización institucional y de transparencia financiera.

Esta falta de visión estratégica también se manifiesta en los instrumentos de planeación. Si bien los tres municipios cuentan con un reglamento, únicamente Etzatlán ha desarrollado un Programa de Manejo Integral de Residuos. La ausencia de un programa en los municipios de Tala y Ameca sugiere una gestión más reactiva, basada en decisiones operativas inmediatas en lugar de una planificación a largo plazo, con objetivos, metas, y mecanismos de evaluación claros. A pesar de que el marco legal en México y el estado de Jalisco exige una Gestión Integral holística, los municipios continúan arraigados a un modelo de “manejo básico” centrado casi exclusivamente en la recolección y el entierro, descuidando etapas cruciales como la prevención y la valorización, que reduciría una gran cantidad de problemáticas generadas por el sistema actual, como lo es la contaminación en agua, aire y suelo. Por lo que, a partir de estos resultados, se recomienda fortalecer los programas municipales orientados a la prevención, separación, valorización y aprovechamiento de residuos, ya que estas acciones permitirían reducir la presión sobre la recolección y la disposición final.

4. Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos, se concluye que los tres municipios presentan avances limitados hacia una GIRSU. Aunque cuentan con servicios municipales de recolección y sitios de disposición final en operación, persiste una brecha entre la visión normativa y la realidad operativa. La gestión continúa centrada principalmente en la recolección y el depósito de residuos, con problemas asociados a la sobreutilización de vehículos, precariedad laboral, limitada planeación técnica, insuficiencia presupuestal y débil cumplimiento normativo. La disposición final constituye la etapa más crítica del sistema. Ninguno de los municipios cuenta con un relleno sanitario que cumpla plenamente con la NOM-083, ya que los sitios operan como sitios controlados, con deficiencias en infraestructura, monitoreo, control ambiental y seguridad operativa. Además, la vida útil reportada evidencia una situación crítica a corto plazo en Tala, con dos años restantes, y una presión futura en Etzatlán, con cinco años disponibles. En Ameca, la falta de información sobre vida útil impide una valoración precisa, aunque el tiempo prolongado de operación del sitio hace necesaria una evaluación técnica actualizada. El análisis administrativo y financiero muestra una falta de correspondencia entre la generación de residuos y la asignación presupuestal. Tala, pese a ser el municipio con mayor generación entre los casos estudiados, reporta un presupuesto menor que Etzatlán, mientras que Ameca no proporciona información presupuestal específica. Esta situación limita la planeación, inversión y mejora del sistema, además de evidenciar problemas de transparencia y disponibilidad de información.

En conjunto, los hallazgos muestran la necesidad de fortalecer los instrumentos de planeación, los sistemas de registro y los mecanismos de evaluación periódica, a fin de orientar decisiones municipales basadas en evidencia.

Agradecimientos

Agradecimiento a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo brindado bajo la Convocatoria de Estancias Posdoctorales por México EPM (1) 2024, en la modalidad Estancia Posdoctoral Inicial Académica en la Universidad de Guadalajara, para desarrollar el proyecto “Fortalecimiento del sistema de gestión integral de los residuos sólidos urbanos de la Región Valles, Guadalajara, México”.

5. Referencias

- [1] OCDE (2025), *Indicadores generales del medio ambiente*, Publicaciones de la OCDE, París, <https://doi.org/10.1787/ac4b8b89-en>
- [2] World Bank. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications. <https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/>
- [3] D-Waste. (s. f.). *Waste Atlas*. <https://www.atlas.d-waste.com>
- [4] Sáez, A., & Urdaneta, J. A. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia*, 20(3), 121-135.
- [5] INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2023). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2023. Catastro Municipal y Cobro Predial. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2023/#tabulados>
- [6] (JIMAV). (s. f.). 5.- *Gestión integral de los residuos sólidos urbanos*. <https://www.jimav.org/programas/5-gestion-integral-de-los-residuos-solidos-urbanos/>
- [7] Secretaria de medio ambiente y desarrollo territorial. (2022). Programa Estatal de GESTIe Residuos. Disponible en <https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/jaliscoreduce.pdf>
- [8] Ceballos Pérez, S. G., Brambila Paz, J. de J., & Pérez Cerecedo, V. (2022). *Residuos sólidos urbanos y economía circular en Pachuca, Hidalgo, México*. *Acta Universitaria*, 32, 1-16. <https://doi.org/10.15174/au.2022.3437>
- [9] Turcott Cervantes, D. E. (2018). *Sistema de indicadores para la evaluación integral y control de la gestión de residuos municipales* (Tesis doctoral, Universidad de Cantabria). Santander, España.
- [10] Gobierno del Estado de Jalisco. (2013). Plan Regional de Desarrollo Región Valles 2030. Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco (IIEG). https://iieg.gob.mx/contenido/Municipios/10_plan_regional_de_desarrollo_region_valles_0.pdf
- [11] Zhang, Y., Wang, J., Liu, Z., et al. (2020). Optimization of municipal solid waste collection and transportation based on vehicle utilization and route planning. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(14), 4963. <https://doi.org/10.3390/ijerph17144963>
- [12] UN-Habitat. (2010). *Collection of municipal solid waste in developing countries*. United Nations Human Settlements Programme. <https://unhabitat.org/collection-of-municipal-solid-waste-in-developing-countries-2>
- [13] Secretaría de Economía. (2026). *Recolectores de desechos, material reciclable y otros materiales: ocupación y condiciones laborales*. DataMéxico. <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/occupation/recolectores-de-desechos-material-reciclable-y-otros-materiales>

- [14] World Bank. (2018). *What a Waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Group. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- [15] International Labour Organization (ILO). (2018). *Women and men in the informal economy: A statistical picture (3rd ed.)*. International Labour Office.
- [16] World Bank. (2024). *Municipal solid waste cost calculation: Technical guidelines for low- and middle-income countries*. <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/099032224175084042>
- [17] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2022). *Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2022–2024*. Diario Oficial de la Federación. <https://dof.gob.mx>
- [18] Environmental Research & Education Foundation (EREF). (2024). *Analysis of MSW landfill tipping fees in the United States*. EREF. <https://erefdn.org>
- [19] Turcott Cervantes, D. E. (2018). *Sistema de indicadores para la evaluación integral y control de la gestión de residuos municipales* (Tesis doctoral, Universidad de Cantabria). Santander, España.

IV.10 Identificación de zonas con riesgo potencial de contaminación de agua por disposición no controlada de residuos sólidos urbanos en Atizapán, Estado de México.

Iris Margarita Pérez Palacios*

Yuri Reyes Mercado**

Resumen

La disposición no controlada de residuos sólidos urbanos constituye una de las principales fuentes de contaminación ambiental debido a la generación de lixiviados que pueden infiltrarse al subsuelo y afectar la calidad del agua subterránea y superficial. El objetivo de este trabajo fue identificar zonas con riesgo potencial de contaminación hídrica asociadas a sitios de disposición no controlada de residuos sólidos urbanos en el municipio de Atizapán, Estado de México. La metodología incluyó recopilación de información geográfica, análisis satelital, levantamientos de campo y entrevista a autoridades municipales encargadas de la gestión de residuos. Se identificaron 24 sitios de disposición de residuos, una estación de Transferencia y un centro de acopio de manejo especial. Después de la validación en campo y la evaluación de variables relacionadas con el volumen de residuos, permanencia y proximidad a cuerpos de agua, se seleccionaron 16 sitios con potencial de generar contaminación ambiental. Los resultados evidenciaron que la disposición inadecuada de los residuos sólidos presenta un riesgo para los recursos hídricos locales, particularmente en áreas cercanas al río Lerma y zonas agrícolas. La información generada constituye una herramienta para la planeación ambiental municipal y para el diseño de estrategias orientadas a la prevención de la contaminación del agua.

Palabras Clave: *Contaminación hídrica, lixiviados, residuos sólidos urbanos, sitios no controlados.*

*Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación/Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón, Lerma de Villada, C.P. 52005
E-mail: imperez@correo.ler.uam.mx.

**Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma

1. Introducción

La contaminación de los recursos hídricos constituye una problemática ambiental de creciente relevancia debido a sus efectos sobre la salud, los ecosistemas y las actividades productivas. Entre las principales fuentes de contaminación se encuentra la disposición inadecuada de residuos sólidos urbanos (RSU), ya que durante su descomposición se generan lixiviados capaces de infiltrarse en el suelo y alcanzar cuerpos de agua superficial y subterránea [1-2].

En México la gestión integral de RSU continúa enfrentando desafíos relacionados con la insuficiente infraestructura para la disposición final, la presencia de sitios no controlados (SNC) y la limitada valorización de residuos [3-4]. Estas condiciones incrementan el riesgo de afectación ambiental e hídrica, particularmente en municipios con recursos limitados que garanticen la vigilancia y control ambiental.

El Estado de México es una de las entidades con mayor generación de residuos sólidos urbanos debido a su densidad poblacional y nivel de actividad económica. En diversos municipios persisten problemáticas asociadas con la disposición no controlada de RSU, particularmente en zonas periurbanas y rurales donde la vigilancia ambiental y la infraestructura para la gestión integral son limitadas [5]. Estas condiciones presentan una amenaza para los recursos hídricos, especialmente en municipios ubicados en regiones hidrológicas importantes como lo es la cuenca del río Lerma, por su importancia ambiental y sobreexplotación hídrica.

El municipio de Atizapán, en el Estado de México presenta características que lo hacen susceptible a procesos de contaminación hídrica asociados con residuos sólidos debido a su ubicación dentro de la cuenca del río Lerma, terrenos agrícolas inundables y el crecimiento urbano. La identificación temprana de áreas vulnerables permite establecer estrategias de monitoreo y prevención orientadas a la protección de los recursos hídricos. Por ello, el objetivo de este trabajo fue identificar zonas con riesgo potencial de contaminación de agua derivada de la disposición no controlada de RSU en el municipio, mediante la integración de información geográfica, análisis de imágenes satelitales y trabajo de campo.

2. Metodología

La metodología se estructuró en tres etapas, las cuales se presenta en el esquema de la Figura 1.

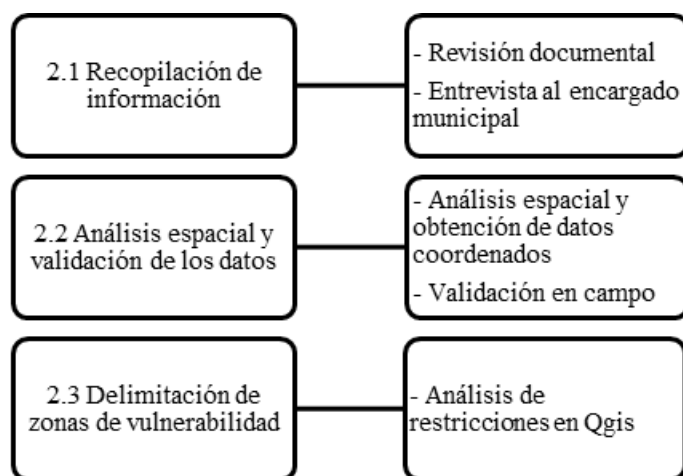


Figura. 1. Esquema metodológico del análisis de zonificación.

2.1 Recopilación de información

En la primera etapa se realizó una revisión documental de información técnica y cartográfica relacionada con la gestión de RSU, hidrología, sistemas de aprovechamiento de agua y uso de suelo en el municipio. Se consultaron documentos oficiales del Instituto Nacional de Estadística y Geografía [6-7], la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [3] y la Comisión Nacional del Agua. De manera complementaria se aplicó una entrevista semiestructurada al responsable municipal del servicio de recolección de residuos [8], con el objetivo de obtener información sobre las rutas de recolección, infraestructura disponible y problemáticas operativas en el municipio.

2.2 Análisis espacial y validación de datos

La identificación preliminar de los SNC se realizó mediante interpretación visual de imágenes de alta resolución obtenidas de Google Earth Pro [9] en una temporalidad de 10 años (2015 al 2025). Cada sitio identificado fue georreferenciado mediante coordenadas UTM para integrar una base de datos espacial. Posteriormente, se efectuaron recorridos de campo para verificar la existencia y condiciones de los sitios detectados. Durante las visitas de campo se registró información referente al tipo de residuos presentes, volumen aproximado, permanencia de los depósitos, evidencia de generación de lixiviados, cercanía a cuerpos de agua, terrenos agrícolas y se documentaron mediante registro fotográfico con verificación de coordenadas.

La validación permitió eliminar sitios previamente saneados e incorporar aquellos que no fueron identificados durante el análisis debido a interferencias satelitales o cambios en el territorio.

2.3 Delimitación de zonas de vulnerabilidad

Con la información validada se desarrolló un análisis espacial utilizando el software QGIS. Se integraron las capas correspondientes a hidrografía, uso de suelo, cuerpos de agua, pozos de agua de uso doméstico y ubicación de SNC.

Para identificar las áreas con mayor potencial de contaminación hídrica se evaluaron los criterios de proximidad de SNC a cuerpos de agua y pozos de extracción de 500 m conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003 [10] por medio de un buffer en QGIS; cercanía a zonas agrícolas susceptibles al transporte de contaminantes por condiciones topográficas que favorezcan el escurrimiento superficial, permanencia y volumen de residuos acumulados determinada por cálculo de área y presencia temporal en los años de revisión en imágenes satelitales; evidencia de generación de lixiviados durante las visitas de campo.

Mediante el análisis de superposición de capas y restricciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003, se identificaron las zonas donde la coincidencia de estos factores incrementa el riesgo potencial de contaminación del agua. Finalmente, las áreas resultantes fueron clasificadas como zonas prioritarias de atención para el apoyar la toma de decisiones en materia de gestión integral de residuos y protección de los recursos hídricos.

3. Resultados y discusión

3.1 Recopilación de información

El Municipio de Atizapán, Estado México, localizado en la región centro-occidental de la entidad presenta altitudes comprendidas entre 2500 y 2700 msnm y forma parte de la cuenca del río Lerma. Los suelos predominantes corresponden a phaeozem y vertisol, desarrollados sobre materiales volcánicos, condiciones que favorecen procesos de infiltración y transporte de contaminantes hacia

subsuelo [6]. Tiene una población de 12,984 habitantes [6], lo que representa una generación de 12.3 toneladas diarias de residuos considerando una producción promedio de 0.944 kg/hab/día, de acuerdo con la media nacional [3]. La recolección municipal tiene una efectividad del 70 % [7], se realiza mediante cuatro rutas operadas con cuatro camiones compactadores; sin embargo, aún no se implementa de manera efectiva lo que favorece la disposición de residuos en espacios abiertos, conjuntamente, no existe separación de residuos a pesar de que se cuenta con un programa de recolección de residuos [8].

3.2 Análisis espacial y validación de datos

Durante el diagnóstico realizado empleando imágenes satelitales obtenidas de Google Earth Pro [9] se identificaron 24 sitios de disposición de residuos sólidos no controlados, una estación de Transferencia y un centro de acopio de residuos de manejo especial exclusivo para llantas (ver figura 2). Del total de sitios detectados, cuatro se localizaron sobre el cauce del río Lerma, catorce en caminos y terrenos baldíos, mientras que los resultantes se asociaron con residuos dispersos y acumulaciones de materia orgánica.

La validación de campo permitió descartar cuatro sitios previamente saneados e identificar un sitio adicional no detectado mediante imágenes satelitales debido a que se ubica en una zona boscosa. Se seleccionaron 16 sitios con potencial de generar contaminación ambiental considerando tres criterios principales: volumen de residuos acumulados, permanencia del depósito y proximidad a cuerpos de agua superficial o zonas agrícolas.

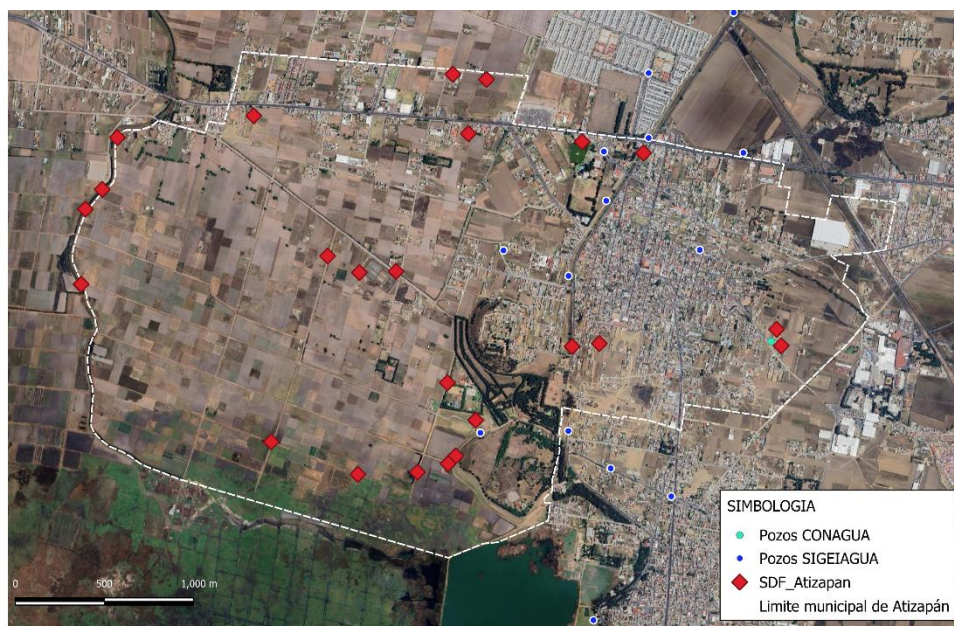


Figura. 2. Ubicación de sitios no controlados en el municipio de Atizapán, Estado de México.

Durante los recorridos de campo se observaron diferencias importantes entre los sitios evaluados. Los depósitos clasificados con mayor volumen presentaban acumulaciones continuas de residuos que evidenciaba una disposición recurrente por parte de la población y el ayuntamiento. En varios de ellos se identificaron montículos de un metro de altura con presencia de cubierta y con materiales en diferentes estados de descomposición.

Respecto a la composición de los RSU, se observó de manera cualitativa predominio de residuos textiles, residuos de poda provenientes del servicio municipal y materiales plásticos (ver figura 3). En algunos casos se observaron residuos de manejo especial como llantas y autopartes. De forma general, se estimó una composición de 70 a 80 % de residuos inorgánicos y entre 20 y 30% de residuos orgánicos, considerando el total de sitios visitados.



Figura. 3. Residuos en sitios no controlados en el municipio de Atizapán, Estado de México.

3.3 Delimitación de zonas de vulnerabilidad

Los resultados muestran que la contaminación potencial se concentra en tres zonas principales (ver figura 4). La primera corresponde al cauce del río Lerma, donde los residuos acumulados sobre las márgenes o dentro del cauce pueden ser transportados durante eventos de precipitación intensa, favoreciendo la movilidad de contaminantes, así como el taponamiento de puentes o de estructuras viales provocando inundaciones. La segunda se localiza en la zona urbana al norte del municipio, donde además de residuos sólidos, se observó la presencia de aceite y lubricantes próximos a infraestructura de aprovechamiento de agua, principalmente pozos de extracción de agua de uso doméstico, aumentando el riesgo de contaminación por hidrocarburos. La tercera, se ubica en terrenos agrícolas cercanos a la laguna de Chignahuapan, donde predominan residuos orgánicos cuya degradación favorece la generación de lixiviados susceptibles de infiltrarse hacia el subsuelo, especialmente durante los periodos de mayor humedad.

Los resultados coinciden con investigaciones que señalan que los sitios de disposición no controlada constituyen fuentes potenciales de contaminación de acuíferos debido a la infiltración de lixiviados y transporte de contaminantes por escurrimiento superficial, especialmente en regiones con alta conectividad hidrológica.

Asimismo, la cercanía de varios SNC identificados a cuerpos de agua y zonas agrícola incrementa la afectación ambiental, ya que los contaminantes pueden incorporarse tanto a las corrientes superficiales como a los suelos utilizados para actividades agrícolas.

Si bien el presente estudio constituye un diagnóstico espacial, permitió establecer una línea base sólida para priorizar sitios susceptibles de monitoreo ambiental.

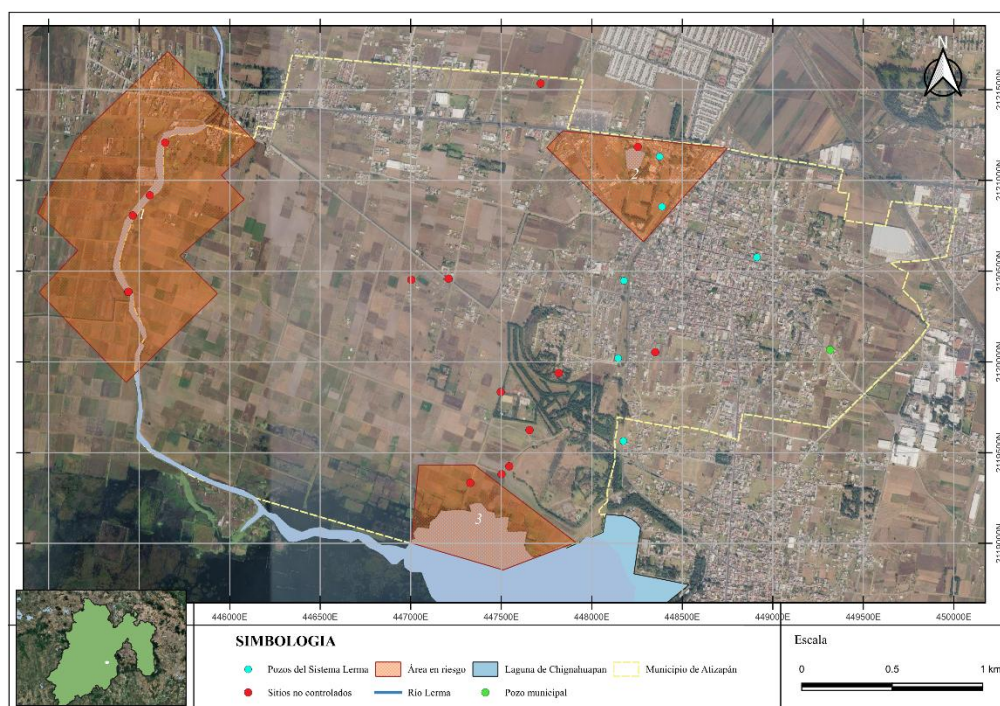


Figura. 4. *Áreas de riesgo de contaminación hídrica incidida por depósito de residuos sólidos.*

En investigaciones futuras será conveniente complementar este análisis mediante caracterización cuantitativa de la composición de los residuos con el fin de validar la composición de los residuos y validar mediante estudios fisicoquímicos el grado de afectación ambiental asociado a cada sitio.

4. Conclusiones

La integración del análisis espacial y la validación en campo permitió identificar 16 SNC con potencial de generar contaminación hídrica en el municipio de Atizapán. Lo que permitió delimitar tres zonas de vulnerabilidad hídrica asociada a la disposición no controlada de residuos.

Los resultados evidencian que la problemática no obedece únicamente a la existencia de SNC, sino a limitaciones en la cobertura y eficiencia del sistema municipal de recolección. En este sentido, se recomienda implementar un programa de gestión de residuos que optimice las rutas de recolección, priorizando recorridos mas frecuentes en las zonas norte y en la comunidad adyacentes al río Lerma. Por su parte el municipio debe considerar la reincorporación de los residuos de jardinería en sistemas como la elaboración de composta. Esta medida permitiría reducir la permanencia de residuos y disminuir la formación de nuevos SNC.

La metodología aplicada constituye una herramienta técnica de apoyo para la planeación municipal, que permite priorizar áreas de intervención y orientar la asignación de recursos hacia zonas con mayor susceptibilidad ambiental.

Se propone implementar un programa permanente de monitoreo ambiental en las zonas identificadas como prioritarias, que incluya inspecciones periódicas de los sitios detectados y verificaciones de los cuerpos de agua superficiales durante la temporada de lluvias. El monitoreo permitirá detectar oportunamente nuevos puntos de disposición y establecer acciones de saneamiento. Acciones

preventivas como la instalación de señalización, vigilancia ambiental y mecanismos que inhiban la disposición ilegal, integradas con una estrategia de educación ambiental y participación ciudadana, contribuirán a disminuir la reincidencia de nuevos SNC.

El municipio cuenta con un programa de residuos sólidos. La limitada vigilancia y control en la disposición favorece la persistencia y proliferación de SNC. La información obtenida permitió establecer una línea base para futuras acciones de monitoreo ambiental y constituye una herramienta de apoyo para la toma de decisiones y el desarrollo de políticas públicas orientadas a la protección de los recursos hídricos y la gestión integral de residuos municipales.

5. Referencias

- [1]García-Colindres, M., Castillo-Suárez, L., Álvarez Bastida, C., Linares-Hernández, I., & Martínez-Miranda, V. (2022). Los rellenos sanitarios como fuente de contaminación del agua subterránea por infiltración de lixiviados: efectos en la salud y el medio ambiente. *Ideas En Ciencias De La Ingeniería*, 1(2), 1-15.
- [2] Bernache Pérez, G. (2024). Residuos y ambiente. El riesgo de contaminación del agua por la disposición de basura urbana. *Estudios De La Ciénega*, (8), 117-132.
- [3]Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. Gobierno de México.
- [4]Organización de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA (2024). *Global Waste Management Outlook 2024*. Nairobi, Kenia.
- [5]Perez Palacios I.M. & Reyes Mercado Y. (2025). Enfoque en la Disposición de Residuos Sólidos Urbanos en el Estado de México. Memoria de Congreso.
- [6] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información, INEGI (2026). Datos abiertos: Atizapán, Estado de México. Obtenido de <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15>
- [7] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información, INEGI (2025). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México (CNGMD) 2023. Obtenido de <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2023/>
- [8]Cedula de Entrevista (2025). Cedula de Entrevista guiada al encargado de la recolección de residuos del municipio de Atizapán. Octubre del 2025.
- [9]Google. (2025). Google Earth Pro (Imágenes satelitales históricas de Atizapán, Estado de México 2015-2025). [Software]. <https://support.google.com/earth/answer/40901?hl=es>.
- [10]Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT (2004). 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. Pub. 20/10/2004.

Agradecimientos

Los autores agradecen al H. Ayuntamiento de Atizapán, Estado de México, particularmente a la Coordinación de Ecología Municipal, por las facilidades otorgadas durante las visitas de campo y por la información proporcionada para el desarrollo del estudio. Asimismo, se agradece a la SECIHTI y a la UAM Lerma por el apoyo brindado para la ejecución del proyecto de investigación.

IV.11 Efecto de la aplicación de composta y bocashi en suelos urbanos.

Víctor Monasterio Álvarez*
José Francisco López Martínez*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**
Arely Areanely Cruz Salas*
Aidee Yeraldí Cruz Guadarrama*

Resumen

El suelo agrícola ha sido afectado por la alta demanda en la producción de diversos cultivos, motivo por el cual resulta fundamental su conservación y preservación para generaciones futuras. Los mejoradores de suelo son una alternativa viable en la recuperación de suelos degradados. El objetivo del presente estudio fue evaluar la aplicación de composta y bocashi en suelo dispuesto en un diseño de columnas de tres fases, constituidas por gravilla, suelo no compactado y mejorador de suelo. Se aplicaron dosis de riego, de 50 ml de agua corriente, en intervalos separados de 12 horas y con el lixiviado resultante se analizaron parámetros de pH, conductividad eléctrica, así como análisis microbiológicos y fitotoxicidad. Los resultados demostraron que los mejoradores de suelo tienden a amortiguar las variaciones de pH, además de contribuir a evitar acumulaciones salinas, propician la carga biológica y presentaron índices de germinación favorables tanto para bocashi, como para la composta.

Palabras Clave: Bocashi, composta, degradación, lixiviado, suelo urbano

*Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

**Escuela Militar de Ingenieros, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro CP. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX, Teléfono 53189000 ext. 2196,

E-mail:al2222002595@azc.uam.mx

1. Introducción

El suelo es uno de los recursos más vulnerables frente a las actividades humanas, particularmente la agricultura intensiva [1]. La creciente demanda de productos agrícolas ha provocado un deterioro considerable en su salud, reduciendo su capacidad de recuperación natural [2]. En este escenario, los mejoradores de suelo se han convertido en una alternativa viable para frenar el desgaste y acelerar la recuperación de la fertilidad [3].

La incorporación de los mejoradores de suelo en sistemas agrícolas ha despertado un interés creciente, ya que facilita la preparación adecuada del terreno y, combinada con prácticas sostenibles como el arado superficial, puede generar efectos positivos en la conservación y uso prolongado de los suelos [4]. Por ello, el análisis de estos mejoradores resulta fundamental para avanzar hacia una agricultura más sustentable [5].

Los mejoradores de suelo son insumos que contribuyen a fortalecer las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Gracias a ellos, se favorece la retención de agua y nutrientes, lo que a su vez impulsa un mejor desarrollo de las raíces [6]. Algunos ejemplos de mejoradores de suelo son la composta y bocashi.

La composta es un mejorador de suelo orgánico obtenido a partir de la descomposición controlada de residuos vegetales y animales, aportando nutrientes y microorganismos benéficos al suelo [7]; el bocashi es un abono orgánico resultado de un proceso de fermentación donde se utilizan mezclas de diferentes materiales o residuos orgánicos en determinadas proporciones, a los que se les añaden ciertos aditivos que aceleran el proceso de descomposición, estimula la vida microbiana del suelo y aporta nutrientes [8].

Sin embargo, en ocasiones los mejoradores de suelo presentan condiciones específicas como hidrofobicidad, debido a la naturaleza del sustrato, por ello es importante investigar cual es la manera más apropiada de integrarlo. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la aplicación de dos mejoradores de suelo (composta y bocashi) con el fin de conocer su impacto.

2. Metodología

El presente estudio se realizó de manera experimental, las etapas comprendidas fueron: diseño, construcción y montaje experimental, toma de muestra y análisis fisicoquímico, seguidas de análisis de la información obtenida. Cabe mencionar que los mejoradores de suelo fueron previamente producidos y caracterizados en la Planta de Composta (PC) de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A) [9].

2.1 Diseño, construcción y montaje experimental

La experimentación se realizó en dieciocho tubos de policloruro de vinilo (PVC) de tres pulgadas de diámetro y veinte centímetros de largo (Figura 1). Se elaboraron siete tratamientos: control composta (CC), control bocashi (CB), control suelo (CS), muestra com posta (MC), muestra bocashi (MB), muestra suelo-composta (MSC) y muestra suelo-bocashi (MSB).



Figura. 1. Montaje experimental

En cada tratamiento se dispuso una capa de cinco centímetros de gravilla, posteriormente se realizó el llenado como se enmarca a continuación.

Control

El volumen restante fue llenado en su totalidad por cada uno de los sustratos (composta, bocashi y suelo), a los cuales se les realizó un duplicado.

Muestra sustrato

Se llenaron diez centímetros de suelo, seguidos de cinco centímetros del sustrato evaluado, realizados por triplicado para cada uno (Figura 2).

Muestra, mezcla suelo-sustrato

De la misma manera, se llenaron diez centímetros de suelo y se aplicó una última capa de cinco centímetros con una mezcla suelo-sustrato en proporción 3:1, con sus respectivos triplicados.

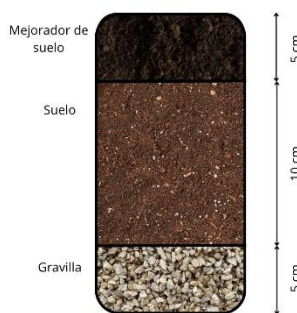


Figura. 2. Esquema representativo de las muestras de experimentación

Posterior al montaje, se realizó una saturación con un volumen entre 100-200 ml de agua corriente con el objetivo de obtener el lixiviado. Posteriormente, se adicionaron volúmenes de 50 mililitros de agua (una dosis por columna) a intervalos periódicos de doce horas, realizando recolección en cada una de estas, obteniendo un total de 108 muestras.

2.2 Mediciones

Previo a la experimentación se realizó la medición de pH y conductividad eléctrica de los sustratos (composta y bocashi). El pH se determinó con ayuda de un potenciómetro previamente calibrado, mientras que la conductividad eléctrica se midió con un conductímetro, calibrado con antelación, expresando los resultados en decisiemens por metro (dS/m), como lo indica la norma NADF-020-AMBT-2011.

Las 108 muestras de lixiviados recabadas fueron diluidas con cinco mililitros de agua desionizada, con el propósito de adecuar las condiciones de análisis al equipo disponible y garantizar la precisión de las mediciones, a partir de éstas, se realizaron análisis fisicoquímicos para la caracterización de las muestras.

Respecto a la recolección inicial y final, se obtuvieron 14 muestras compuestas por tipo de tratamiento, a las cuales se determinaron parámetros biológicos.

Los análisis microbiológicos, fueron realizados respecto a la NOM-092-SSA1-1994 [10], para determinar bacterias mesófilas aerobias y hongos filamentosos.

Además, se realizaron pruebas de fitotoxicidad, tomando como base la NADF-020-AMBT-2011 utilizando cuatro mililitros de muestra compuesta a las cajas Petri. Posterior a cinco días de crecimiento en cada tratamiento, se contabilizó el número de semillas germinadas por semilla de rábano (*Raphanus sativus*), además de medir la elongación de la radícula, con lo que se determinó el Porcentaje de Germinación Relativa (PGR) que indica que porcentajes de semillas se desarrollaron con base al blanco y el Crecimiento de Radícula Relativa (CRR) el cual es una relación entre la elongación de la radícula para el sustrato contra el blanco, para obtener su porcentaje, posteriormente con los datos obtenidos se determinó el índice de germinación (IG) [11].

3. Resultados y discusión

Los mejoradores de suelo utilizados en la experimentación presentaron valores promedio de pH de 8.80 ± 0.06 para composta y 7.76 ± 0.15 para bocashi [9]. El pH de la composta, ligeramente alcalino, se encuentra por encima del intervalo establecido por la norma NADF-020-AMBT-2011, mientras que el valor correspondiente para el bocashi se encuentra dentro de los límites establecidos.

Respecto a la conductividad eléctrica, los valores promedio indican 0.45 ± 0.02 (dS/m) para composta y 0.75 ± 0.04 (dS/m) para bocashi [9], dichos valores se encuentran dentro de los límites establecidos. Estas características iniciales en los mejoradores de suelo presentan condiciones adecuadas para su aplicación permitiendo evaluar cambios posteriores en los lixiviados.

Los valores promedio de pH obtenidos en las muestras de lixiviados para todos los tratamientos oscilaron entre 7.69 ± 0.23 – 8.36 ± 0.20 , lo cual indica condiciones neutras a ligeramente alcalinas. Estos valores sugieren que la combinación en los diferentes tratamientos tuvo un efecto en la estabilidad del pH durante el periodo experimental.

En la Figura 3 se observan las tendencias de los tratamientos, particularmente un incremento de pH para los tratamientos de MB, MC, MSC y CS. Mientras que para CB y MSB los valores descendieron y repuntaron posterior a las dosificaciones del segundo día, para volver a descender. Los controles de la composta (CC) y el bocashi (CB) se mantuvieron en rangos de 7.9 a 8.5, mientras que las muestras tratadas con MC y MB, presentaron valores iniciales más bajos de 7.2 a 7.4, estabilizándose posteriormente de 8.0.

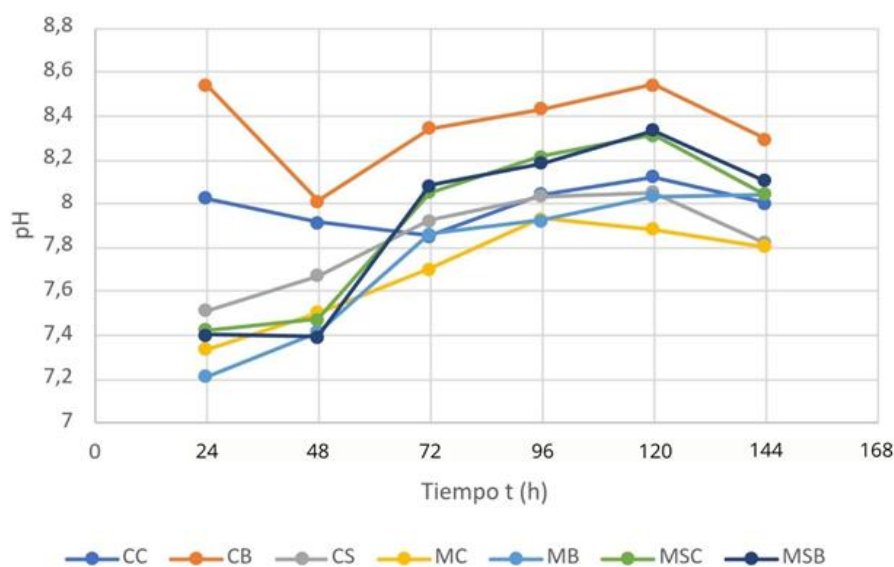


Figura. 3. Gráfica de tiempo t contra pH, en muestras evaluadas

En cuanto a la conductividad eléctrica, los valores promedio obtenidos se encontraron entre 1.56 ± 0.99 dS/m y 4.09 ± 1.05 dS/m. En la Figura 4 se muestran que los valores descendieron con respecto al tiempo, a excepción del tratamiento de suelo bocashi y bocashi, debido al carbón empleado durante la generación del bocashi.

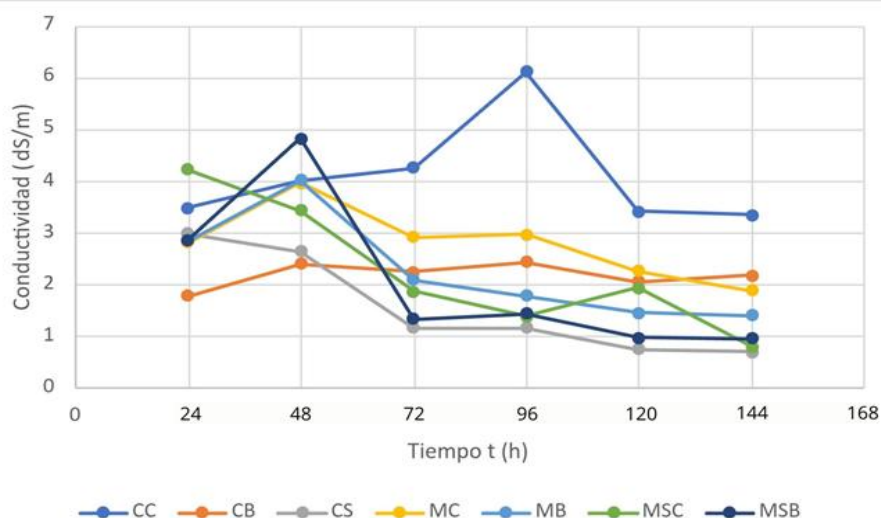


Figura. 4. Gráfica de tiempo t contra conductividad, en muestras evaluadas

En la Tabla 1, se observa un incremento en la biomasa bacteriana y, en menor medida, en la fúngica, con respecto al control de suelo. El control bocashi, fue el que presentó mayor carga biológica, mientras que, la muestra suelo composta, tuvo un menor crecimiento microbiano.

Ambos controles (bocashi y composta) fueron los que presentaron el mayor aumento en la carga biológica, seguido de los tratamientos bocashi y composta, finalizando con las mezclas suelo-bocashi y suelo-compоста.

Tabla 1. Unidades formadoras de colonias en muestras evaluadas, por mililitro de lixiviado

Tratamiento	Mesófilas aerobias (UFC/ml)		Hongos (UFC/ml)	
	Inicial	Final	Inicial	Final
CC	5.7×10^6	6.2×10^6	2.5×10^5	2.8×10^5
CB	8.5×10^6	8.2×10^6	3.8×10^5	3.5×10^5
CS	6.5×10^5	8.0×10^5	4.5×10^4	5.2×10^4
MC	5.1×10^6	5.8×10^6	2.2×10^5	2.6×10^5
MB	6.9×10^6	7.1×10^6	3.0×10^5	3.2×10^5
MSC	3.6×10^6	4.4×10^6	1.5×10^5	1.9×10^5
MSB	4.2×10^6	6.2×10^6	2.5×10^5	2.8×10^5

Por otro lado, los sustratos presentaron los siguientes valores de IG: 115.47 % para bocashi y 118.75 % para la composta, lo que indica que son procesos maduros listos para su incorporación. Sin embargo, en la Tabla 2 se observan las variaciones respecto al lixiviado, con disminuciones comparadas con los valores antes mencionados, lo que indica una dilución de sus concentraciones posterior a la aplicación.

Tabla 2. Índice de germinación en tratamientos iniciales y finales

Tipo de muestra	Suelo	Bocashi			Composta		
	CS	CB	MB	MSB	CC	MC	MSC
Inicial (%)	43.56	64.62	46.32	34.56	75.19	92.45	49.25
Final (%)	33.89	29.91	61.64	58.42	73.58	77.83	43.87

De manera particular, se observa que en el análisis inicial respecto al final se obtuvieron disminuciones para CS, CB, CC, MC y MSC, lo que se le puede atribuir a ácidos orgánicos y amonio presentes.

Al comparar el impacto entre sustratos se tienen los valores más altos de IG en la aplicación de composta, demostrando que es apta para la aplicación a suelos degradados [12]

Por lo que se evidencia la necesidad de realizar investigación acerca de los impactos con características fisicoquímicas y biológicas por parte de los lixiviados generados a partir de las diferentes formas de aplicación de los mejoradores de suelo.

3.1 Análisis estadístico

La prueba de Kruskal-Wallis mostró que existieron diferencias significativas entre los tratamientos tanto para el pH ($p = 0.0328$) como para la conductividad eléctrica ($p = 0.0123$) en el tiempo M5. Esto indica que los distintos mejoradores de suelo evaluados, así como sus combinaciones, influyeron de manera diferente en las características de los lixiviados obtenidos durante el proceso.

En el caso del pH (Figura 5), el control de Bocashi (CB) presentó los valores más altos, reflejando una mayor tendencia a mantener condiciones alcalinas. Por otro lado, el control de Suelo (CS) y el tratamiento MC registraron los valores más bajos. Las mezclas que incluyeron suelo junto con composta o Bocashi (MSC y MSB) mostraron valores intermedios, aunque cercanos a los tratamientos con pH más elevado. A pesar de estas diferencias, el gráfico de caja y bigotes revela que

todos los tratamientos se aproximaron hacia un intervalo relativamente estrecho de pH, ligeramente alcalino (7.7 – 8.3). Un aspecto relevante fue que el suelo fungió como un estabilizador.

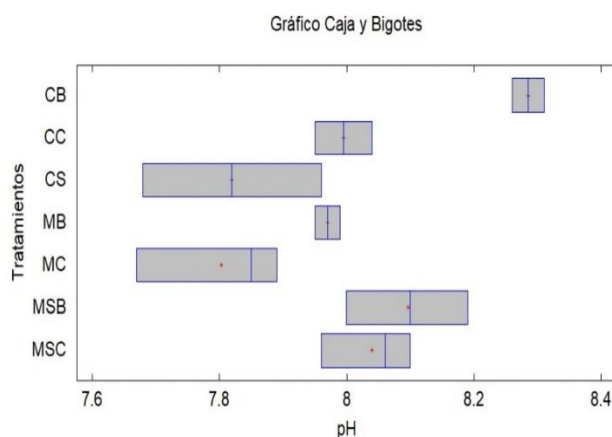


Figura. 5. Gráfico caja y bigotes de pH, para muestras evaluadas

La conductividad eléctrica mostró un comportamiento más contrastante entre tratamientos. El control de composta (CC) presentó los valores más altos, indicando una mayor presencia de sales solubles en el lixiviado. En cambio, el del suelo (CS) registró las conductividades más bajas, seguido por las mezclas suelo-composta (MSC) y suelo-Bocashi (MSB). Este resultado sugiere que la incorporación de suelo favoreció la disminución de compuestos iónicos solubles a lo largo del proceso. Los tratamientos MC, MB y CB se ubicaron en una condición intermedia. En conjunto, estos resultados indican que la conductividad eléctrica fue la variable más sensible para distinguir el efecto de los tratamientos, mientras que el pH mostró una tendencia general hacia la estabilización independientemente del material utilizado, como lo muestra la Figura 6.

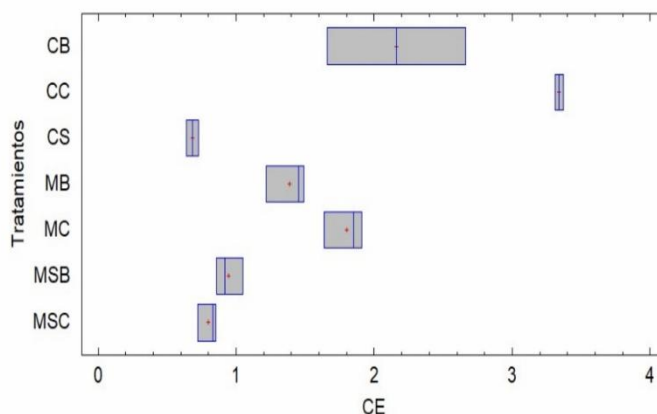


Figura. 6. Gráfico caja y bigotes de conductividad eléctrica, para muestras evaluadas

3.2 Discusión de resultados entre autores

Los resultados del presente estudio muestran valores de pH más alcalinos (7.7–8.8) que los reportados por Pereira et al. en bocashi producido en Brasil (5.7–7.0), para suelo agrícola [13] , aunque se coincide en la capacidad de los mejoradores para estabilizar el pH en rangos adecuados para la agricultura. Respecto a la conductividad eléctrica, se registraron valores entre 1.5–4.1 dS/m,

mientras que Pereira et.al. [13] y Hurley et al. [14] reportaron valores menores a 3.3 dS/m, para suelo agrícola, debido a las diferencias en la composición de las materias primas y en la liberación inicial de sales.

4. Conclusiones

Los mejoradores de suelo, producidos en la PC de la UAM-A, son viables para la recuperación de suelos urbanos, por sus características de amortiguamiento de pH, manteniendo valores estables entre 7 y 8, para todos los tratamientos a lo largo del tiempo evaluado (cinco días); la reducción de conductividad en los tratamientos, a lo largo del tiempo, sugiere una liberación inicial de sales solubles, seguido de una estabilización, este desarrollo indica que la composta y el bocashi contribuyen a evitar acumulaciones salinas.

También, el análisis microbiológico demostró un crecimiento de carga microbiana, en todos los tratamientos, resaltando las muestras de bocashi como las que presentan un mayor incremento en las biomasas bacteriana y fúngica; mientras que el análisis de fitotoxicidad mostró que, frente a los demás sustratos, la composta registra los niveles más altos de índice de germinación, demostrando su eficiencia para el tratamiento de suelos deteriorados.

5. Referencias

- [1] C. I. Cruz-Cárdenas *et al.*, “Utilización de microorganismos para una agricultura sostenible en México_ consideraciones y retos,” 2021, doi: <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i5.2905>.
- [2] X. Castillo-Valdez, J. D. Etchevers, C. Ma. I. Hidalgo-Moreno, and A. Aguirre-Gómez, “Evaluación de la calidad de suelo_ generación e interpretación de indicadores,” 2021.
- [3] D. C. Villalobos Román and I. Moreno Andrade, “Evaluación de la calidad de digestatos anaerobios como mejoradores de suelo,” 2022.
- [4] et al. Vincent, A., Grande, F., Compaoré, E., Amponsah Annor, G., Addy, P.A., Aburime, L.C., Ahmed, D., Bih Loh, A.M., Dahdouh Cabia, S., Deflache, N., Dembélé, F.M., Dieudonné, B., Edwige, O.B., Ene-Obong, H.N., Fanou Fogny, N., “Soil Organic Carbon - the hidden potential,” *United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat): Addis Ababa, Ethiopia.* (2021), p. 52, 2017, Accessed: Jun. 11, 2026. [Online]. Available: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i6937en>
- [5] R. Lal, “Soil organic matter and water retention,” *Agron. J.*, vol. 112, no. 5, pp. 3265–3277, Sep. 2020, doi: 10.1002/AGJ2.20282;CTYPE:STRING:JOURNAL.
- [6] *The Nature and Properties of Soils*. Pearson, 2017. Accessed: Jun. 11, 2026. [Online]. Available: https://api.pageplace.de/preview/DT0400.9781292162249_A27749745/preview-9781292162249_A27749745.pdf
- [7] SADER-Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, “Producción para el Bienestar Estrategia de Acompañamiento Técnico.” [Online]. Available: <https://www.gob.mx/produccionparaelbienestar>

- [8] SADER-Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, “Elaboración de Bocashi Manuales prácticos para la elaboración de bioinsumos.” Accessed: Jun. 11, 2026. [Online]. Available: <https://www.gob.mx/produccionparaelbienestar>
- [9] SSA-Secretaría de Salud, “NORMA Oficial Mexicana NOM-092-SSA1-1994, Bienes y servicios,” 1994. Accessed: Jun. 11, 2026. [Online]. Available: <https://salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/092ssa14.html>
- [10] “Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011,” 2012.
- [11] López Martínez José Francisco, “Comparación de dos procesos de composteo en términos de la calidad de la composta,” Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, 2026.
- [12] R. Lerma-Moliz *et al.*, “Mitigation of phytotoxic effect of compost by application of optimized aqueous extraction protocols,” *Science of The Total Environment*, vol. 873, p. 162288, May 2023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.162288.
- [13] G. L. Pereira, L. L. de Araújo, G. S. Wenneck, R. Saath, G. C. Ghuidotti, and R. P. Bertolo, “Physicochemical characterization of fermented Bokashi compost produced on-farm in southern Brazil,” *Revista de Agricultura Neotropical*, vol. 9, no. 2, Apr. 2022, doi: 10.32404/rean.v9i2.6926.
- [14] S. Hurley, P. Shrestha, and A. Cording, “Nutrient Leaching from Compost: Implications for Bioretention and Other Green Stormwater Infrastructure,” *J. Sustain. Water Built Environ.*, vol. 3, no. 3, Aug. 2017, doi: 10.1061/jswbay.0000821.

IV.12 Análisis de fitotoxicidad de la composta de la UAM Azcapotzalco.

Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama*
Cynthia Yadira Rodríguez Herrera*
Juan Carlos Álvarez Zeferino**
Arely Areanely Cruz Salas*
Marco Antonio Gutiérrez Villegas*
Esiquio Martín Gutiérrez Armenta*

Resumen

La composta producida en la Planta de Composta de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco se obtiene a partir de residuos de poda y jardinería. El objetivo de este estudio fue determinar la madurez de un lote de composta mediante pruebas de fitotoxicidad basadas en el índice de germinación en distintas especies vegetales. Se preparó un extracto acuoso de composta en proporción 1:5 (m/m) y se evaluó su efecto sobre semillas de cebolla blanca (*Allium cepa*), jitomate (*Solanum lycopersicum*), perejil (*Petroselinum crispum*), rábano (*Raphanus sativus*) y tomillo (*Thymus vulgaris*), complementando el análisis con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (95 % de confianza).

Los resultados mostraron valores de índice de germinación superiores al 85 % establecido por la NADF-020-AMBT-2011 para todas las especies evaluadas, con un intervalo de 153.23 % a 690.00 %. Los valores más altos correspondieron al jitomate (690.00 %), perejil (350.00 %) y rábano (254.85 %). Asimismo, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el blanco y el tratamiento con composta para perejil, rábano y tomillo ($p < 0.05$). Los resultados indican que la composta no presentó efectos fitotóxicos y que, en determinadas especies, favoreció la germinación y el crecimiento radicular.

Palabras Clave: *Crecimiento radicular, índice de germinación, madurez de composta, semillas*

*Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128 Alcaldía Azcapotzalco, CDMX

**Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro C.P. 11600 Naucalpan de Juárez, CDMX, Teléfono 53189000 ext. 2196

E-mail ay_cg@outlook.com

1. Introducción

La Planta de Composta de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A) recibe material de poda y jardinería, principalmente hojas, ramas y pasto, con lo que se elaboran pilas. El proceso de composteo dura entre 3 y 8 meses, ya que depende de la temporada del año y, con ello, el tipo de residuos. Durante este proceso se monitorea la humedad y la temperatura; además, se realiza aireación manual con ayuda de bieldos [1].

Finalizado el periodo de composteo, el material se deja madurar durante un mes. Posteriormente, se realizan análisis fisicoquímicos y microbiológicos para verificar el cumplimiento de la NMX-AA-180-SCFI-2018 [1]. La disposición de la composta se hace a través de diferentes vías de aprovechamiento donde destaca el uso del material sin tamizar para arbolado, remediación de suelos degradados dentro de la unidad y las donaciones a la comunidad universitaria y a externos con material más fino utilizado para macetas [2].

La composta obtenida presenta la característica de ser alcalina con un pH de 8.7 ± 0.2 esto por la descomposición de materia orgánica ya que los microorganismos no degradan completamente el N orgánico, que a su vez genera compuestos como el amoníaco y carbonatos [3].

La composta es rica en macro y micro nutrientes, minerales, microorganismos, materia orgánica y ácidos húmicos, además de ser un material que propicia la aireación del suelo y por ende promueve el flujo de agua hacia mantos freáticos, además de ayudar a disminuir la concentración de contaminantes en el suelo [4].

Uno de los parámetros con los que se evalúa la calidad de la composta, es el Índice de Germinación (IG) el cual se relaciona con la presencia de sustancias que incluyen negativamente en el desarrollo y crecimiento vegetal [5]. Si el IG es bajo indica que la composta aún no ha concluido su proceso de maduración y estabilidad [6], lo que indica que es tóxico, ya que puede tener ácidos orgánicos que afecten el crecimiento de las plantas.

El objetivo de este estudio fue determinar la madurez de un lote de composta producida en la UAM-A a través del análisis del IG y a partir de ello, determinar la viabilidad de su uso.

2. Metodología

Este proyecto se llevó a cabo en la Planta de Composta de la UAM-A. La metodología se dividió en cuatro etapas: obtención de la muestra, montaje de la experimentación, medición de parámetros y análisis estadístico.

2.1. Obtención de la muestra y semillas

Se obtuvo una muestra de 1 kg de composta elaborada con residuos de poda y jardinería donde destacan hojas, ramas y pasto. Se tomaron cinco puntos aleatorios a los cuales posteriormente se les aplicó el método de cuarteo hasta obtener una muestra de aproximadamente 5 g [7].

Se utilizaron sobres sellados de semillas de diferentes vegetales de la marca Rancho Los Molinos de la línea Vita: cebolla (*Allium cepa*), perejil (*Petroselinum crispum*), jitomate (*Solanum lycopersicum*), y tomillo (*Thymus vulgaris*) y de la línea hortiflora: rábano (*Raphanus sativus*). Esta empresa se encuentra ubicada en el estado de Jalisco.

2.2. Montaje de la experimentación

La experimentación se realizó con base en la NADF-020-AMBT-2011 donde se recomienda el uso de semillas de rábano, lechuga o berro [8], sin embargo, para este estudio además del rábano, se evaluaron otras especies hortícolas con la finalidad de conocer su respuesta frente a la composta producida en la UAM-A.

Se realizó un extracto de composta en agua en una proporción 1:5 (m/m), posteriormente, se agitó 5 minutos para homogenizar el extracto y se dejó reposar por 5 minutos.

En cajas de Petri se colocó un círculo de papel de filtro de 9 cm de diámetro. Posteriormente, se agregaron 4 ml del extracto. Dicho procedimiento se realizó para cada tratamiento, dando lugar a cinco cajas de Petri. Para el caso del blanco se tomaron únicamente 4 ml de agua corriente para cada especie.

En cada caja Petri se distribuyeron 10 semillas de la misma especie y transcurridos 8 días se realizó el conteo de semillas germinadas y la medición de longitud de la radícula tanto en el blanco como en los tratamientos con composta.

2.3. Medición de parámetros

Concluidos los 8 días de experimentación se contabilizaron el número de semillas germinadas por especie y se midió la elongación de la radícula y el crecimiento tanto en los tratamientos de composta, como en el blanco. A partir de estos datos se determinó el Porcentaje de Germinación Relativa (PGR) (Ec. 1) el cual indica que porcentajes de semillas crecieron respecto al blanco y el Crecimiento de Radícula Relativa (CRR) (Ec. 2), el cual hace una relación entre la elongación de la radícula para el tratamiento contra el blanco para obtener su porcentaje, posteriormente con los datos obtenidos se determinó el índice de germinación (IG) por especie (Ec. 3).

$$PGR = \frac{\text{nº de semillas germinadas en el extracto}}{\text{nº de semillas germinadas en el testigo}} * 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

$$CRR = \frac{\text{elongación de la radícula en el extracto}}{\text{elongación de la radícula en el testigo}} * 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

$$IG = \frac{PGR * CRR}{100} \quad (\text{Ec. 3})$$

2.4. Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos se realizó con pruebas de normalidad. Dado que no se cumplió la normalidad, se procedió a realizar pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis con un 95 % de confianza. Esta prueba realiza una comparativa entre las medianas del crecimiento total en el blanco y en los tratamientos con composta. Para este análisis se utilizó el software Statgraphics Centurion versión 18.1.16.

3. Resultados y discusión

A partir del número de semillas germinadas se determinó el PGR, presentando valores superiores al 100 % como se muestra en la Tabla 1, destacando el de jitomate (300 %) y el perejil (250 %) los cuales cuentan con los valores más altos. Sin embargo, estas proporciones no se traducen en que germinaron más semillas, sino, que la germinación en el tratamiento fue mayor respecto al control.

Tabla 1 Determinación de Porcentaje de Germinación Relativa (PGR)

Germinado	Número de semillas germinadas		PGR (%)
	Blanco	Tratamiento	
Cebolla blanca	4	5	125
Jitomate	1	3	300
Perejil	2	5	250
Rábano	5	7	140
Tomillo	8	10	125

Por otro lado, al medir la elongación de la radícula se logró observar que las semillas que presentaron mayor crecimiento tanto para el blanco como para los tratamientos fue el rábano. Asimismo, al obtener el CRR el valor más alto corresponde al jitomate (230.00 %), seguido del rábano (182 %) y el tomillo (154.40 %) como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2 Determinación de Crecimiento de Radícula Relativa (CRR)

Germinado	Elongación de la radícula (cm)		CRR
	Blanco	Tratamiento	
Cebolla blanca	0.93	1.14	122.58
Jitomate	0.10	0.23	230.00
Perejil	0.20	0.28	140.00
Rábano	5.90	10.74	182.03
Tomillo	1.25	1.93	154.40

Estos resultados sugieren que la composta no presentó efectos inhibitorios sobre la germinación ni sobre el crecimiento radicular. Por el contrario, la respuesta observada podría estar relacionada con la disponibilidad de nutrientes y compuestos orgánicos presentes en la composta, los cuales han sido asociados con la estimulación del crecimiento radicular [9].

Con los datos PGR y CRR, se determinó IG, siendo los más altos el de semillas de jitomate con 690.00 %, continuando con semillas de perejil 350.00 % y finalmente las semillas de rábano con 254.85 % (Tabla 3).

Tabla 3 Datos obtenidos de Índice de Germinación (IG)

Germinado	IG
Cebolla blanca	153.23
Jitomate	690.00
Perejil	350.00
Rábano	254.85
Tomillo	193.00

El IG obtenido en todos los casos supera el 85 % indicado en la NADF-020-AMBT-2011, por lo que se reafirma que dicho lote corresponde a composta es madura con valores de 153.23 % a 690.00 %

lo que la hace óptima para su uso. Además, los valores superiores al 100 % sugieren que la composta no sólo carece de compuestos fitotóxicos, sino que también puede ejercer un efecto bioestimulante sobre determinadas especies vegetales.

En las Figuras 2 y 3 se puede observar el crecimiento obtenido en cada tratamiento pasados los ocho días en los que se realizó la experimentación, logrando visualizar con mayor detalle los resultados obtenidos en el PGR y CRR.

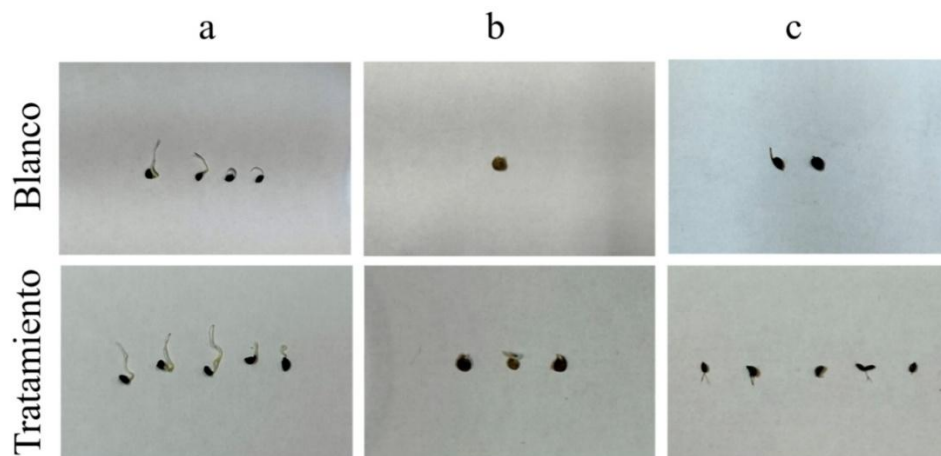


Figura 2: Crecimiento de las plántulas después de 8 días. a) Cebolla blanca, b) jitomate y c) perejil.

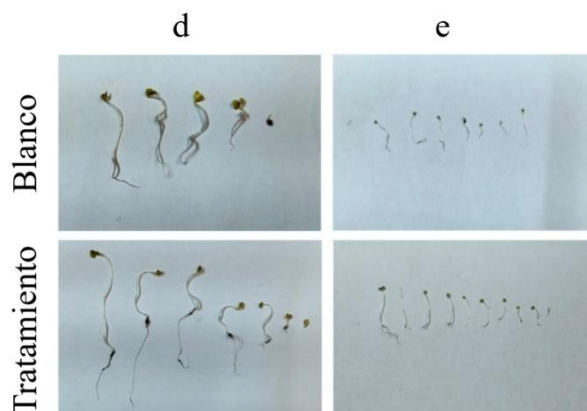


Figura 3: Crecimiento de las plántulas después de 8 días. d) Rábano, e) tomillo

Con el fin de evaluar la variabilidad del crecimiento radicular, se realizó un análisis estadístico mediante diagramas de caja y bigotes (Figura 4), que proporcionan una representación general del crecimiento total registrado en cada germinado.

En el caso de la cebolla blanca (Figura 4a), se observa que la composta permitió un mayor crecimiento, aunque con una desviación más grande, mientras que en el blanco su crecimiento es menor pero la dispersión de datos también lo es.

Para el jitomate (Figura 4b), ambos casos hay un crecimiento bajo, sin embargo, para la composta se tiene un mayor crecimiento, mientras que para el blanco no hay variabilidad de los datos.

En el perejil (Figura 4c), los datos correspondientes al tratamiento con composta exhibieron tanto un mayor crecimiento como una mayor dispersión en comparación con el control, en el cual se identificó además un valor atípico.

Los resultados obtenidos para rábano (Figura 4d) indican un crecimiento considerablemente mayor para la composta con una mediana 12.2 cm, con una desviación bastante alta en comparación con el blanco con una mediana de 5.3 cm.

Finalmente, en el tomillo (Figura 4e), se observó una mayor dispersión en el crecimiento de las plántulas tratadas con composta en comparación con el blanco.

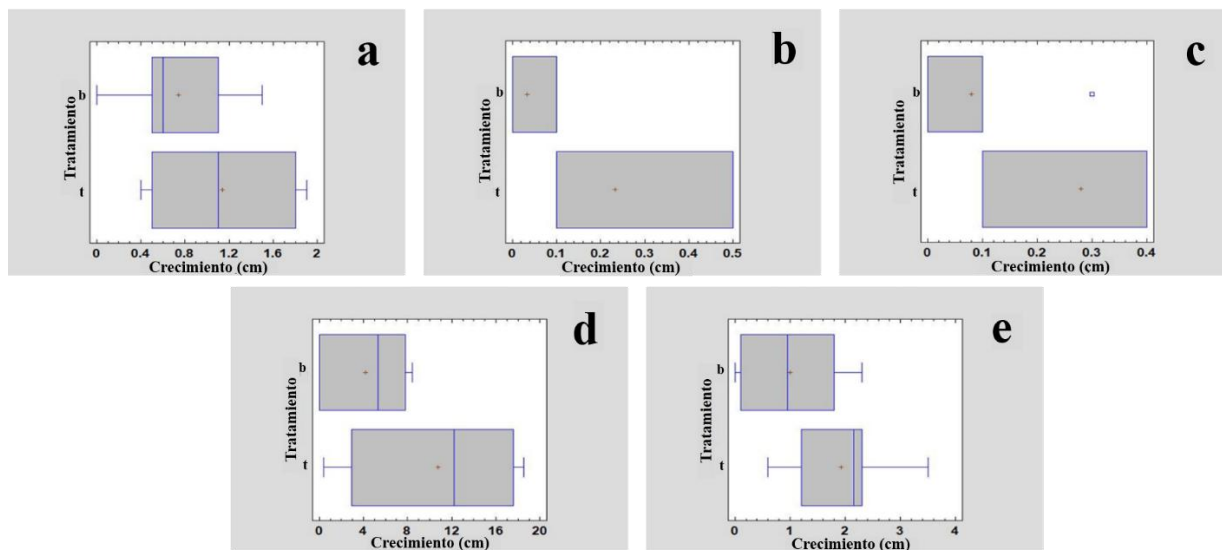


Figura 4: Distribución de crecimiento en blanco (b) y tratamiento (t) con diagrama de caja y bigotes: a) cebolla blanca, b) jitomate, c) perejil, d) rábano y e) tomillo

Para la prueba de Kruskal-Wallis compara las medianas de los grupos tomando en cuenta que el valor-P debe ser menor a 0.05 se puede decir que hay una diferencia estadísticamente significativa para las pruebas con semillas de perejil, rábano y tomillo (Tabla 4) con un nivel de confianza del 95%.

Tabla 4 Valor-P obtenido por tratamiento a partir de la prueba Kruskal-Wallis

Germinado	Valor-P
Cebolla blanca	0.4620
Jitomate	0.0990
Perejil	0.0393
Rábano	0.0474
Tomillo	0.0252

Lo anterior indica que la respuesta a la composta depende de la especie vegetal evaluada. Algunas especies mostraron un incremento significativo en el crecimiento al estar expuestas al extracto de composta, mientras que en otras el crecimiento fue estadísticamente similar al observado en el blanco.

Los requerimientos nutricionales varían entre plantas, especialmente en la absorción de K_2O , N y P_2O_5 . Al observar el valor-P, se puede notar que tanto en cebolla blanca como en jitomate no se encontraron diferencias significativas en el crecimiento entre el blanco y el tratamiento. En el caso

de aplicación en suelo, se debe considerar el contenido de nutrientes ya presente, así como la eficiencia de absorción del cultivo. Además, es importante que los nutrientes estén en formas asimilables para la planta [10].

Para las especies de perejil, rábano y tomillo, la prueba de Kruskal-Wallis confirma que hay una diferencia significativa entre el crecimiento en el blanco y la composta, esto se puede atribuir a la mayor disponibilidad de nutrientes en la composta, así como a las distintas capacidades de absorción de cada especie como se menciona anteriormente.

4. Conclusiones

Los valores obtenidos de pruebas de fitotoxicidad demostraron que la composta producida en la UAM-A es factible para utilizarse en el cultivo de diferentes especies vegetales.

Todas las especies evaluadas registraron índices de germinación superiores al 85 % establecido en la NADF-020-AMBT-2011, alcanzando valores entre 153.23 % a 690.00 %, lo que indica la ausencia de efectos fitotóxicos en el material analizado.

Las semillas de jitomate, perejil y rábano presentaron los valores más altos de IG, lo que sugiere que la disponibilidad de nutrientes y compuestos orgánicos presentes en la composta puede ejercer un efecto estimulante sobre el desarrollo vegetal.

El análisis estadístico mediante la prueba de Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas entre el blanco y el tratamiento con composta para las especies de perejil, rábano y tomillo, mientras que para cebolla blanca y jitomate no se detectaron diferencias estadísticamente significativas. Esto confirma que la respuesta al extracto de composta depende de las características fisiológicas y de los requerimientos nutricionales de cada especie vegetal.

En conjunto, los resultados respaldan la viabilidad del uso de la composta producida en la UAM Azcapotzalco como una alternativa segura para su aplicación en jardinería. Se recomienda desarrollar estudios complementarios que evalúen diferentes concentraciones de extracto, etapas fenológicas de las plantas y condiciones de aplicación, con el fin de ampliar el conocimiento sobre sus efectos en distintas especies vegetales.

5. Referencias

- [1] A. Y. Cruz Guadarrama, C. Y. Rodríguez Herrera, B. Y. González Barrera, A. A. Cruz Salas, R. M. Espinosa Valdemar, and J. C. Alvarez Zeferino, “Aprovechamiento de residuos orgánicos en la Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco,” in *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. Caracterización, Tratamiento y Valorización de residuos*, I. Robles Gutiérrez and C. Martínez Sánchez, Eds., 2025, pp. 2–8. Accessed: Jun. 12, 2026. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/397906296_Aprovechamiento_de_residuos_organicos_en_la_Planta_de_Composta_de_la_UAM_Azcapotzalco
- [2] C. Y. Rodríguez Herrera *et al.*, “Recuperación de suelos degradados en la UAM Azcapotzalco agregando composta producida con residuos de poda y jardinería,” in *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. Caracterización, Tratamiento y Valorización de residuos*, I. Robles Gutiérrez and C. Martínez Sánchez, Eds., 2025, pp. 9–15. Accessed: Jun. 12, 2026. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/397888076_Recuperacion_de_suelos_degradados_en_la_UAM_Azcapotzalco_agregando_composta_producida_con_residuos_de_poda_y_jardineria

- [3] X. Yao, X. Wang, S. Zheng, H. Zhao, J. Ju, and C. Wang, "Research on Composting of Garden Waste and Its Application in Cultivation Substrates," *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 8216, vol. 16, no. 18, p. 8216, Sep. 2024, doi: 10.3390/SU16188216.
- [4] Y. Prada Millán, "Evaluación del lixiviado agroecológico como acondicionador del suelo en el cultivo de lechuga (*lactuca sativa*) variedad crespa verde del municipio de Madrid departamento de Cundinamarca," 2016, *Universidad de Manizales*. Accessed: May 06, 2025. [Online]. Available: <https://ridum.umanizales.edu.co/handle/20.500.12746/2765>
- [5] Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, "NADF_020_AMBT_2011 En materia de calidad de composta." Accessed: May 01, 2025. [Online]. Available: <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/uploads/public/577/290/22c/57729022cdb18069720357.pdf>
- [6] D. P. Komilis and I. S. Tziouvaras, "A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts," *Waste Management*, vol. 29, no. 5, pp. 1504–1513, May 2009, doi: 10.1016/J.WASMAN.2008.10.016.
- [7] SECOFI-Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, "NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos Sólidos Municipales-Muestreo-Método de cuarteo," 1985.
- [8] "Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011," 2012.
- [9] M. Aylaj and F. Adani, "The Evolution of Compost Phytotoxicity during Municipal Waste and Poultry Manure Composting," *Journal of Ecological Engineering*, vol. 24, no. 6, pp. 281–293, 2023, doi: 10.12911/22998993/161822.
- [10] C. Ramos Mompó and F. Pomares García, "ABONADO DE LOS CULTIVOS HORTÍCOLAS," 2010.

IV.13 Centros de Transferencia de Residuos en México: evaluación de la ubicación y operatividad en Coatepec, Veracruz.

Alejandro Rodríguez Sánchez*
María de los Ángeles Piñar Álvarez**
Juan Carlos Olivo Escudero***

Resumen

Los centros de transferencia constituyen una infraestructura estratégica dentro de los sistemas de gestión integral de residuos debido a que permiten optimizar la recolección y el transporte hacia los sitios de disposición final. Sin embargo, la evaluación de estas instalaciones suele concentrarse en aspectos de ubicación, dejando en segundo plano el análisis de su funcionamiento operativo. El objetivo de esta investigación fue identificar y evaluar la ubicación y operatividad del Centro de Transferencia de Residuos de Coatepec, Veracruz, México.

La investigación se desarrolló mediante una metodología mixta, misma que integró revisión documental, análisis normativo, solicitudes de acceso a la información pública, observación directa en campo, sistemas de información geográfica (SIG) y evaluación multicriterio (EMC). La evaluación se estructuró en tres etapas: 1) identificación y caracterización del centro de transferencia, 2) evaluación de la ubicación conforme a criterios territoriales y normativos, y 3) evaluación de la operatividad a partir de información administrativa, documental y técnica.

Los resultados muestran que la ubicación de la instalación presenta condiciones compatibles con los criterios espaciales considerados en la evaluación. No obstante, el análisis de la operatividad evidenció deficiencias relacionadas con: la disponibilidad de información, documentación administrativa, seguimiento institucional, control operativo y evidencia verificable de diversos procesos de funcionamiento.

Se concluye que la compatibilidad territorial de una infraestructura para el manejo de residuos constituye una condición necesaria, pero insuficiente para garantizar su adecuado desempeño. La experiencia de Coatepec demuestra la necesidad de complementar las evaluaciones de localización con mecanismos sistemáticos de evaluación operativa.

Palabras Clave: *residuos, centro de transferencia, evaluación territorial, operatividad, gestión de residuos.*

*El Colegio de Veracruz (COLVER), Carrillo Puerto #26, Xalapa, Ver. Col. Centro,

E-mail:rsancheza.mdrs24@colver.edu.mx

**El Colegio de Veracruz (COLVER)/Universidad de Granada, España (UGR)

***Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social Unidad Golfo (CIESAS Golfo).

1. Introducción

La gestión de residuos representa uno de los principales retos para los gobiernos municipales debido al crecimiento constante en la generación de residuos en centros urbanos y comunidades y a la necesidad de contar con infraestructura que permita su manejo eficiente [1]. Dentro de los sistemas de manejo de residuos, los centros de transferencia cumplen una función estratégica al permitir la consolidación temporal de los residuos recolectados para su posterior transporte hacia sitios de disposición final [2].

La literatura técnica y normativa ha enfatizado la importancia de seleccionar ubicaciones adecuadas para este tipo de infraestructura mediante criterios relacionados con la accesibilidad, restricciones ambientales, distancias mínimas y compatibilidad territorial [3]. Sin embargo, la evaluación de la ubicación no necesariamente permite conocer el desempeño operativo posterior de las instalaciones. En consecuencia, existe el riesgo de asumir que una infraestructura correctamente ubicada funcionará adecuadamente durante su operación cotidiana, cuando ambas dimensiones responden a factores distintos [3].

En el municipio de Coatepec, Veracruz, opera un Centro de Transferencia que constituye una pieza relevante dentro del sistema municipal de manejo de residuos. Su existencia brinda la oportunidad de analizar de manera diferenciada la relación entre ubicación y operatividad.

Por ello, el objetivo de esta investigación fue identificar y evaluar la ubicación y operatividad del Centro de Transferencia de Residuos de Coatepec, ubicado en Veracruz, México.

2. Metodología

El abordaje de la investigación se desarrolla bajo un enfoque metodológico mixto, que integra estrategias cuantitativas y cualitativas con el fin de diagnosticar de manera integral los Centros de Transferencia de Residuos (CTr) en Coatepec, Veracruz. Desde una perspectiva cuantitativa, se empleó el análisis estadístico descriptivo y espacial mediante sistemas de información geográfica (SIG) [4], lo que permitió identificar, localizar y evaluar la distribución territorial de los CTr, así como su grado de cumplimiento con los criterios normativos establecidos en el Reglamento de la Ley 847 de Prevención y Gestión Integral de Residuos del Estado de Veracruz [5]. De manera complementaria, el enfoque cualitativo permitió analizar el marco normativo, institucional y operativo que regula este tipo de infraestructura, a partir de información documental, solicitudes de transparencia y verificación en campo (Figura 1).

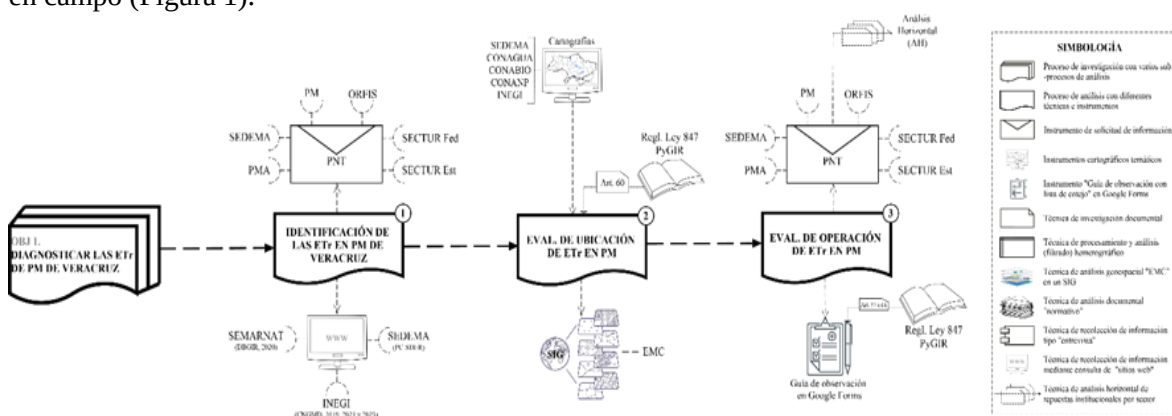


Figura 1. Diseño metodológico del abordaje de la investigación

Fuente: Elaboración propia a partir de síntesis de investigación, fases metodológicas, fuentes de información, técnicas e instrumentos.

El alcance de la investigación es exploratorio, descriptivo y explicativo. En la fase exploratoria y descriptiva, se recabó y sistematizó información proveniente de diversas fuentes oficiales (INEGI, SEMARNAT, SEDEMA y de la administración municipal de Coatepec, Ver.), con el propósito de identificar y caracterizar los centros de transferencia existentes en el municipio objeto de estudio. Posteriormente, el alcance descriptivo–explicativo permitió evaluar la ubicación territorial de los CTr mediante una evaluación multicriterio (EMC) [4], así como analizar sus condiciones operativas, autorizaciones, funcionamiento y desempeño institucional, identificando patrones de cumplimiento, omisión o irregularidad.

2.1 Identificación y caracterización

Se recopilaron fuentes documentales, cartográficas y administrativas para identificar la ubicación, características generales y función operativa del centro de transferencia.

Método: Análisis de fuentes de información primaria y análisis horizontal documental.

Técnica: Solicitud de acceso a la información vía Portal Nacional de Transparencia (PNT).

Instrumento: Bases de datos georreferenciadas, cuestionarios de solicitud de información y matriz de sistematización de respuestas.

Fuentes:

- Bases de datos y cartografía oficial.
- ✓ Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); Tabulados sobre Estaciones de Transferencia [6], [7], [8] y [9]:
- ✓ Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT); Anexo 11 del Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020 [10]:
- ✓ Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz (SEDEMA); Plataforma de Consulta de Sitios de Disposición Final [11]:
- Cuestionarios vía Plataforma Nacional de Transparencia.
- ✓ H. Ayuntamiento de Coatepec, Ver. [12]:
- ✓ Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz (SEDEMA) [13]:
- Observación directa en campo.

2.2 Evaluación de la ubicación

Se aplicó una metodología basada en Sistemas de información geográfica (SIG) y evaluación multicriterio (EMC).

Método: Análisis espacial mediante SIG y evaluación multicriterio (EMC).

Técnica: 1) Análisis documental de fuentes primarias y 2) EMC de capas cartográficas y criterios restrictivos del Reglamento de la Ley 847; artículo 60 y 3) Superposición espacial ponderada.

Instrumentos: SIG (Q-GIS) con capas temáticas y vectoriales; guía técnica de EMC; bases de datos georreferenciadas y cartografía temática.

Fuentes: Se plasman en la Tabla 1.

Tabla 1. Cartas vectoriales descargadas para la conformación de mapas y EMC.

Fuente	Conjunto de datos	Escala	Capa
Bases de datos digitales del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)	Carta topográfica	1:50,000	Pista carretera
			Pista de aviación
			Cuerpos de Agua
			Corrientes de agua
Registro Público de Derechos del Agua (REPDa)	Carta geológica	1:250,000	Capa de fallas y fracturas
	Localidades mayores a 2,500 habitantes	1:50,000	Polígono equidistante 250 m
	Distancia a pozos	1:50,000	Polígono equidistante 250 m
Inventario Nacional de Humedales	Humedales	1:50,000	Intersección con el área de estudio
Instituto de Geografía UNAM	Sitios arqueológicos del INAH	1:50,000	Intersección con el área de estudio
Atlas Nacional de Peligros por inundación	Índices de inundabilidad	1:50,000	Intersección con el área de estudio
Comisión Nacional de Área Naturales Protegidas (CONANP)	Áreas Naturales Protegidas Federales	1:50,000	Áreas Naturales Protegidas Federales
	Sitios RAMSAR	1:50,000	Sitios RAMSAR
	Áreas destinadas voluntariamente para la conservación	1:50,000	Áreas destinadas voluntariamente para la conservación
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)	Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales, Comunitarias y Privadas de México 2020	1:50,000	Áreas Naturales Protegidas Estatales
Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz (SEDEMA)	Polígono equidistante 500 m	1:50,000	Áreas privadas de conservación

2.3 Evaluación de la operatividad

A través de una guía de observación, se evaluaron: disponibilidad documental (permisos), evidencia administrativa, información operativa, seguimiento institucional, mecanismos de control y procedimientos de funcionamiento.

Método: Evaluación operativa documental–empírica (enfoque mixto).

Técnica: Observación no participante y verificación en campo.

Instrumento: Guía de observación y evaluación de CTr basada en el Reglamento de la Ley 847.

Fuentes: Trabajo de campo, evidencia fotográfica, respuestas vía PNT y marco normativo estatal.

- Guía de observación [14].
- ✓ Ubicación, operación (infraestructura, maquinaria y equipos) y prácticas de gestión de ETr.

3. Resultados

Los resultados se presentan conforme a las tres etapas metodológicas del estudio: 1) identificación y caracterización del Centro de Transferencia de Residuos de Coatepec, 2) evaluación de la ubicación y 3) evaluación de la operatividad. Esta organización permite contrastar las condiciones territoriales de la infraestructura con su desempeño operativo y sustentar de manera integral los hallazgos de la investigación.

3.1 Identificación y caracterización

Con relación a la identificación y caracterización, la Tabla 2 muestra funciones y actividades realizadas en el CTr ubicado en Coatepec.

Tabla 2. Identificación y caracterización de CTr en Coatepec, Ver.

Fuente de información	#ETr	Funciones / Actividades realizadas en la instalación						Coordenadas geográficas
		Sólo trasvase	Separación	Compactación	Almacenam. temporal	Trituración		
1 INEGI. CNGMD 2019. Tabulados básicos	1	0	0	0	1	1	19°26'7.14"	96°54'16.35"
2 SEMARNAT. Anexo 11 del DBGIR 2020	n/r	0	0	0	0	0	n/d	
3 INEGI. CNGMD 2021. Tabulados básicos	n/r	0	0	0	0	0	n/d	
4 INEGI. CNGMD 2023. Tabulados básicos	1	0	0	0	1	0	19°26'48.77"	96°53'48.91"
5 SEDEMA. Plataforma de consulta de SDFR 2024.	n/r	0	0	0	0	0	n/d	
6 H. Ayuntamiento de Coatepec, Ver., vía PNT 2025.	1	0	0	0	1	0	19°26'49"	96°53'48.9"

Fuente: Elaboración a partir de bases de datos oficiales, plataformas institucionales y solicitudes de información.

De esta manera, se identificaron dos predios, utilizados como estación de transferencia (Figura 2).

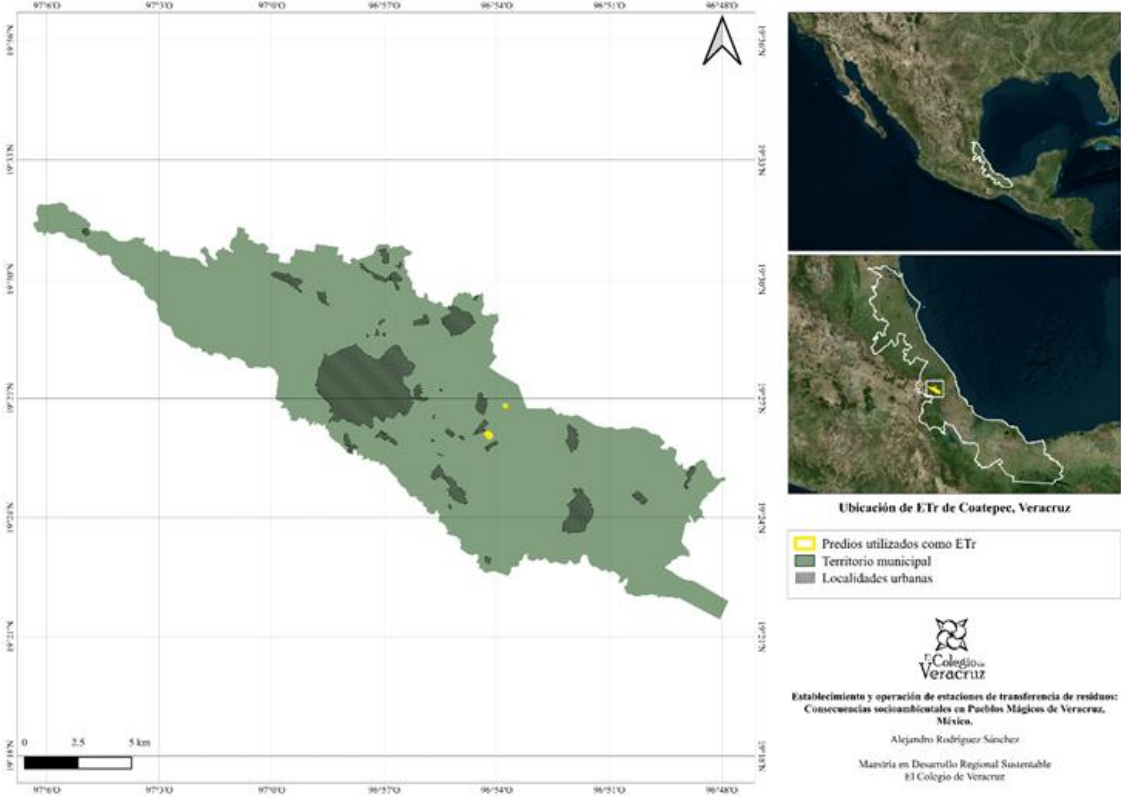


Figura 2. Predios identificados que han sido utilizados como CTr en Coatepec, Veracruz

Fuente: Elaboración a partir de bases de datos oficiales, plataformas institucionales y solicitudes de información.

Se identifican dos predios vinculados históricamente a actividades de transferencia de residuos. La verificación en campo permitió precisar que únicamente uno de ellos se encuentra actualmente en operación (predio Tres Puertas, Chihualtepec; localidad de Las Lomas) bajo condiciones operativas propias de un tiradero a cielo abierto (TCA); es decir, sin infraestructura, controles ambientales ni delimitación técnica. El segundo predio se encuentra abandonado (predio El Zopilote, localidad de Las Lomas); y el cual, al momento de la visita de verificación en campo, presenta claras evidencias de haber sido utilizado para transferencia de residuos bajo condiciones operativas de TCA. Esta condición sugiere que, hoy día, el predio El Zopilote es un “pasivo ambiental”, ya que el sitio no cuenta con procesos documentados de cierre técnico, remediación o rehabilitación ambiental, lo cual lo convierte en un elemento relevante para el análisis territorial y ambiental, aun cuando no se encuentre en operación activa.

3.2 Evaluación de la ubicación

Con relación a la aptitud de suelo para el establecimiento y operación de CTr en Coatepec, el análisis muestra que éstos se emplazaron dentro de zonas clasificadas como “aptas”, al no presentar traslapes significativos con áreas sujetas a restricciones normativas (Figura 3).

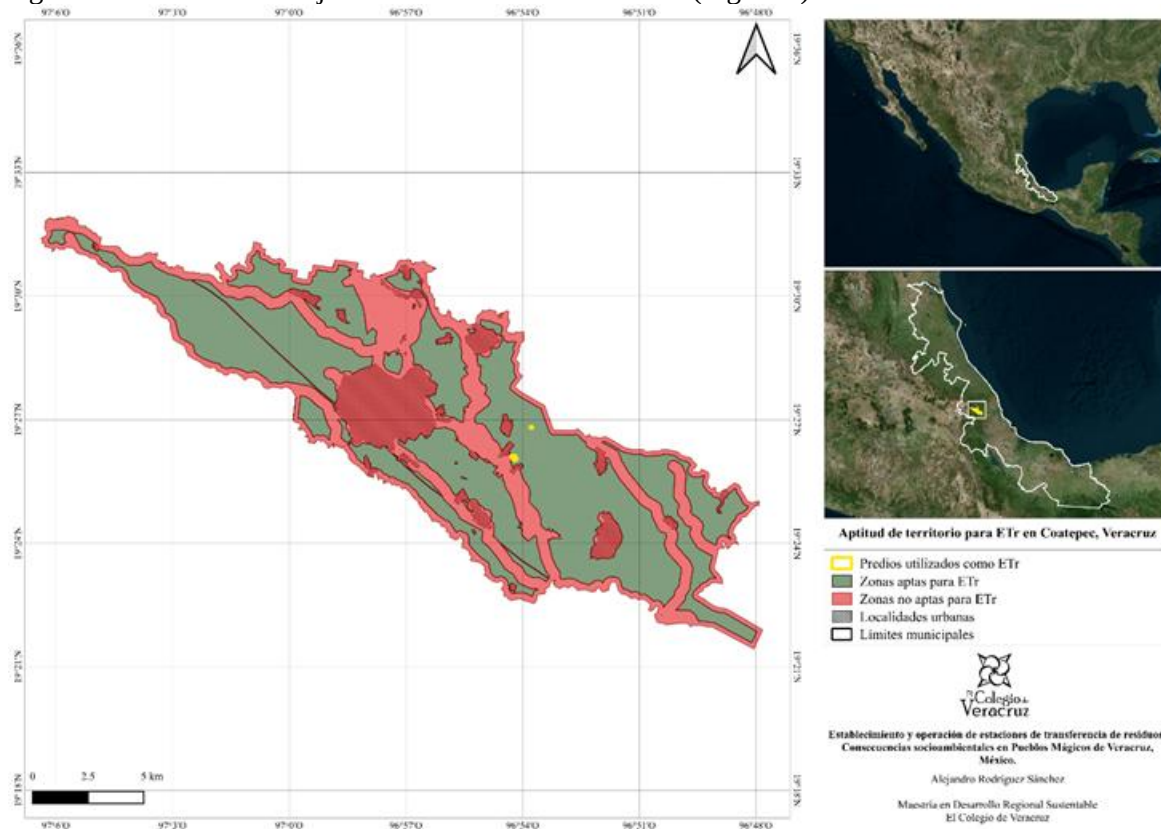


Figura 3. Aptitud suelo para el establecimiento y operación de CTr en Coatepec, Veracruz.

Fuente: Elaboración propia a partir de información cartográfica y restricciones del Reglamento de la Ley 847.

En ambos casos, “la localización de las instalaciones cumple” desde una perspectiva territorial con las distancias mínimas y criterios de exclusión relacionados con núcleos poblacionales, cuerpos de agua, pozos, áreas naturales protegidas y zonas de riesgo ambiental. No obstante, el análisis multicriterio evidenció que la aptitud territorial no se expresa de manera dicotómica, sino como un

gradiente de compatibilidad, resultado de la superposición de múltiples variables normativas, ambientales y espaciales. En este sentido, aun cuando estos CTr se localizan en zonas aptas, su viabilidad territorial y ambiental depende del cumplimiento simultáneo de las condiciones técnicas y operativas establecidas en la normatividad ambiental vigente.

3.3 Evaluación de la operatividad

La evaluación operativa del CTr de Coatepec, Ver., se realizó mediante una serie de componentes o criterios que permitieron una serie de hallazgos e hicieron posible una valoración (Tabla 3).

Tabla 3. Evaluación operativa del CTr de Coatepec, Veracruz.

Componente evaluado	Criterios observados	Hallazgos	Valoración
Infraestructura física	Existencia y condiciones de: caseta, oficinas, áreas techadas, áreas de almacenamiento, cercado, caminos, impermeabilización, iluminación.	Inexistente o mínima. <ul style="list-style-type: none"> La instalación carece de caseta de vigilancia, oficinas, áreas techadas, vestidores, cercado perimetral, amortiguamiento, iluminación o superficies impermeabilizadas. Opera como un espacio improvisado, sin diseño técnico ni condiciones de seguridad. 	✗ Críticamente deficiente
Servicios básicos	Agua potable, sanitarios, drenaje, electricidad, comunicación, médicos.	Ausencia casi total. <ul style="list-style-type: none"> No se cuenta con evidencia de disponibilidad de agua potable, drenaje, sanitarios, electricidad o comunicación. Las condiciones laborales son insalubres. 	✗ Alto riesgo sanitario
Equipamiento técnico y de seguridad	Existencia y condiciones de: Báscula, compactador, transfer, contenedores, señalización, EPP, extintores, botiquín, control de lixiviados.	Inexistencia total. <ul style="list-style-type: none"> No existen báscula, compactador, contenedores herméticos, señalización, registros de ingreso/egreso, EPP, extintores, botiquín, protocolos de emergencia o sistemas de control de lixiviados, escurrimientos, polvo o vectores. 	✗ Deficiencias logísticas. ✗ Alto riesgo sanitario.
Manejo del residuo	Descarga, permanencia, control, pepena, actividades ajenas.	Operación de muy alto riesgo <ul style="list-style-type: none"> La descarga es directa sobre suelo, la permanencia del residuo supera 72 h, existe pepena informal, residuos dispersos y actividades ajenas al sitio. El manejo del residuo se asemeja al de un tiradero a cielo abierto. 	⚠ Riesgo elevado
Personal y capacidad operativa	Número de trabajadores, capacitación, carga de trabajo,	Insuficiente. <ul style="list-style-type: none"> Solo dos personas operan la ETr pese a manejar aproximadamente 140 t/d provenientes de al menos cinco municipios. No existe registro de capacitación, lo que evidencia insuficiencia operativa. 	✗ Insuficiencia crítica.
Compatibilidad ubicación–operación	Relación entre aptitud territorial y desempeño operativo.	Compatibilidad territorial. <ul style="list-style-type: none"> Mediante la visita de campo, se corroboraron los resultados del análisis SIG; el cual demostró que la ETr de Coatepec está en una zona apta; pero la operación es tan deficiente que los riesgos ambientales y sanitarios son significativos: infiltraciones en cuerpos de agua, contaminación del suelo, malos olores, entre otros, que pueden dar origen a conflictos sociales. 	⚠ Riesgo elevado ✗ Alto riesgo sanitario.
Evaluación global	El CTr de Coatepec (predio Tres Puertas-Chihualtepec; localidad de Las Lomas) opera en condiciones deficientes: sin infraestructura obligatoria, sin equipamiento operativo básico, con manejo inadecuado del residuo, personal insuficiente, ausencia de medidas de control ambiental y sanitario, inexistencia de protocolos y actividades ajenas al sitio. Esta situación clasifica la operación como críticamente riesgosa.		
Conclusión	El CTr de Coatepec opera en condiciones que incumplen la normatividad estatal, los estándares técnicos mínimos y los criterios de protección ambiental y sanitaria. Su estado actual la convierte en una instalación de alto riesgo ambiental, sanitario y social, por lo que no debería continuar operando sin una intervención integral y urgente.		

Fuente: Elaboración propia a partir de la visita en campo con guía de observación.



Figura 4. Vista aérea de las condiciones operativas del CTr de Coatepec, Ver.

4. Conclusiones

Los resultados del proceso de identificación evidencian una problemática estructural que trasciende la simple localización de predios utilizados como centros de transferencia (CTr). Se identificaron inconsistencias entre las fuentes oficiales respecto a la existencia, localización y características de los centros de transferencia registrados para Coatepec, documentándose además que no existe un registro único, confiable, actualizado y verificable de CTr en Veracruz en instancias clave como SEDEMA y PMA de Veracruz, SEMARNAT o INEGI. Por el contrario, los registros disponibles presentan omisiones, contradicciones y desactualizaciones, lo que dificulta conocer con certeza qué instalaciones existen, dónde se localizan, en qué condiciones operan y si cumplen con los requisitos técnico-operativos recomendados y/o normativos vigentes. Esta fragmentación informativa limita de manera significativa la capacidad del Estado para planear, regular y supervisar de forma efectiva este tipo de infraestructuras para la gestión integral de residuos. Asimismo, los análisis mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Evaluación Multicriterio (EMC) muestran que los predios evaluados dentro de Coatepec, Ver., se localizan en zonas territorialmente aptas conforme a los criterios establecidos en el Reglamento de la Ley 847; sin embargo, el CTr actualmente utilizado opera bajo condiciones semejantes a un tiradero a cielo abierto, incumpliendo diversos criterios técnicos, ambientales y sanitarios. En este contexto, el principal hallazgo de la investigación radica en demostrar que la aptitud territorial y la operatividad constituyen dimensiones distintas y complementarias para la evaluación de infraestructura destinada al manejo de residuos, por lo que la viabilidad territorial debe considerarse una condición necesaria, pero insuficiente, para garantizar el adecuado funcionamiento de un centro de transferencia.

5. Referencias

[1] García-Barrios, R., Rodríguez_Herrero, H., Jiménez M., N. M., & Armijo de Vega, C., (2022). La Escoba Digital: Boletín de opciones para dejar de hacer basura. *La Escoba Digital: Boletín de opciones para dejar de hacer basura*, 1(1), 1–24. <https://golfo.ciesas.edu.mx/wp-content/uploads/2023/06/Boletin-1-La-Escoba-Agosto-2022.pdf>

- [2] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), (2010). *Criterios para la Ubicación, Operación y Cierre de Infraestructura Ambiental para el Acopio, Transferencia, Separación y Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial* (SEMARNAT, pp. 1–168). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD000929.pdf>
- [3] United States Environmental Protection Agency. (2002). *Waste Transfer Stations: A Manual for Decision-Making*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/>
- [4] Malczewski, J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons.
- [5] Reglamento de la Ley Número 847 de Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial para el Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave, IV 13 (2024). <https://www.veracruz.gob.mx/gaceta-oficial/Gac2024-472Lunes25TomoIVExt.pdf>
- [6] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (2025). *Información sobre la gestión municipal de los residuos sólidos urbanos 2023* [Información geoespacial]. SNIEG. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463858577>
- [7] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (2019). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales 2019. Tabulados sobre residuos sólidos urbanos*. [Xlsx]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/#Tabulados>
- [8] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (2021). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales 2021. Tabulados sobre residuos sólidos urbanos*. [Xlsx]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/#Tabulados>
- [9] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (2023). *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales 2023. Tabulados sobre residuos sólidos urbanos*. [Xlsx]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2023/#Tabulados>
- [10] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos* (1a ed., SEMARNAT, BID, pp. 1–274). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- [11] Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz (SEDEMA): SDFR, (2025). *Plataforma de consulta de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos* [Portal web]. <https://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/plataforma-consulta-sitios-disposicion-final/>
- [12] Rodríguez-Sánchez, A. (2025). *Cuestionario para la obtención de información sobre el Centro de Transferencia de Residuos del municipio de Coatepec, Veracruz* [Instrumento de investigación no publicado]. Google Forms. El Colegio de Veracruz. <https://forms.gle/7okQ8LZqSgiEpNnS9>
- [13] Rodríguez-Sánchez, A. (2025). *Cuestionario para la obtención de información sobre el Centro de Transferencia de Residuos de Coatepec dirigido a la Secretaría de Medio Ambiente de Veracruz* [Instrumento de investigación no publicado]. Google Forms. El Colegio de Veracruz. <https://forms.gle/EPVE1pW6ATTvHSBf6>
- [14] Rodríguez-Sánchez, A. (2024). *Guía de observación para la evaluación de la ubicación, operación, infraestructura, maquinaria, equipo y prácticas de gestión de centros de transferencia de residuos* [Instrumento de investigación no publicado]. Google Forms. <https://forms.gle/QHZfbrM9W3oNapq79>

IV.14 Determinación de microplásticos en tres muestras de sedimentos de la Presa Madín.

Claudia Andrea Mateos Vargas*
Aidee Yeraldí Cruz Guadarrama*
Juan Carlos Álvarez Zeferino*
Perla Xochitl Sotelo Navarro*
Alethia Vázquez Morillas*
Arely Areanely Cruz Salas*
Yoab Misael Blanco Medina*

Resumen

Se evaluó la presencia de microplásticos (MPs) en tres muestras de sedimentos recolectadas en la presa Madín, Estado de México, con el propósito de identificar su abundancia, morfología y posible variación según el punto de muestreo y el método de digestión empleado, con el fin de aportar información sobre su distribución y posibles procesos de transporte y distribución. Para ello, se analizaron MPs visibles y menores a 0.8 mm mediante dos digestiones: peróxido de hidrógeno e hidróxido de potasio. En la fracción visible predominó la forma de fragmento en los tres puntos, con valores de 190, 270 y 188 MPs/g, respectivamente, siendo el segundo punto el de mayor concentración. En el análisis microscópico predominaron las fibras y los fragmentos, observándose diferencias entre los métodos de digestión; el hidróxido de potasio favoreció una mejor visualización de MPs pequeños, especialmente fibras, mientras que el peróxido de hidrógeno mostró mayor presencia de materia orgánica residual. Los resultados indican que la presa Madín presenta contaminación por MPs en sus sedimentos y que la distribución de estas partículas varía de acuerdo con las condiciones locales de muestreo. Se resalta la necesidad de continuar con el monitoreo de la zona y de optimizar los métodos de extracción para obtener cuantificaciones precisas que ayuden a desarrollar estrategias de prevención y control de la contaminación por microplásticos.

Palabras Clave: *Análisis, fragmentos, Madín, microplásticos.*

*Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420, Col. Nueva el Rosario, C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, México

Correo: al2223001716@azc.uam.mx

1. Introducción

Las aguas residuales representan una de las principales vías de entrada de microplásticos a los cuerpos de agua, ya que en ellas confluyen fibras textiles, fragmentos de envases y partículas provenientes del uso cotidiano, que incluso después del tratamiento no se eliminan por completo, permitiendo su liberación continua al ambiente y su acumulación [1]. A esto se suma la generación de lodos residuales, que pueden concentrar microplásticos y, al ser reutilizados o mal gestionados, facilitan su reincorporación al entorno mediante lixiviación [2]. Por otro lado, las carreteras cercanas a cuerpos de agua funcionan como fuentes difusas, donde el desgaste de llantas, frenos y materiales viales genera partículas que son arrastradas por la lluvia hacia ríos y presas [3].

En este contexto, las presas actúan como sumideros de microplásticos, ya que su dinámica hidráulica favorece la acumulación de partículas en la columna de agua y en los sedimentos, aunque estos pueden ser removidos bajo ciertas condiciones [4].

La presa Madín, ubicada en el Estado de México y sometida a presiones urbanas propias de su cercanía con la Zona Metropolitana del Valle de México, se perfila como un sistema vulnerable a la acumulación de estos contaminantes emergentes, considerando la influencia de descargas, escurrimientos urbanos y actividades humanas en su cuenca.

De acuerdo con lo anterior, el presente estudio evaluó la abundancia y morfología de los microplásticos (MP) en sedimentos de suelo recolectados en las zonas cercanas a la presa Madín, con el fin de aportar información sobre su distribución y acumulación. Se buscó generar evidencia que contribuya a la comprensión de esta problemática y a la toma de decisiones orientadas a reducir la contaminación por microplásticos en sitios de desarrollo urbano descontrolado, como es el caso de la presa Madín [5].

2. Metodología

La presente sección se divide en cuatro etapas. La primera aborda la toma de muestra, seguida del método de extracción de microplásticos (MPs) en sus dos modalidades (visibles y observadas al microscopio); por último, la cuantificación y el análisis de MPs.

2.1 Toma de muestra

Se tomó una muestra de tres distintos puntos de manera aleatoria ubicados en la orilla de la presa Madín, ubicada en Atizapán de Zaragoza, Estado de México como se muestra en la Figura 1, con las siguientes coordenadas: 19.5269N/-99.2618S.



Figura 1. Puntos de muestreo en la presa Madín

Las muestras fueron extraídas de manera manual y almacenadas en charolas de aluminio con la finalidad de retener su humedad, para después depositarlas en bolsas de cierre hermético, etiquetándolas para su correcta identificación. El protocolo aplicado permitió analizar dos fracciones distintas de MPs: mayores (5.0 - 0.8 mm) y <0.8 mm.

2.2 Extracción y caracterización de MPs visibles

Las muestras fueron secadas en la estufa a 60 °C durante 48 horas. Posteriormente, se realizó el método del cuarteo en un cuadrante de 11 x 9 cm, con base en la NMX-AA-015-1985 [6], extrayendo una nueva muestra de 10 g por cada punto.

Cada muestra fue analizada por triplicado y sometida a digestión con 100 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 % en vasos de precipitados de 250 ml por 72 horas con la finalidad de eliminar la mayor cantidad posible de materia orgánica. Posteriormente, las muestras fueron tamizadas utilizando una malla de 10 mm para obtener submuestras, las cuales se secaron en una estufa a 60 °C durante 24 horas.

Debido a que las submuestras estaban saturadas de MPs fue necesario hacer otro cuarteo en un cuadrante de 8 x 8 cm como se visualiza en la Figura 2 siguiendo la NMX-AA-015-1985; se extrajeron 5 g de las submuestras para la obtención de nuevas submuestras representativas.



Figura 2. Cuarteo para extraer submuestras

El contenido de MPs cada submuestra fue depositada en cajas Petri, obteniendo un total de nueve cajas considerando que cada punto fue analizado por triplicado. Se separaron los MPs como se observa en la Figura 3, reconociendo tipo, color, tamaño y cantidad obtenidas visualmente en cada una de las cajas Petri. Además, se calculó la cantidad de MPs que se encontraban en 5 g de muestra, reportándolos como MPs/g.

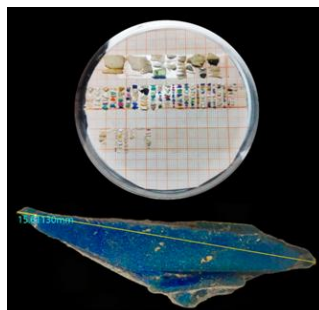


Figura 3. Visualización de la separación de MPs en cajas Petri

2.3 Extracción y caracterización de MPs menores a 0.8 mm

Para la determinación de los MPs, se utilizó el restante de la muestra previamente cuarteada en el cuadrante de 11 x 9 cm, el cual fue tamizado con una malla de 0.8 mm. De cada punto de muestreo se extrajo una porción de 0.1 g para su análisis por triplicado, obteniendo un total de nueve mediciones con un tamaño de partícula menor a 0.8 mm.

Debido a que se realizaron dos distintas digestiones para comparar su efectividad en la cuantificación de MPs, dieciocho porciones de 0.1 g fueron colocados en matraces Erlenmeyer de 50 ml, a nueve se les adicionó 30 ml de H_2O_2 al 30 % y a las demás hidróxido de potasio (*KOH*) al 10 % respectivamente, realizando una digestión por 48 horas. Pasado ese tiempo, se añadieron 15 ml de agua desionizada y una gota de la solución madre Rojo Nilo a 500 $\mu\text{m/ml}$, dejando reposar por cinco minutos.

Posteriormente, se procedió a filtrar al vacío con membranas de celulosa de 0.45 μm , procurando que estas no se saturaran e impidieran la visualización de los MPs, los cuales se contabilizaron y clasificaron por tipo (fibra, fragmento, espumado o película), así como por cantidad, diferenciándolos por tipo de digestión empleada, obteniendo un total de dieciocho membranas de celulosa a leer.

En este caso, para cada tipo de digestión empleada (H_2O_2 al 30 %, y *KOH* al 10%) se realizó un blanco, el cual consistió en una membrana de celulosa de 0.45 μm que fue expuesta al mismo contacto ambiental que las nueve muestras de las dos digestiones. Del mismo modo, se contaron y clasificaron los MPs encontrados en el blanco.

La observación se realizó utilizando un microscopio óptico Zeiss AxioLab 5, equipado con el software ZEISS-ZEN 3.10 y una cámara externa con el objetivo 10x y una luz UV que permitió la correcta identificación de MPs realizando una lectura de la mitad de la membrana.

2.4 Análisis de la información

Se calculó la relación MPs/g para cada punto analizado por triplicado, diferenciándolos entre los MPs visibles y los MPs observados en el microscopio ($<0.8\text{ mm}$), que a su vez fueron diferenciados por el tipo de digestión al que fueron sometidos. Después de ello, se realizó un gráfico de puntos para visualizar de manera más clara los resultados obtenidos para los MPs visibles, así como para los observados en el microscopio.

3. Resultados y discusión

A continuación, se describen los resultados obtenidos para ambas extracciones de MPs y el análisis de la información.

3.1 Extracción y caracterización de MPs visibles

El intervalo de tamaños, el color predominante de las submuestras y tipo de MPs encontrados en cada uno de los puntos se describen en la Tabla 1.

Tabla 12. Descripción general de MPs visibles en los tres puntos

Punto	Fragmento de mayor tamaño (mm)	MP de menor tamaño (mm)	Color predominante	Tipo de MPs predominante	Cantidad de MPs/g promedio
1	13.56	0.85	Transparente	Fragmento	190
2	15.61	0.83	Blanco	Fragmento	270
3	17.46	0.83	Blanco	Fragmento	188

Como se puede observar en la Tabla 1, el punto que contenía mayor cantidad de MPs clasificados como “fragmentos” visibles fue el Punto 2. Considerando que ese punto se encuentra en el camino que se recorre para llegar a una parte de la presa Madín, es posible que, debido a las pisadas, constante fuerza y presión ejercida, junto con los cambios de clima a la que está expuesta esa parte del sedimento, se obtendrán más MPs con una longitud menor. En contraste, los otros dos puntos, representan una parte del camino alejada de la zona en la que se suele caminar, es por eso por lo que el intervalo es más pequeño y la longitud de los MPs mayor en comparación con los otros dos puntos.

La cantidad de fragmentos en los tres puntos puede deberse a que en la presa Madín se cuenta con casas-habitacionales muy cercanas a las riberas de los ríos que desembocan en esta presa, haciendo que las personas que viven en esas zonas estén en mayor contacto con ella y, por ende, los desechos permanezcan tanto en el agua como en el suelo alrededor de este [7]. Se realizaron cuatro gráficos de puntos como se muestra en la Figura 4 para cada uno de los tipos de MPs, graficando MPs/g con respecto al punto muestreado.

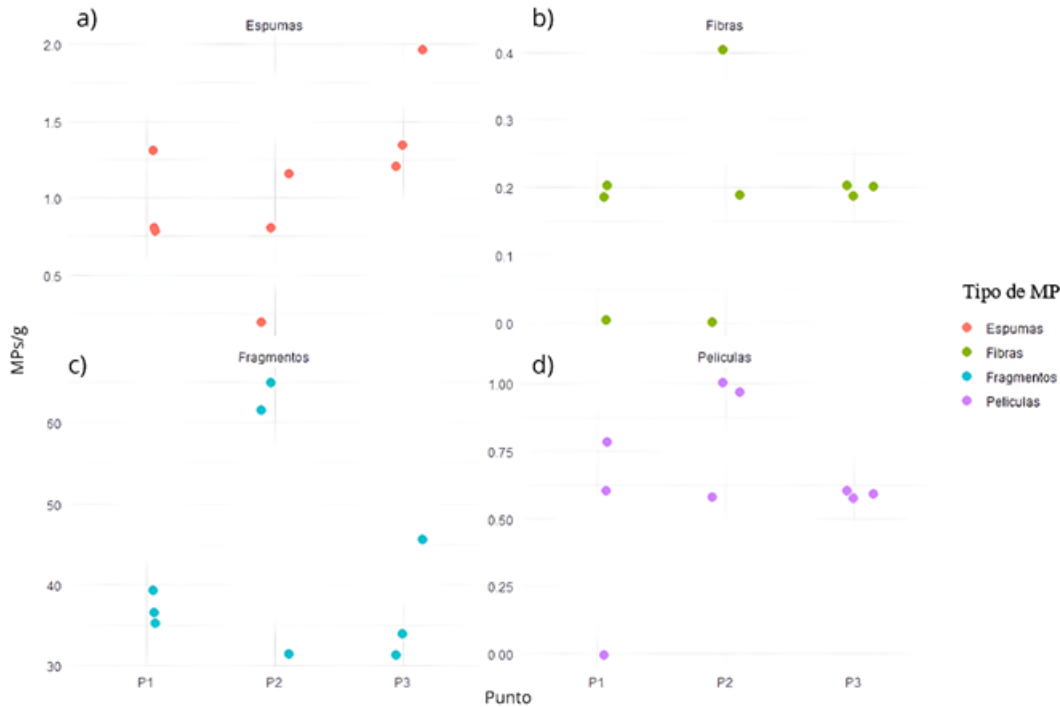


Figura 4. Abundancia de MPs visibles: a) espumas, b) fibras, c) fragmentos, d) películas

La cantidad de películas en los tres puntos fue pequeña considerando que la relación MPs/g fue considerada en 5 g de muestra, por lo que es lógico suponer que en un gramo de muestra puede haber menos de un MP en forma de película. Con respecto a las espumas, se puede notar que no existió una

gran variación entre puntos, por lo que se puede decir que no hay una gran diferencia en la relación MPs/g para esta clasificación debido a la cercanía de los puntos entre sí.

En cuanto a las fibras, se puede notar una cantidad muy pequeña, considerando también que las fibras visibles que fue posibles de contar estaban en un rango de 2- 0.92 mm por lo que es posible que las fibras de menor tamaño no se pudieran registrar. Finalmente, los MPs/g en la clasificación de fragmentos variaron conforme al punto de análisis.

Se puede observar que el Punto 2 es el que más de fragmentos contiene, respaldando lo que se mencionó en el apartado 3.1 de este documento que las cantidades de fragmento sean mayores con respecto a los otros tipos de clasificación de los MPs puede deberse a que en la presa Madín se encuentran amplias zonas residenciales o departamentos de nivel medio-alto, como las que son promocionadas en la colonia Nueva Madín. Se ha demostrado que las viviendas que son clasificadas como estrato socioeconómico alto pueden generar mayores cantidades de residuos inorgánicos plásticos, como botellas para bebidas o envases de productos para el cuidado personal en comparación con los niveles medio y bajo; por lo que la cantidad de MPs puede ser mayor en una zona catalogada como de estrato alto, la Figura 4 demuestra este punto [8].

3.2. Extracción y caracterización de MPs menores a 0.8 mm

La cantidad y tipo de MPs visualizados en cada una de las membranas de los tres puntos muestreados se observan en la Tabla 2.

Tabla 2. Características de MPs menores a 0.8 mm

Digestión	Punto	Tipo de MPs	Promedio de MPs/g	Digestión	Punto	Tipo de MPs	Promedio de MPs/g
H ₂ O ₂	1	Fibra	221.80	KOH	1	Fibra	569.46
		Fragmento	259.99			Fragmento	271.82
		Espuma	65.56			Espuma	31.46
		Película	6.67			Película	0.00
	2	Fibra	208.55		2	Fibra	326.94
		Fragmento	502.18			Fragmento	509.80
		Espuma	189.25			Espuma	65.39
		Película	6.53			Película	0.00
	3	Fibra	248.41		3	Fibra	212.45
		Fragmento	274.98			Fragmento	277.20
		Espuma	109.41			Espuma	32.23
		Película	0.00			Película	0.00

Como se observa en las Figura 5 y 6 los tamaños de los MPs encontrados en las cajas Petri eran distintos; con el uso de KOH para la digestión fue posible observar MPs de menor tamaño a pesar de que fue complicada la observación, debido al color café oscuro característico de materia orgánica que se observaba en las muestras y sus triplicados.

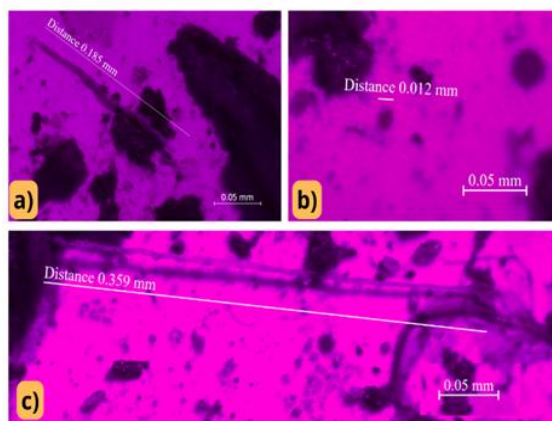


Figura 5. MPs con KOH en el microscopio: a) fibra, b) fragmento, c) fibra

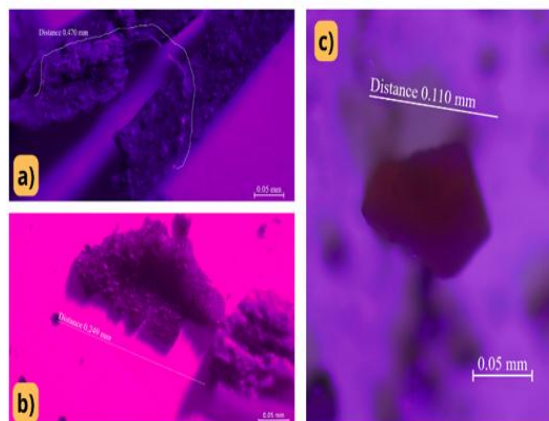


Figura 6. MPs con H₂O₂ en el microscopio: a) fibra, b) espuma, c) fragmento

Los dos tipos de MPs más comunes fueron las fibras y los fragmentos, se recurrió a realizar nuevamente un gráfico de puntos que mostrara las diferencias en cuanto a concentración de MPs/g para las dos categorías antes mencionadas.

Como se muestra en la Figura 7 la cantidad de fibras varía significativamente con respecto al punto de muestreo.

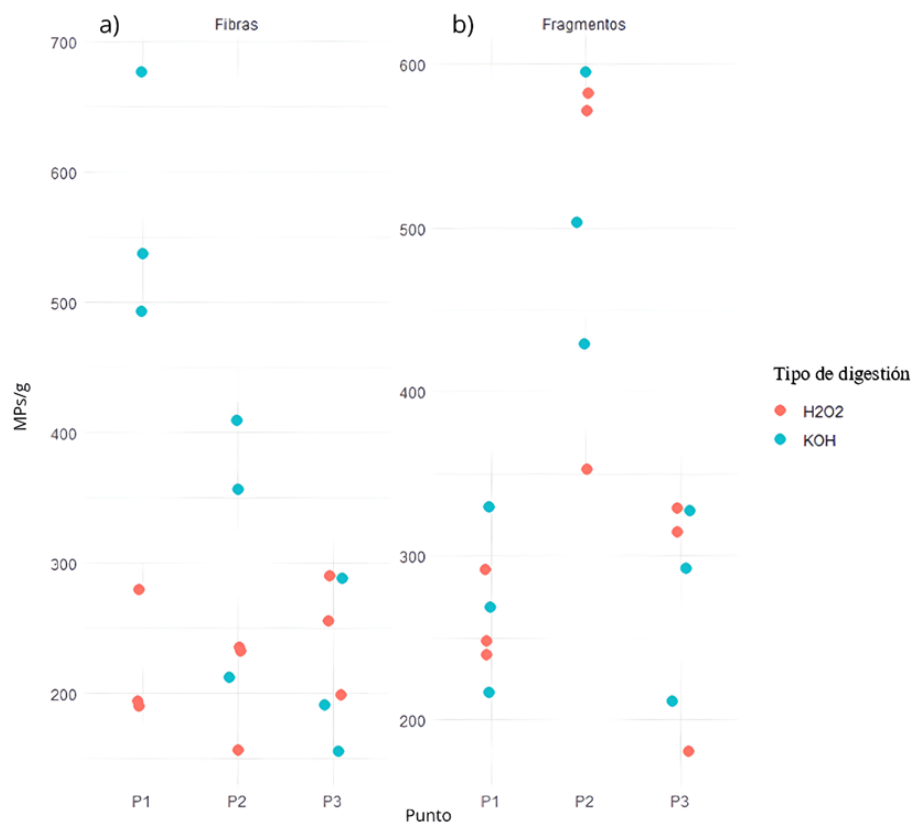


Figura 7. Abundancia de MPs menores a 0.8 mm: a) fibras, b) fragmentos

Existe una diferencia amplia en la cantidad de fibras contadas en las réplicas digeridas con H_2O_2 con respecto a las digeridas con KOH . Una de las razones podría ser que la membrana analizada con H_2O_2 aún se encontraba saturada de materia orgánica, impidiendo que se lograran visualizar correctamente las fibras que se encontraban en las muestras. En cuanto a la cantidad de fragmentos visualizados en los tres puntos, se puede notar que el intervalo de MPs/g entre H_2O_2 y KOH no varía como en el caso de las fibras. Lo anterior puede deberse a que los fragmentos vistos en el microscopio tenían un tamaño similar. Sin embargo, es necesario resaltar que la cantidad de MPs/g mayor en ambos gráficos fue la de una réplica digerida con KOH .

4. Conclusiones

La evaluación de sedimentos de la presa Madín confirmó la presencia de MPs en los tres puntos analizados, predominando los clasificados como fragmentos en la fracción visible. El segundo punto presentó la mayor cantidad de MPs visibles, mientras que en el análisis al microscopio el método con H_2O_2 permitió una mejor recuperación y visualización de MPs menores a 0.8 mm, sobre todo fibras.

Los resultados obtenidos sugieren que la contaminación por MPs en la presa está influida por las condiciones del entorno, la cercanía de zonas habitacionales y las características del sedimento. De la misma manera, se observa que la metodología de digestión utilizada impacta de forma importante en la cuantificación de MPs, específicamente de los visualizados en el microscopio.

Este estudio aporta evidencia de la necesidad de comprender el entorno en el cual se encuentra la muestra de cualquier matriz en la cual se están evaluando MPs, en este caso de sedimento, para generar deducciones de las razones por las cuales existen esos MPs y así, fomentar planes de acción que ayuden a disminuir su concentración. Una de las acciones que se podrían realizar en este caso, sería evidenciar en primera instancia las consecuencias negativas evidentes con la obtención de MPs/g en el sedimento, para después demostrar que no solamente se necesita limpiar la presa, sino que también es necesario que las autoridades regulen la construcción de nuevos complejos inmobiliarios que llegan a agravar la situación en la que se encuentra esta zona.

5. Referencias

- [1] M. Carnevale Miino, S. Galafassi, R. Zullo, V. Torretta, and E. C. Rada, "Microplastics removal in wastewater treatment plants: A review of the different approaches to limit their release in the environment," *Science of The Total Environment*, vol. 930, p. 172675, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.172675.
- [2] M. Sadia *et al.*, "Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy," *Environ. Technol. Innov.*, vol. 28, p. 102946, Nov. 2022, doi: 10.1016/J.ETI.2022.102946.
- [3] A. Lindfors, R. Strandberg, and H. Hagström, "Screening for advanced liver fibrosis due to metabolic dysfunction-associated steatotic liver disease alongside retina scanning in people with type 2 diabetes: a cross-sectional study," *Lancet Gastroenterol. Hepatol.*, vol. 10, no. 2, pp. 125–137, Feb. 2025, doi: 10.1016/S2468-1253(24)00313-3.
- [4] I. Pojar *et al.*, "Microplastic Evaluation in Water and Sediments of a Dam Reservoir–Riverine System in the Eastern Carpathians, Romania," *Sustainability 2024, Vol. 16, Page 4541*, vol. 16, no. 11, p. 4541, May 2024, doi: 10.3390/SU16114541.
- [5] Comisión de Cuenca de la Presa Madín, "contaminación del agua de la cuenca y la presa madín (impacto de tepatlaxco)".

[6] DOF, “NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - muestreo - Método de cuarteo,” Nov. 1992.

[7] “Contaminan una presa que da agua a miles en el EDOMEX.” Accessed: May 15, 2026. [Online]. Available: <https://www.sinembargo.mx/4631420/un-tiradero-y-fraccionamientos-contaminan-una-presa-que-da-agua-a-miles-en-el-edomex/>

[8] Velázquez Hernández Diana, “Análisis de la composición de una muestra representativa de residuos plásticos de la Ciudad de México por aplicación,” *Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco*, vol. 7, no. 1, pp. 343–354, 2024, doi: 10.2/JQUERY.MIN.JS.

Conclusiones y perspectivas futuras

La investigación sobre microplásticos en México, muestra un crecimiento exponencial, consolidando al país como un referente en la región; sin embargo, enfrenta vacíos críticos que frenan el avance científico y la protección ambiental. Existe una necesidad imperante de estandarizar los métodos de muestreo y cuantificación en matrices clave (playas, ríos, sedimentos, biota y suelos agrícolas) para permitir la comparación global de resultados. Asimismo, es urgente el diseño y la implementación de un marco regulatorio federal, hoy inexistente, acompañado de la modernización tecnológica de las plantas de tratamiento de agua y la optimización de alternativas como los acolchados biodegradables en el sector agrícola.

El éxito de los modelos de sostenibilidad radica en la articulación de la educación ambiental a nivel individual, colectivo e institucional. Programas de formación especializada (como el Diplomado-GIRSU) demuestran un interés creciente, pero su alcance actual es insuficiente frente a la magnitud de la crisis ambiental global. Resulta indispensable el escalamiento de estos programas mediante la digitalización y la replicación regional para robustecer la gobernanza. Esto permitirá capacitar tanto a tomadores de decisiones como a sectores productivos específicos, promoviendo cambios culturales duraderos.

La gestión eficaz de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en México depende de soluciones adaptadas a los contextos locales y de la capacidad operativa de los municipios. La implementación de pilotos y estrategias personalizadas en comunidades pequeñas o colonias específicas (bajo enfoques como el MGAAC) constituye una ventana de oportunidad para establecer bases sólidas antes de su escalamiento masivo. El éxito de estas iniciativas incluyen el compostaje, la valorización y el consumo responsable, requiere que la población transite hacia un rol activo, apropiándose de los espacios públicos y mejorando los hábitos de separación desde la fuente.

La integración de tecnologías biológicas y proyectos prácticos demuestra que los residuos pueden transformarse con éxito en recursos útiles. Iniciativas universitarias basadas en "laboratorios vivos" evidencian que la combinación de compostaje, biodigestión y restauración ecológica fomenta la sensibilización comunitaria y la conservación de la biodiversidad. Si bien soluciones biológicas como los coagulantes naturales (cáscaras de naranja) o el aprovechamiento de residuos ganaderos y avícolas muestran potencial para el tratamiento de agua y la fertilización de suelos, se requiere investigación más profunda y estandarizada (vía Análisis de Ciclo de Vida y viabilidad económica) para optimizar su rendimiento frente a las alternativas químicas tradicionales.

ISBN: 978-607-XXXX-XX-X

ECONOMÍA CIRCULAR COMO ESTRATEGIA DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS



ISBN: