SOMERS
Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C.

cideteq

“Caracterización, tratamiento y valorización de residuos”

ISSN: 2395-8170
2025, Vol. 18, No. 1

Título de la obra: Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos

Subtítulo: *"Caracterización, Tratamiento y Valorización de residuos"*

Compiladores: Irma Robles Gutiérrez y Carolina Martínez Sánchez.

Diseño: Irma Robles Gutiérrez

Editorial: Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C.

www.somers-ac.org

Los trabajos incluidos fueron arbitrados por pares académicos. Se privilegia con el aval de la Editorial.

Información Legal
ENCUENTRO DE EXPERTOS EN RESIDUOS SOLIDOS, año 18, No. 1, Septiembre 2024 – Septiembre 2025, es una publicación anual editada por la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C., Priv. Molcajete No. 44. Hacienda de las Fuentes, Calimaya, Estado de México, México, C.P. 52227, Tel. (722) 5097824, www.somers-ac.org. Editor responsable: Dra. María del Consuelo Mañón Salas. Reserva de Derechos al uso Exclusivo No. 04-2014-112714070200-203 ISSN: 2395-8170, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número, Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C., Irma Robles Gutiérrez y Carolina Martínez Sánchez, Parque Tecnológico Querétaro SN, San Fandila, C.P. 76703, Pedro Escobedo, Querétaro, México. Fecha de última modificación, 29 de agosto de 2025.
Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.
Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C.

Comité Científico

- Alina Zairén Vela Carrillo, avela@cideteq.mx
  - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ.*
  - Conversión de residuos orgánicos en carbones activados, aplicados en adsorción y procesos avanzados de oxidación para el tratamiento de aguas.
- Arely Areanely Cruz Salas, aacs@azc.uam.mx
  - *Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.*
  - Microplásticos, caracterización de residuos sólidos urbanos y residuos plásticos, pruebas de biodegradación de materiales plásticos y tratamiento de residuos orgánicos para la producción de composta y lombricomposta.
- Brenda Acevedo Juárez, brenda.acevedo@academicos.udg.mx
  - *Universidad de Guadalajara*
  - Desarrollo y optimización de procesos sustentables y biotecnológicos para la mejora de sistemas medioambientales aplicando el modelo de Economía Circular.
- Carlos Estrada Arteaga, cestrada@cideteq.mx
  - Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ.
  - Ingeniero de Proyectos. Desarrollo de proyectos industriales relacionados con el tratamiento de aguas residuales y residuos.
- Carolina Martínez Sánchez, csanchez@cideteq.mx
  - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ*
  - Procesos Avanzados de Oxidación Electroquímica para la eliminación de contaminantes orgánicos.
- Diana Issell Sandoval Cárdenas, issell.sandoval@uaq.edu.mx
  - *Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro.*
  - Bio-nanotecnología Ambiental.
- Beatriz Adriana Venegas Sahagún, beatriz.adriana@cucea.udg.mx
  - *Universidad de Guadalajara*
  - Desarrollo Sustentable enfocado en la gestión y política ambiental a nivel local con énfasis en los residuos sólidos urbanos.
- Fabian Robles Martínez, froblesm@ipn.mx
  - *Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología.*
  - Bioprocesos aplicados a residuos sólidos, como la producción de biogás, composta y biosecado, a partir de residuos agrícolas y agroindustriales. Monitoreo de lixiviados, y estimación de generación de biogás en rellenos sanitarios.
- Fabricio Espejel Ayala, fespejel@cideteq.mx
  - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ*
  - Caracterización de materiales y Valorización de residuos inorgánicos para la preparación de materiales funcionales.
- Francisco J. Rodríguez Valadez, frodriguez@cideteq.mx
  - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ.*
  - Tratamiento de aguas y valorización de residuos.

- Gerardo Bernache Pérez, gerardo.bernache@gmail.com
    - *Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Unidad Occidente.*
    - Proyectos enfocados a estudios de producción, gestión y disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, con relación al tema central Sociedad, cultura y medio ambiente.
- Gloria Inés González López, glorgonzalez@uv.mx
    - *Universidad Veracruzana*
    - Gestión integral de residuos
- Gustavo Acosta Santoyo, gustavo.acosta@uaq.mx
    - *Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro.*
    - Procesos bioelectroquímicos para la remoción de contaminantes en agua y suelo.
- Irma Robles Gutiérrez, irobles@cideteq.mx
    - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ*
    - Valorización de residuos orgánicos hacia una Economía Circular, enfocado a la Recuperación de materias primas, y obtención de materiales alternativos del tipo adsorbentes. Procesos Avanzados de Oxidación para la degradación de compuestos emergentes.
- José de Jesús Treviño Reséndez, jose.trevino@uaq.edu.mx
    - *Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro*
    - Generación electroquímica de especies oxidantes para la degradación de compuestos recalcitrantes y la integración de procesos electroquímicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales.
- Josué Daniel García Espinoza, josue.daniel.garcia@uaq.mx
    - *Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro*
    - Degradación de contaminantes emergentes en agua por medio de procesos electroquímicos avanzados de oxidación
- Lorena De Medina Salas, ldemedina@uv.mx
    - *Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Químicas*
    - Gestión integral de residuos sólidos urbanos y análisis de ciclo de vida.
- Maribel Velasco Pérez, mvp@azc.uam.mx
    - Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
    - Ingeniería Química, con énfasis en gestión de residuos, tratamiento de aguas, tecnologías sustentables y sostenibilidad.
- María Yolanda Reyes Vidal, mreyes@cideteq.mx,
    - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ.*
    - Tratamiento de efluentes mediante procesos biológicos, detección de compuestos emergentes (antibióticos y fármacos) presentes en aguas residuales, estudio de los procesos de bioremoción de compuestos emergentes, valorización de residuos, obtención de agua de reúso para riego agrícola.
- María del Consuelo Hernández Berriel, mhernandezb@toluca.tecnm.mx
    - *División de Posgrado en Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca.*
    - Gestión integral de residuos sólidos urbanos y residuos agrícolas, diseño de biorreactores para la degradación acelerada de residuos, aprovechamiento de

biometano y biohidrógeno, estudio de microplásticos en lixiviados, y análisis de Ciclo de Vida para mejoramiento de sitios de disposición final.

- María del Consuelo Mañon Salas, mmanons@toluca.tecnm.mx
    - *División de Posgrado en Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca.*
    - Desarrollo de software especializado en el área de residuos sólidos, modelado de sistemas complejos con herramientas de *softcomputing* y agentes inteligentes en temas de compostaje y biodegradación anaerobia.
- Mónica Lizbeth Razo Negrete, monica.lizbeth.razo@uaq.mx
    - *Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro.*
    - Procesos avanzados de oxidación electroquímica foto-asistidos para la remoción de contaminantes en agua.
- Nadia Angélica Cruz Vázquez, nadcruz@uv.mx
    - *Universidad Veracruzana*
    - Gestión ambiental y tratamiento de residuos peligrosos, no peligrosos y Residuos de manejo especial
- Nancy Merary Jiménez-Martínez, njimenez@crim.unam.mx
    - *Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM-UNAM)*
    - Gestión integral de residuos, sustentabilidad universitaria
- Raúl Ortega Borges, rortega@cideteq.mx
    - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ*
    - Ciencia de materiales, Química, Electroquímica, y Ciencias Ambientales.
- Reyna García Estrada, restrada@cideteq.mx
    - *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, CIDETEQ*
    - Especialista en tratamiento de agua y materiales.
- Rosa María Espinosa Valdemar, rmev@azc.uam.mx
    - *Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.*
    - Tratamiento De Residuos Orgánicos, Planes De Manejo y Caracterización De Residuos En Instituciones Educativas
- Sara Ojeda Benítez, sara.ojeda.benitez@uabc.edu.mx
    - *Universidad Autónoma de Baja California.* Coordinadora de Proyectos de Gestión Ambiental en la UABC
    - Metodologías para trazabilidad, certificación y valorización de RAEE, integrando análisis de ciclo de vida, Inventario de microplásticos en playas, reingeniería en estaciones de transferencia, Gestión de residuos de manejo especial entre ellos los electrónicos y llantas en desuso.
- Sylvie Jeanne Turpin Marion, stm@azc.uam.mx,
    - *Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.*
    - Gestión integral de residuos sólidos urbanos y Análisis de Ciclo de Vida.

Editorial

La gestión integral de residuos sólidos es hoy un componente esencial en la construcción de sociedades sostenibles y resilientes. Frente al crecimiento continuo en la generación de residuos urbanos, industriales, agrícolas y especiales, el desafío no solo radica en disponerlos adecuadamente, sino en repensar su origen, su manejo y su potencial como recursos. Este esfuerzo requiere enfoques interdisciplinarios, marcos normativos consistentes, innovación tecnológica y, sobre todo, una sólida articulación entre ciencia, comunidad y política pública.

Con esta visión, esta publicación reúne una selección de trabajos que responden al lema ***"Caracterización, tratamiento y valorización de residuos"***, abordando cinco líneas temáticas prioritarias: *residuos orgánicos, residuos inorgánicos, microplásticos, rellenos sanitarios y economía circular*. Cada una de estas áreas refleja tanto la urgencia como la diversidad de estrategias necesarias para transitar hacia modelos de producción y consumo sostenibles.

Los artículos aquí presentados fueron sometidos a revisión por pares bajo criterios de calidad, pertinencia y aplicabilidad. Esta publicación no solo refleja los datos y avances alcanzados, sino que también es testimonio de un esfuerzo colectivo por avanzar hacia una gestión de residuos transformadora, sustentada en la ciencia, la cooperación y el compromiso social.

Asimismo, esta publicación se enmarca en una lógica de coherencia con los valores que promueve la adopción de prácticas sostenibles para reducir nuestra huella ambiental, como el uso de materiales reutilizables, la oferta de alimentos sin empaques, la minimización activa de residuos, el aprovechamiento y transformación de residuos, hacia una sociedad que adapte prácticas de economía circular con miras a un futuro de *cero residuos*.

Agradecemos profundamente a todas las personas autoras, revisoras, colaboradoras y organizadoras que hicieron posible este trabajo. Confiamos en que este volumen contribuya al diálogo técnico, al fortalecimiento de redes y a la generación de soluciones reales en favor de una economía circular regenerativa y socialmente incluyente.

Irma Robles
Carolina Martínez
Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., CIDETEQ

Contenido

Comité Científico ..... **ii**

Editorial ..... **v**

Contenido ..... **vi**

Área Temática 1. Residuos Orgánicos **1**

Aprovechamiento de residuos orgánicos en la Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco 2

Recuperación de suelos degradados en la UAM Azcapotzalco agregando composta producida con residuos de poda y jardinería 9

Estudio del efecto de las dimensiones de las pilas en el desarrollo del proceso de composteo 16

Valorización de biomasa lignocelulósica para la síntesis de materiales electrocatalíticos de carbón aplicados en la degradación electroquímica de amoxicilina 26

Biotransformación de residuos restauranteros mediante el uso de larva de mosca soldado negro 34

Aprovechamiento de material biosecado como sustrato en un sistema de lombricultivo con lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) 45

Estudio de la adsorción de fármacos en carbones activados de origen agroindustrial 54

Desarrollo de electrodos modificados con carbón activado provenientes de residuos agroindustriales y su evaluación en celdas de combustible microbianas 62

Caracterización del almidón de *Commelina coelestis*: potencial como fuente alternativa entre los almidones no convencionales 70

Bagazo de *Commelina coelestis Willd* como fuente de celulosa: síntesis y perspectivas industriales 77

Ecodiseño, fabricación y evaluación de ladrillos base celulosa proveniente de papel triturado para aplicaciones arquitectónicas 83

Aprovechamiento de residuos florales para la mitigación del cambio climático 93

Preparación de biocarbón de origen agroindustrial y posterior evaluación de la adsorción de fármacos 102

Área Temática 2. Residuos Inorgánicos **111**

Reciclaje de baterías de ion litio y separación de materiales activos de electrodos: estabilidad estructural, regularidad morfológica y gestión de residuos 112

Evaluación de fitotoxicidad de colillas de cigarro en plantas comestibles 118

Ánodos de baterías de Li–ion con heteroestructuras de MoS_2/materiales grafénicos depositados sobre láminas de cobre por Plasma Jet a Presión Atmosférica Automatizado 124

Valorización de residuos metálicos ricos en Fe y Pb como precursores activos para potenciar la fotocorriente de nanotubos de TiO_2 en sistemas electro-fotocatalíticos 132

Análisis del reciclaje en residuos de PP-talco industrial 142

Caracterización de residuos inorgánicos por SEM, EDS y XRD 149

Valorización de residuos de hierro en la síntesis de Fe_3O_4 y su aplicación como catalizador en un proceso Fenton para la remoción de colorantes 157

Área Temática 3. Microplásticos 166

Presencia de microplásticos en la composta de la UAM Azcapotzalco 167

Determinación de microplásticos asociados a la inadecuada disposición de residuos sólidos en una comunidad rural de Papantla, Veracruz 174

Determinación de la presencia de microplásticos en lirio acuático de la presa Endhó, Tula de Allende y Tepetitlán, Hidalgo 181

Microplásticos en un suelo agrícola de Malinalco, Estado de México 188

Estudio de la interacción entre microplásticos y bloqueador solar en un entorno marino simulado 197

Área Temática 4. Rellenos Sanitarios 205

Equipos utilizados para la cuantificación de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en sitios de disposición final: una revisión 206

Análisis y digitalización de las rutas de barrido en Orizaba, Ver. 215

Análisis de la generación y composición de residuos sólidos urbanos en Tlaxco, Puebla 224

Enfoque en la Disposición de Residuos Sólidos Urbanos en el Estado de México 232

Narrativas de participantes en cuatro estudios de generación y caracterización de residuos sólidos urbanos domiciliarios 241

Evaluación de impactos ambientales en dos sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en el Estado de México 251

Análisis de la ubicación geoespacial de los sitios de disposición final en el Estado de México 260

Casos de cierre de rellenos sanitarios en México debido a oposición social 270

Eficiencia de separación de residuos sólidos urbanos en la UAM Azcapotzalco 281

Área Temática 5. Economía Circular 291

Metodología para la para la caracterización de residuos domiciliarios 292

El reciclaje, elemento clave en el manejo de residuos en una Institución de Educación Superior 300

Economía circular: un análisis bibliométrico con enfoque en la Gestión de Residuos Sólidos 307

Desarrollo de un dispositivo electro-regenerable alimentado por energía solar utilizando carbón activado de cáscara de naranja para la desinfección de *Escherichia coli* en aguas residuales 316

Efecto sinérgico de la heterounión ZnO/CuO y el óxido de grafeno para una generación mayor de bioelectricidad 328

Evaluación del funcionamiento de una celda de combustible microbiano de placas paralelas y membrana cerámica, como sistema de tratamiento de agua y generación de energía eléctrica 337

Reconocimientos 344

Residuos orgánicos

ÁREA TEMÁTICA 1

Aprovechamiento de residuos orgánicos en la Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco

O1 AYCG

Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama, Cynthia Yadira Rodríguez Herrera, Bryan Yair González Barrera, Arely Areanely Cruz Salas, Rosa María Espinosa Valdemar, Juan Carlos Álvarez Zeferino*

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

*E-mail: jucaf@azc.uam.mx

Resumen

La Planta de Composta (PlanCom) se encuentra ubicada en la UAM-A con una superficie de 0.4 ha la cual representa el 0.2 %. Esta planta ha sido crucial en el tratamiento de los residuos orgánicos, principalmente de poda y jardinería de los cuales en un año recibió 352.1 m^3 de forma heterogénea de acuerdo con la temporada, además de tratar 1,815.65 kg de residuos de la cafetería de ensaladas, lo que comprende frutas y verduras, y 25.7 kg de residuos de café, sumado a esto se reciben residuos domiciliarios de la comunidad.

El proceso de composteo se realiza conforme a la norma NMX-AA-180-SCFI-2018, se manejan 10 pilas en proceso continuo (3–5 m^3) las cuales son monitoreadas en cuanto a temperatura y humedad, y se voltean manualmente. La duración total del proceso es de 3 a 8 meses, al término de cual se obtiene un mejorador de suelo rico en micro y macronutrientes.

Se han obtenido 88.8 ton desde que se inauguró la PlanCom los cuales se han dispuesto en áreas verdes, también se han empleado para la restauración de suelo erosionado y una parte se ha donado a la comunidad universitaria y a externos.

La PlanCom ha impulsado proyectos de investigación, docencia y apoyo social, siendo un ejemplo replicable de gestión de residuos orgánicos en instituciones educativas para promocionar la sustentabilidad.

Palabras Clave: café, composteo, residuos, restauración.

1. Introducción

La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A), cuenta con un plan de manejo de residuos desde hace más de 20 años [1]. Como parte de su fortalecimiento, en 2022 se puso en marcha la Planta de Composta (PlanCom) ubicada a

un costado de la puerta 1 dentro de la unidad, la cual ocupa un espacio de 0.4 ha lo que representa el 0.2 % de la superficie total de la universidad (Figura 1). Hasta octubre de 2023 trabajó de forma piloto y fue inaugurada en noviembre de 2023 [2].

Figura 1. Pilas de composta.

La PlanCom tiene como objetivo tratar los residuos orgánicos generados en la UAM - A, además de traer consigo un ahorro económico, concientizar a la comunidad de la importancia del tratamiento de residuos orgánicos, apoyar en proyectos de docencia e investigación y contribuir a que la UAM – A sea una universidad sustentable.

En la PlanCom principalmente se recibe material de poda y jardinería, además se trata una fracción de los residuos provenientes de la cafetería que oferta ensaladas y café, lo que comprende frutas y verduras y residuos orgánicos domiciliarios de la comunidad, con lo que se elaboran pilas con un tiempo aproximado de tratamiento de 3 a 8 meses y al concluir éste, se dispone el material en los suelos compactados dentro de la unidad y en la zona de árboles, también se realizan donaciones a la comunidad universitaria y a externos.

Su operación ha sido posible gracias al compromiso de docentes, estudiantes de servicio social, voluntarios y ciudadanos que participan en el programa de fotocívicas de la Ciudad de México.

Así mismo, se realizan diversas actividades de difusión dentro y fuera de la universidad, desde el desarrollo de proyecto de tesis, como investigación y talleres.

El presente trabajo tiene como objetivo presentar la experiencia de implementación, operación y resultados preliminares de la Planta de Composta de la UAM-A (PlanCom), como modelo universitario de gestión sustentable de residuos orgánicos, con énfasis en su articulación con la docencia, la investigación y la participación comunitaria.

2. Metodología experimental

La PlanCom tiene un flujo continuo de trabajo que incluye la recepción, montaje de pilas de composta y lombricomposta, monitoreo del proceso y disposición del material, de acuerdo con lo indicado en la NMX-AA-180-SCFI-2018 en la cual menciona el tipo de material que llega y su recepción, delimitación de área de trabajo dentro del que se destaca la zona de volteo y la de maduración, además de un control administrativo que engloba las entradas y salidas de quienes laboran, el registro del material que llega para incorporar al proceso y cuánto se dispone [3].

Los materiales que se presentan principalmente son hojas, ramas y pasto, los cuales son llevados por los jardineros en góndolas lo que permite un control volumétrico [4], aquellos residuos voluminosos como las ramas y troncos son apilados para su trituración y posterior incorporación.

Se tienen 10 pilas en proceso continuo las cuales se voltean manualmente con bieldos, también se monitorea la temperatura con medidores de vástago y la humedad con la prueba de puño. Durante este monitoreo se incorporan residuos orgánicos provenientes de la comunidad universitaria, cafetería y residuos de café de los diferentes departamentos de la unidad. Después de 3 a 8 meses se tiene un mejorador de suelos rico en micro y macronutrientes.

Una vez que se obtiene un compost maduro se procede a realizar una caracterización por lote donde se toman 10 muestras simples en puntos equidistantes y se mezclan para obtener una muestra compuesta de aproximadamente 1 kg y se proceden a realizar análisis en el laboratorio. Se utiliza el método gravimétrico para determinar humedad y materia orgánica, por otro lado, se ocupan equipos para determinar el pH (pH-metro) y la conductividad (conductímetro), para el caso del nitrógeno se realiza una digestión Kjeldahl, así mismo para C:N se determina a partir del contenido de carbono orgánico y nitrógeno total y por último se realizan pruebas de fitotoxicidad con el índice de germinación.

Parte de este mejorador de suelos se dispone en el arbolado y áreas verdes, así como para la recuperación de suelos de la unidad y también se hacen donaciones a la comunidad universitaria y externos.

3. Resultados y discusión

El intervalo de recepción de residuos de poda y jardinería comprende los 127.9 - 383.7 kg diarios. En el periodo de abril 2024 a abril 2025 se recibió un total de 352.1 m^3, no obstante, la cantidad de residuos por trimestre y el periodo intertrimestral varía tal como se muestra

en la Figura 2, las variaciones de los residuos se deben principalmente a la estación del año, por ejemplo, en verano se tiene una alta presencia de pasto mientras que en otoño las hojas son las más predominantes.

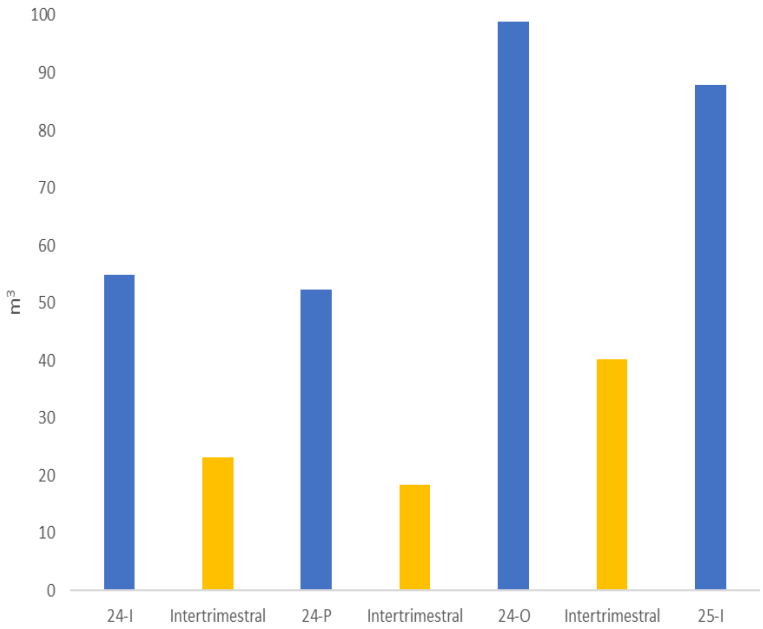


Figura 2. Recepción de material de poda y jardinerías en m^3 por trimestre.

De acuerdo con el registro de tres trimestres, se recibieron 1,815.65 kg de residuos generados por la cafetería en las pilas de composta, además de 25.7 kg de residuos de café recolectados en oficinas de los departamentos de Energía y Economía.

Respecto a la obtención del mejorador de suelos por año, se observó un incremento significativo entre el año de inicio de las actividades en 2023, con una producción de 1.6 ton, y en el 2024, con 52.1 ton, toneladas. Hasta la fecha, se ha alcanzado una producción acumulada de 88.8 ton (Figura 3). Estos datos evidencian una tendencia creciente en la generación de este producto, lo que refleja el fortalecimiento del proceso de compostaje en la planta.

El mejorador de suelos obtenido presenta características fisicoquímicas favorables para su uso (Tabla 1) agrícola y ambiental, conforme a lo establecido en la NMX-AA-180-SCFI-2018 (Tabla 1). Se observaron valores adecuados de humedad, conductividad eléctrica, pH ligeramente alcalino, porcentaje de materia orgánica e índice de germinación, en su mayoría clasificados como tipo I, Además, la relación carbono nitrógeno (C:N) osciló entre 15 - 30, proporciones aceptables para productos compostables [5].

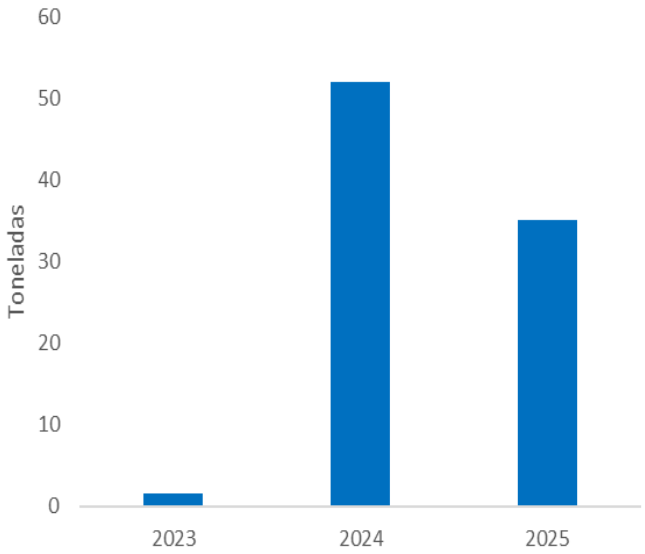


Figura 3. Generación de composta madura en toneladas por año.

Tabla 1. Parámetros analizados respecto la NMX-AA-180-SCFI-2018.

Parámetro	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4
Humedad (% masa)	I	I	I	I
pH	I	I	I	I
Conductividad (dS/m)	I	I	II	II
Materia Orgánica (% MS)	I	I	I	II
Nitrógeno total (% MS)	I 2.3 %	I 2.8 %	II 1.3 %	II 1.0 %
Relación C:N	II	II	II	II
Fitotoxicidad (% IG)	I	I	I	I

En cuanto a la disposición del mejorador de suelos, se han aplicado 32 ton en actividades de restauración de suelos compactados y mantenimiento del arbolado dentro de la unidad. El volumen restante fue donado a miembros de la comunidad universitaria y a usuarios externos.

Desde 2024 a la fecha se han llevado a cabo proyectos de integración (tesis), difusión de investigación la cual ha sido de forma nacional como internacional (AIDIS), además de la impartición de talleres y cursos acerca del análisis de composta y suelo para la comunidad universitaria y externos como en algunos Institutos de Educación Media Superior (IEMS), comunidades como Juan Galindo y Xicotepec de Juárez en Puebla.

En cuanto al desarrollo de proyectos de docencia se han visto beneficiados las diferentes materias que se han apoyado en su desenlace de forma parcial o total dentro de las tres

divisiones de la unidad, ciencias básicas e ingeniería (CBI), ciencias sociales y humanidades (CSH) y ciencias y artes para el diseño (CyAD).

El programa de fotocívicas ha involucrado a aproximadamente 214 personas en 2024 y en 2025 a 116 personas las cuales se han visto beneficiadas del conocimiento y trabajo físico que genera conciencia dentro del campo ambiental y social.

Desde que inicio la PlanCom se propusieron objetivos a corto, mediano y largo plazo demostrando que las capacidades de esta superaron las expectativas llegando a cumplir incluso una parte de los objetivos que se tenían para dentro de 4 años entre los que se encuentran la incorporación de los residuos de la cafetería y la vinculación de la planta con la alcaldía u otras instituciones.

4. Conclusiones

La Planta de Composta de la UAM Azcapotzalco ha demostrado ser una estrategia efectiva para el manejo sustentable de residuos orgánicos, al aprovechar materiales provenientes de poda, jardinería, cafetería y la comunidad. Desde su puesta en marcha, la producción de composta ha crecido de manera sostenida, alcanzando 88.8 toneladas hasta la fecha.

La planta de composta generado cumple con los parámetros de calidad establecidos por la norma NMX-AA-180-SCFI-2018, siendo apto para uso agrícola y ambiental. Se han aplicado 32 toneladas en la restauración de áreas verdes dentro de la universidad y se ha distribuido el resto a la comunidad universitaria y a externos, promoviendo beneficios ecológicos y sociales.

Además, la PlanCom ha fortalecido la docencia, la investigación y la vinculación social, participando en congresos, apoyando tesis y colaborando con diversas instituciones. La participación de más de 300 personas en el programa de fotocívicas ha reforzado el compromiso comunitario, superando incluso metas proyectadas a cuatro años, y posicionando a la planta como un modelo replicable en otras instituciones educativas.

5. Agradecimientos

A la planta de composta de la UAM-A y todos los participantes que han precedido y que actualmente se encuentran activos, así como a los jardineros, intendentes, al programa de fotocívicas, a la comunidad universitaria que se ha visto involucrada y a las comunidades que han permitido la difusión del trabajo.

6. Referencias

[1] R. María, E. Valdemar, S. Turpin Marion, R. Carlos, V. Solís, A.V. Morillas, A. De La Luz, C. Ramos, A. De La, T. Vega, B. Alejandra, G. García, La gestión ambiental en una institución de educación superior asociada a las prácticas de separación y recuperación de residuos, Revista Internacional de Contaminación Ambiental 29 (2013) 49–57.

[2] R.M. Espinosa Valdemar, J.C. Álvarez Zeferino, A.A. Salas Cruz, A. Vázquez Morillas, M. Velasco Pérez, (PDF) Memorias 2o Encuentro de experiencias en plantas de composta, 2024. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30320.67843.

[3] Secretaria 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 fi, (2018).

[4] Luna Rivera Paola, Ramos Quintana Alondra, Espinosa Valdemar Rosa María, Álvarez Zeferino Juan Carlos, Diseño e implementación de la planta piloto de composta en la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco, Universidad Autónoma Metropolitana, 2021.

[5] R.M. Espinosa Valdemar, A.A. Cruz Salas, J.C. Álvarez Zeferino, Planta de composta de la UAM-Azcapotzalco, Primer aniversario, in: 2024.

Recuperación de suelos degradados en la UAM Azcapotzalco agregando composta producida con residuos de poda y jardinería

O1 CYRH

Cynthia Yadira Rodríguez Herrera, María Sabina Benítez Gutiérrez[1], Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama[1], Bryan Yair González Barrera[1], Zuley Sabina Zúñiga Navarrete[1], Arely Areanely Cruz Salas[1], Rosa María Espinosa Valdemar[1], Juan Carlos Álvarez Zeferino[1*]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo, No. 420, Col. Nueva el Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, México.

*E-mail: jucaf@azc.uam.mx

Resumen

El estudio desarrollado en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A) tuvo como objetivo restaurar áreas de suelo degradado mediante la aplicación de composta producida en la Planta de Composta de la unidad a partir de residuos de poda y jardinería. Se identificaron zonas erosionadas por el tránsito constante de la comunidad universitaria, lo que resultó en compactación del suelo, pérdida de vegetación y deterioro de los servicios ecosistémicos.

El tratamiento consistió en la aplicación de una capa de composta antes de la temporada de lluvias, con evaluaciones pre y post tratamiento, realizando muestreo y análisis conforme a las normas NMX-AA-132-SCFI-2016 y NOM-021-SEMARNAT-2000. Se llevaron a cabo pruebas fisicoquímicas, biológicas y colorimétricas para determinar el impacto.

Los resultados mostraron mejoras significativas: la materia orgánica aumentó de 4.62 % a 11.52 %, el carbono orgánico de 2.68 % a 5.62 %, y el espacio poroso pasó de 7.56 % a 38.65 %. Asimismo, se registró un incremento notable en las unidades formadoras de colonias de bacterias (de 265 a 25,987 UFC/g) y hongos (de 80 a 2,325 UFC/g), lo cual refleja una reactivación microbiana del suelo. También se observó un aumento en la disponibilidad de macronutrientes como potasio y nitrógeno.

El proyecto evidencia que el uso de composta no solo mejora las propiedades del suelo, sino que también promueve un manejo sostenible de los residuos orgánicos dentro de la institución, contribuyendo a la restauración ecológica de espacios verdes y fortaleciendo prácticas ambientales universitarias sostenibles.

Palabras Clave: áreas verdes, erosión, fertilizante orgánico, universidad.

1. Introducción

El suelo es una mezcla constituida por materia orgánica, agua, minerales, gases, micro y macroorganismos [1], el cual tiene un papel fundamental en los diferentes procesos biogeoquímicos ya que es el recubrimiento de 29 % de la superficie del planeta y forma parte del ciclo global del carbono debido a su habilidad de absorberlo y almacenarlo. La diversidad de suelos existentes se debe al conjunto de características que posee, la textura está relacionada con la retención de agua la cual puede ser hasta 90 % de su masa en agua, además de mantener la disponibilidad de nutrientes por la capacidad de intercambio catiónico y generar una relación con la actividad de organismos.

Sin embargo, existen factores que influyen en la degradación del suelo que pueden ser por procesos naturales o por los asociados a actividades antropogénicas. Una tercera parte del suelo a nivel mundial se encuentra degradado [2], por otro lado, a nivel nacional se reportan una degradación del suelo del 64 % [3], lo cual representa una amenaza para la salud de los ecosistemas terrestres que sostienen el 59 % de las especies, debido a la sobreexplotación de éste [4]. Lo que afecta la porosidad y a la infiltración de agua, impidiendo que ésta regrese a los mantos freáticos, al tener compactación restringen el desarrollo de las raíces, retrasan la germinación y disminuye la biodiversidad del suelo [5], además de cambiar las condiciones de aerobias a anaerobias. La importancia de conservar y recuperar los suelos radica en los diferentes servicios ambientales que presta al proveer, regular y sostener los ecosistemas.

En la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco (UAM-A) se encuentra un espacio amplio de arbolado y áreas verdes los cuales son usados como sitios sociales, por donde constantemente transita la comunidad universitaria lo que genera una compactación de éstas causando que la vegetación sea casi imperceptible dejando a la vista el suelo lo que crea todo lo antes mencionado, además de una mala visión estética del sitio.

Adicionar composta a los sitios erosionados propicia una mejora en la estructura del suelo brindando una reducción en la densidad aparente y la resistencia a la penetración, propiciando el crecimiento de raíces [5], y aumentando las tasas de infiltración lo que disminuye la escorrentía superficial y la pérdida del suelo durante las fuertes lluvias.

Esta estrategia no sólo mejora las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, sino que también promueve el manejo sustentable de residuos orgánicos generados en la unidad, contribuyendo así a la restauración ecológica y al fortalecimiento de prácticas universitarias sostenibles.

Este estudio tuvo como objetivo conocer y restaurar la calidad del suelo de los espacios erosionados dentro de la UAM-A, presentando los avances logrados mediante la aplicación de composta elaborada en la Planta de Composta de la unidad a partir de residuos de poda y jardinería.

2. Metodología experimental

Para evaluar el impacto de la aplicación de composta sobre el suelo erosionado de la UAM unidad Azcapotzalco (Figura 1), se tomaron en consideración: el periodo estacional de lluvia, el área a recuperar, y el estado inicial y final del suelo. Durante el primer periodo, en mayo de 2024, se aplicó composta previo a la temporada de lluvias y se realizó un muestreo del suelo a tratar, un segundo muestreo se realizó al término del periodo de precipitación en febrero del 2025.

Figura 1. Suelo erosionado en la UAM-A.

2.1 Selección y delimitación del área de estudio

El área destinada a la restauración se localizó en la parte trasera del edificio D (dividida a su vez en tres zonas) y en el edificio B de la UAM-A, cada una con diferente superficie de como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Zonas de intervención.

Edificio	Zona	Superficie (m^2)
D	1	95.2
D	2	25.3
D	3	148.8
B	No aplica	1,267.8

2.2 Muestreo y aplicación de la composta

Tomando como referencia la NMX-AA-132-SCFI-2016 [6], se desarrolló un plan de muestreo exploratorio, para ello se tomaron 6 muestras compuestas por zonas, mediante un patrón de zigzag a una profundidad de aproximadamente 10 cm. Posteriormente, en cada zona, se llevó a cabo un labrado superficial del suelo y se aplicó una capa de composta de aproximadamente 10 cm de espesor.

Las muestras obtenidas se sometieron a secado a temperatura ambiente durante 24 horas, se tamizaron con mallas de 2 mm y se realizó un cuarteo con un marco de 20 x 20 cm para obtener una muestra representativa de 100 g por zona.

2.1 Análisis fisicoquímico y biológico del suelo

Para la determinación de parámetros fisicoquímicos se realizaron análisis cuantitativos conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 [7], complementando con análisis cualitativos de macronutrientes.

a) Análisis cuantitativos en laboratorio: se realizaron los análisis de materia orgánica, nitrógeno, conductividad eléctrica, densidad aparente y espacio poroso para una muestra compuesta de todas las zonas restauradas. Así mismo, con el fin de evaluar la actividad biológica del suelo se realizó un conteo de unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias y hongos mediante diluciones seriadas técnicas microbiológicas estándar.
b) Análisis cualitativos in situ: se utilizó el kit HI 3896 HANNA para evaluar la presencia relativa de macronutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) y pH en cada una de las zonas de estudio. Las pruebas se realizaron directamente en campo, empleando reactivos colorimétricos y comparadores visuales que indicaron los niveles de cada macronutriente.

3. Resultados y discusión

El impacto del tratamiento del suelo mediante aplicación de la composta en las áreas seleccionadas muestra mejoras en ambas determinaciones, tanto cualitativa respecto a la presencia de macronutrientes, como cuantitativa respecto a las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del suelo tratado.

En cuanto a la determinación cualitativa de macronutrientes, como se observa en la Tabla 2, se reflejaron notables cambios tras la aplicación de composta en las diferentes zonas tratadas.

En cuanto al fósforo (P), los niveles se mantuvieron altos en todas las zonas, excepto en la zona B, donde disminuyó de alto a medio. Respecto al potasio (K), los valores aumentaron en todas las subzonas, lo cual refleja una mejora en la disponibilidad de este nutriente. En lo que se refiere al nitrógeno (N), los resultados fueron más variables, en la zona 1 disminuyó de alto a medio, en la zona 2 aumentó de medio a alto, en la zona 3 se mantuvo medio, y en el edificio B permaneció alto.

Tabla 2. Determinación cualitativa de macronutrientes por zona restaurada.

Zona	**1**		**2**		**3**		**Edificio B**	
Nutriente	**Pre**	**Post**	**Pre**	**Post**	**Pre**	**Post**	**Pre**	**Post**
P	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Medio
K	Traza	Bajo	Traza	Medio	Traza	Medio	Traza	Alto
N	Alto	Medio	Medio	Alto	Medio	Alto	Alto	Alto

Por otro lado, los datos cuantitativos de la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos, de la muestra compuesta de todas las zonas, descritos en la Tabla 3 también muestran mejoras entre el primer y el segundo periodo de muestreo.

Tabla 3. Determinación de parámetros fisicoquímicos.

Parámetros	**Primer período**	**Segundo período**
Fisicoquímicos		
	Previo	**Posterior**
pH	8.11	8.23
Conductividad eléctrica (dS/m)	156.3	158.6
Carbono orgánico (%)	2.68	5.62
Materia orgánica (%)	4.62	11.52
Densidad aparente (g/cm^3)	1.32	1.22
Espacio poroso (%)	7.56	38.65
Biológicos		
Bacterias mesófilas (UFC/g)	265	25, 987
Hongos (UFC/g)	80	2,325

El pH se mantuvo relativamente estable, aumentando ligeramente de 8.11 a 8.23. La conductividad eléctrica mostró un leve aumento de 156.3 a 158.6 dS/m, lo que indica una ligera mayor presencia de sales solubles, posiblemente asociadas a los componentes de la composta. Los contenidos de carbono orgánico y materia orgánica aumentaron significativamente, de 2.68 % a 5.62 % y de 4.62 % a 11.52 %, respectivamente, lo que evidencia una mejora en la calidad del suelo gracias al aporte de materia orgánica debido

a la composta. La densidad aparente del suelo disminuyó de 1.32 a 1.22 g/cm³, mientras que el espacio poroso se incrementó de 7.56 % a 38.65 %, lo cual indica una mejora en la estructura del suelo, facilitando la aireación y retención del agua.

El aumento significativo en las unidades formadoras de colonias (UFC) tanto de bacterias mesófilas como de hongos tras la aplicación de composta representa uno de los hallazgos más relevantes del estudio, ya que refleja una activación microbiológica esencial para la restauración del suelo. Las bacterias mesófilas, que prosperan a temperaturas moderadas (20–45 °C), cumplen funciones clave en la descomposición de la materia orgánica, la transformación de nutrientes y la estabilización de agregados del suelo. Su incremento de 265 a 25,987 UFC/g representa un crecimiento de casi dos órdenes de magnitud, lo cual sugiere condiciones óptimas generadas por la composta para su proliferación: mayor disponibilidad de carbono, humedad adecuada y porosidad incrementada.

En paralelo, el aumento de las colonias de hongos, de 80 a 2,325 UFC/g, también es destacable. Los hongos del suelo son fundamentales para la formación de micelio que estabiliza la estructura del suelo, facilita la absorción de nutrientes por las raíces (especialmente fósforo) y promueve la simbiosis con las plantas (micorrizas). Este incremento también puede asociarse al aporte de lignina y celulosa presentes en los residuos de poda, que actúan como sustrato para la actividad fúngica.

Ambos grupos microbianos son indicadores clave de la salud y funcionalidad del suelo. Su incremento no solo demuestra una mejora en la biodiversidad edáfica, sino que contribuye activamente a procesos como el reciclaje de nutrientes, la mejora de la fertilidad y la resiliencia ecológica del suelo, elementos imprescindibles en su recuperación integral.

4.Conclusiones

Los espacios públicos dentro de instituciones como lo es la UAM-A son de vital importancia para la comunidad que los utiliza. La restauración de estos espacios con composta producida por los residuos de la misma unidad representa no sólo un buen aprovechamiento de éstos, sino también la oportunidad de poseer áreas verdes de mejor calidad.

Los resultados proyectan un incremento exponencial de parámetros como la materia orgánica, y carbono orgánico, además de un aumento significativo de las colonias fúngicas y bacterianas, en conjunto todas estas características demuestran que el suelo estudiado mejoró su fertilidad y resiliencia dando pauta a que, con los resultados obtenidos, se logre restaurar a futuro, toda zona erosionada de la UAM -A.

5. Agradecimientos

De manera general a todas y cada una de las personas que han contribuido a que la planta de composta sea no solo un espacio de aprendizaje sino de comunidad, entre los servicios sociales y voluntarios previos y actuales, a los responsables y autores de este proyecto por brindar la oportunidad.

6. Referencias

[1] D. L. Sparks, “Fundamentals of Soil Chemistry,” in Encyclopedia of Water, 2019, pp. 1–11. doi: https://doi.org/10.1002/9781119300762.wsts0025.

[2] FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, “Suelos sanos para una población y un planeta sanos: la FAO reclama que se revierta la degradación de los suelos.” Accessed: Jun. 17, 2025. [Online]. Available: https://www.fao.org/global-soil-partnership/resources/highlights/detail/es/c/1470629/

[3] INDESOL - Instituto Nacional de Desarrollo Social, “Degradados, 64% de los suelos en México.” Accessed: Jun. 17, 2025. [Online]. Available: https://www.gob.mx/indesol/prensa/degradados-64-de-los-suelos-en-mexico

[4] A. N. Shah et al., “Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview,” Environ. Sci. Pollut. Res., vol. 24, no. 11, pp. 10056–10067, 2017, doi: 10.1007/s11356-017-8421-y.

[5] B. Rompato et al., “Cork and Compost as Mitigators of Soil Compaction from Trampling in Urban Green Areas: Effects on Plant Growth and Soil Functionality,” Urban Sci., vol. 9, no. 1, p. 5, Jan. 2025, doi: 10.3390/URBANSCI9010005/S1.

[6] CONANCE, NMX-AA-132-SCFI-2016. MUESTREO DE SUELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y LA CUANTIFICACIÓN DE METALES Y METALOIDES, Y MANEJO DE LA MUESTRA (CANCELA A LA NMX-AA-132-SCFI-2006). 2016.

[7] SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, NOM-021-SEMARNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. 2000, p. 58.

Estudio del efecto de las dimensiones de las pilas en el desarrollo del proceso de composteo

O1 FRM

Yaimi Mena Martínez[1], Diego A. Nieto Monteros[2], Carlos Orozco Álvarez[1], Fabián Robles Martínez[1]*

[1]Instituto Politécnico Nacional, Sección de Estudios de Posgrado e Investigación, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. Av. Acueducto, La Laguna Ticomán, Gustavo A. Madero, 07340 Ciudad de México, México

[2] Universidad Regional Amazónica Ikiam, Facultad de Ciencias de la Vida. Ecuador

*E-mail: froblesm@ipn.mx

Resumen

El tamaño y la configuración de las pilas de composta influyen en la distribución y evolución de la temperatura durante la fase termofílica, afectando su intensidad y su relación con otros factores del proceso, lo que tiene un impacto directo con la calidad del producto final. Este estudio analizó cómo las dimensiones de las pilas afectan los tiempos de proceso y el desarrollo térmico en cuatro pilas de diferente tamaño. En las dos pilas más pequeñas, conforme fue aumentando el tamaño de la pila, la temperatura máxima alcanzada también, sin embargo, en las pilas mayores se observó lo contrario. Los perfiles de temperatura obtenidos se modifican drásticamente conforme va aumentando el tamaño de pila, de tal manera que en la pila más pequeña la zona más caliente se encuentra al centro, pero para la pila más grande la zona más caliente se registró entre 30- 40 cm de la superficie al interior de la pila, lo cual se atribuye a la concentración de oxígeno como principal factor limitante. Las temperaturas máximas fueron (PC1: 62.7 °C, PC2: 76.2 °C, PC3: 75.5 °C) y (PC4: 66.1 °C). Hay una relación directa entre el tamaño de las pilas y la duración del proceso, en particular en la fase termofílica ya que un mayor volumen permite la retención de calor y reduce la variabilidad térmica de las pilas. Las temperaturas más bajas en todas las pilas se registraron en la superficie y el fondo, mientras que las más altas se ubicaron entre 0.3 y 0.5 m de profundidad en todas las pilas.

Palabras Clave: composta, tamaño de pila, fase termofílica, perfil de temperatura, residuos de manejo especial.

1. Introducción

El compostaje se realiza en dos fases principales: la fase biooxidativa y la fase de maduración o curado. La fase biooxidativa comprende tres etapas: mesofílica, termofílica y de enfriamiento [1]. La etapa termofílica se caracteriza por un aumento elevado de la temperatura alcanzando rangos entre 45 °C a 70 °C, debido a la intensa actividad metabólica de microorganismos termófilos que descomponen compuestos complejos como celulosa, hemicelulosa y lignina [2]. La liberación de calor en el compostaje depende de la temperatura inicial, pH, la relación C/N, el contenido de humedad, tamaño de partícula, estructura de los materiales, la frecuencia y modo de aireación y las dimensiones de las pilas [3].

Dependiendo de las condiciones del proceso, la fase termofílica puede durar desde varias semanas hasta meses, la temperatura en esta fase es un indicador clave de la calidad del proceso y del compost final [4]. Por otro lado, la configuración física de la pila y su dimensionamiento afectan su capacidad para retener y distribuir el calor, algunos autores [5] expresan que pilas más grandes, homogéneas y correctamente estructuradas en cuanto a composición, tienden a retener mejor el calor generado mediante el desarrollo de la actividad microbiana. Sin embargo, pilas mal conformadas pueden tener zonas frías debido a la falta de uniformidad en la distribución del material y la aireación, afectando la temperatura general. Las dimensiones de las pilas de compostaje tienen un impacto significativo en el comportamiento del proceso, particularmente en la fase termofílica. Por otro lado, se ha reportado que los sistemas de aireación pasiva dependen de la difusión y la convección natural para el transporte de oxígeno, siendo los mecanismos clave por los cuales el oxígeno se mueve desde el aire hacia la matriz del compost [6]. Además, refieren que en sistemas que utilizan aire ambiental, la altura máxima recomendada es de 2 a 3 metros. Estas pilas también pueden presentar desafíos, como la compactación, que puede afectar negativamente el proceso si no se controlan adecuadamente, como lo observado en la investigación realizada por Varnero et al. [7]. El tamaño de la pila juega un papel crucial en la variación de la temperatura, sin embargo, el tamaño y la conformación de la pila han sido temas poco estudiados para la optimización del proceso de compostaje y el comportamiento de sus parámetros de control más importantes, así como la determinación de que existe una relación directa entre las dimensiones de la pila y la duración, así como la intensidad de la fase termofílica del proceso de compostaje.

2. Metodología experimental.

2.1. Conformación y estructura de las pilas de composta

2.1.1 Elaboración de pilas de composta

En la Planta de Producción de Composta del Instituto Politécnico Nacional se formaron cuatro pilas de composta las cuales fueron hechas de desechos de poda tales como madera triturada (molsh), hojas, pasto (tres capas con los mismos materiales) y composta (usada como inóculo en la capa final). Las dimensiones para las distintas pilas se establecieron tomando como base la altura (H), a su vez el ancho base (AB) fue 2H y el largo base (LB) fue 3H, cada pila fue cubierta con un plástico para invernadero, con la finalidad de atenuar efectos del ambiente. Esta información se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Dimensiones, peso y volumen de las pilas de composta.

Pila	Dimensiones (m) (LB; AB; H; LS; AS)	Componentes (kg)	Peso total (kg)	Volumen (m^3)
PC1	1.5; 1.0; 0.5; 1.2; 0.7	Molsh (43.40), Hoja (61.43), Pasto (108.22), Composta (107.91)	321	0.6
PC2	3.0; 2.0; 1.0; 2.4; 1.7	Molsh (613.13), Hoja (599.52), Pasto (692.98), Composta (1053.10)	2959	5.1
PC3	4.5; 3.0; 1.5; 3.0; 1.7	Molsh (783.88), Hoja (1471.40), Pasto (2884.66), Composta (1844.24)	6784	13.6
PC4	6.0; 4.0; 2.0; 5.2; 3.5	Molsh (671.86), Hoja (2419.57), Pasto (2382.55), Composta (2782.13)	8256	42.1

Cada pila fue volteada manualmente (con el fin de proveer oxígeno al sistema) y humedecida con agua (hasta alcanzar un 55%) una vez por semana. Además, después de cada volteo cada pila se mantuvo con dimensiones constantes de altura (H) y ancho base (AB), mientras que el largo de la pila (LB) se redujo durante el proceso de composteo.

2.2. Análisis fisicoquímico

La tabla 2 muestra los análisis fisicoquímicos realizados, la frecuencia y el método empleado.

2.3. Efecto de la temperatura

Para la medición de la temperatura durante el proceso de compostaje, se emplearon termómetros bimetálicos y termopares conectados a una computadora equipada con el software Opto22. Se registraron las temperaturas de las pilas de composta en 6 puntos a diferente profundidad en el eje vertical, en otros 6 puntos en el eje horizontal (como se muestra en la Figura 1) y también se registró la temperatura ambiente.

Tabla 2. Análisis fisicoquímico.

Análisis	Frecuencia	Método
Humedad (%)	Semanal	Gravimétrico
Densidad (kg/m^3)	Semanal	Se registró volumen y peso
M.O (%)	Semanal	Gravimétrico
Cenizas (%)	Semanal	Gravimétrico
Carbono (%)	Semanal	Gravimétrico
N.T (%)	Semanal	Micro Kjeldahl
pH	Semanal	Potenciométrico
C/N	Inicio y final	Constante de Jackson (1970)

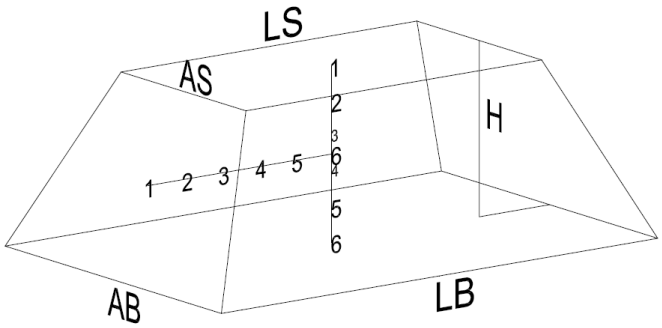


Figura 1. Localización de los termopares en los ejes vertical y horizontal en las pilas de composta.

Es importante señalar algunas limitaciones del presente estudio: se trabajó con cuatro pilas únicas, sin réplicas, lo cual limita la posibilidad de realizar análisis estadísticos robustos. Además, no se realizaron análisis microbiológicos que permitieran correlacionar directamente la actividad térmica y fisicoquímica con los cambios en las poblaciones microbianas involucradas en el proceso. Tampoco se efectuó un monitoreo continuo de gases, los cuales son indicadores importantes de la actividad biológica y del estado aeróbico del compostaje. Estas limitaciones abren la posibilidad de estudios complementarios que integren variables microbiológicas y gaseosas para un entendimiento más completo del proceso.

3. Resultados y discusión

3.1 Análisis de los perfiles de temperatura

En la tabla 3 se presenta un resumen de la temperatura máxima alcanzada en cada pila, el punto donde se registró este valor y la duración de la fase termofílica.

En la tabla 3 se observa que el tamaño de la pila influye en la duración de la fase termofílica y en la temperatura máxima alcanzada en el proceso. La pila más grande (PC4) mantuvo

temperaturas superiores a 40 °C durante casi cuatro veces más tiempo que la pila más pequeña (PC1), lo que indica una mayor retención en pilas de mayor volumen. A medida que aumenta el tamaño de pila, aumenta la temperatura máxima alcanzada para PC1 y PC2, no siendo así para las pilas más grandes, donde PC3 registró un máximo ligeramente menor a PC2, aunque muy similar y PC4 registró los valores más bajos.

Tabla 3. Duración e intensidad de la fase termofílica en las pilas de composta.

Pila	PC1	PC2	PC3	PC4
Temperatura máxima (°C)	62.7	76.2	75.5	66.1
Eje de la pila	horizontal	vertical	horizontal	horizontal
Punto de localización	6	3	2	2
Distancia de la superficie (m)	0.5 m	0.4 m	0.3 m	0.4 m
Días con temperatura mayor a 40 °C	40	75	120	150

En la Figura 2, se muestran los perfiles de temperatura obtenidos en cada pila a partir de las diferentes profundidades monitoreadas, en el caso de PC1 y PC2, la zona más caliente se encuentra al centro+, por otro lado, en PC3 y PC4 la zona más caliente fue registrada hacia los extremos centro-superiores. Sin embargo, como se observa en la tabla 2, en las 4 pilas, las temperaturas máximas fueron registradas entre 0.3-0.5 m de profundidad. Los resultados obtenidos en las pilas de este estudio son comparables con los del estudio de Malwana et al., donde analizaron pilas desde 0.25 m^3 hasta 4.5 m^3, donde las temperaturas máximas de todas las pilas fueron registradas entre 15-30 cm desde la superficie al centro [8] , el análisis de este estudio se basa en la distribución del oxígeno dentro de la pila donde explican que en sistemas sin aireación forzada, la difusión natural de oxígeno es más efectiva en las capas externas, favoreciendo la actividad microbiana aeróbica y, por ende, la generación de calor. Este comportamiento implica que en la pila más pequeña (PC1) se encuentra la zona más caliente en el centro, sin embargo, a medida que aumenta el tamaño de pila, los perfiles térmicos se modifican drásticamente, para la pila más grande (PC4) la zona más caliente se registra entre 30-40 cm de profundidad de la superficie al centro. Estudios previos, han demostrado que, a diferencia de los sistemas de aireación forzada, en pilas volteadas manualmente, la deficiencia de oxígeno en el centro puede ocurrir unas horas después del volteo, lo que reduce la actividad microbiana en esa zona y desplaza los puntos de temperatura máxima hacia las capas exteriores, donde el oxígeno está más disponible [9]. Por otro lado, Tirado & Michel identificaron en su estudio que antes de realizar

el volteo [10], se observó que las temperaturas eran notablemente más elevadas en las pilas de mayor tamaño, mientras que los niveles de oxígeno tendían a ser más bajos en comparación con las pilas más pequeñas.

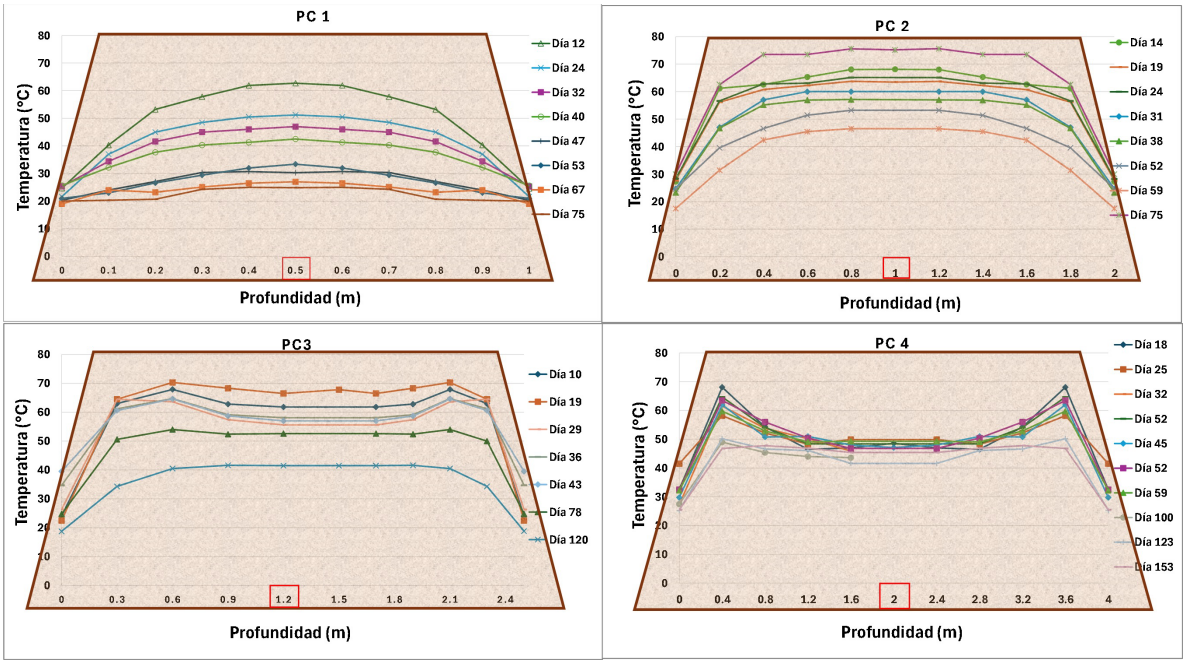


Figura 2. Perfiles de temperatura en las pilas de composta. Los valores de temperatura corresponden a mediciones en un intervalo de profundidad de 0 a 0.5 m, 1.0 m, 1.5 m y 2.0 m, respectivamente. Los valores restantes se repitieron empleando el principio de simetría.

Contreras Cisneros et al. [11], evaluaron pilas de biosecado con 372 y 494 kg, registrando concentraciones de O_2 entre 12.64% y 20.94% a 0.3 m de profundidad, y valores tan bajos como 1–2% a ≥0.4 m, coincidiendo con el pico de actividad microbiana. Aunque el proceso fue de biosecado, en sus primeras etapas se comporta de forma similar al compostaje, lo que confirma que la disponibilidad de oxígeno influye en la intensidad y ubicación de la actividad microbiana.

Otros factores como la relación C/N inicial y las características físicas del material (densidad aparente, porosidad), influyen significativamente en la distribución del calor [4]. Una relación C/N equilibrada promueve la actividad microbiana aeróbica eficiente [3], en este estudio todas las pilas iniciaron con una relación C/N adecuada pero las diferencias en su reducción sugieren variaciones en la intensidad del proceso: PC1 y PC2 muestran una disminución más notable en sus relaciones C/N iniciales respecto a sus valores finales, indicando un proceso de compostaje más avanzado, debido a una mayor degradación de compuestos carbonosos respecto a los nitrogenados, según estudios como el de Kong et al. [3].

Asimismo, la mayor densidad observada en las pilas de mayor tamaño, especialmente en PC4 (con menor porcentaje de material estructural: 8.14%), pudo haber limitado la difusión de oxígeno hacia el centro, lo que contribuyó a la localización periférica de las zonas más calientes. Según Kristanto et al. [12], esto afecta directamente la porosidad y puede reducir la aireación, incidiendo negativamente en la eficiencia del compostaje.

3.2 Análisis estadístico

El análisis de distribución de estos perfiles mostrado en un gráfico Boxplot (figura 3), demuestra por qué a medida que aumenta el tamaño de pila, aumenta la temperatura máxima alcanzada, no siendo así para las pilas más grandes, sin embargo, a pesar de los picos máximos registrados en todas las pilas, se observó que a medida que aumentaba el tamaño de pila, aumentaba la temperatura máxima promedio.

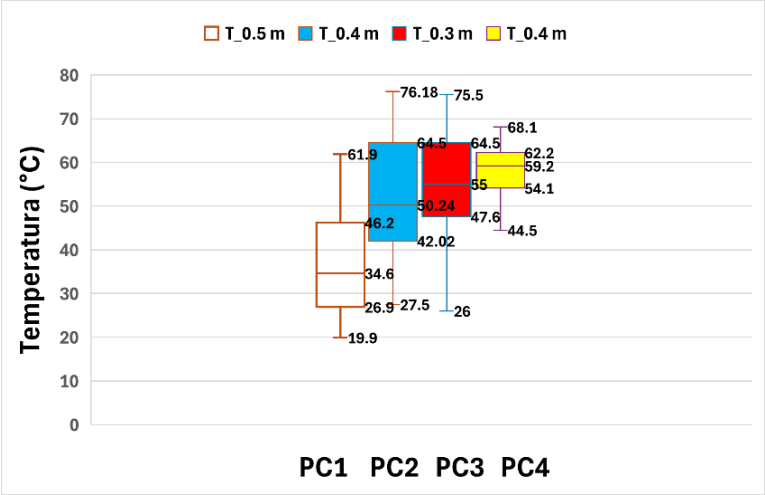


Figura 3. Comportamiento de las temperaturas máximas en las pilas de composta.

Esto desencadenó en una fase termofílica más prolongada, lo que sugiere que la mayor masa de material en degradación favoreció la conservación del calor a lo largo del proceso. El Boxplot refleja que las pilas PC1 y PC2 presentan una mayor variabilidad térmica, lo que indica fluctuaciones más marcadas. Las pilas PC3 y PC4 exhiben menor dispersión en sus valores, lo que implica un mejor aislamiento térmico. Este resultado refuerza la hipótesis de que un mayor volumen de material en compostaje contribuye a una mayor retención del calor, reduciendo las pérdidas térmicas y promoviendo un entorno más estable.

3.3. Análisis fisicoquímico

La figura 4 muestra los resultados de los análisis fisicoquímicos realizados.

Todas las pilas redujeron el contenido de materia orgánica, pero PC1, PC2 y PC3 en mayor orden que PC4. Esto se asocia a la menor proporción de madera triturada en PC4 (8.14 %), lo que limitó la aireación y ralentizó la descomposición a pesar de tener una relación C/N óptima. La retención de humedad y el aumento de la densidad aparente en PC4 se asocia más al aumento de la compactación que a la degradación de materia orgánica.

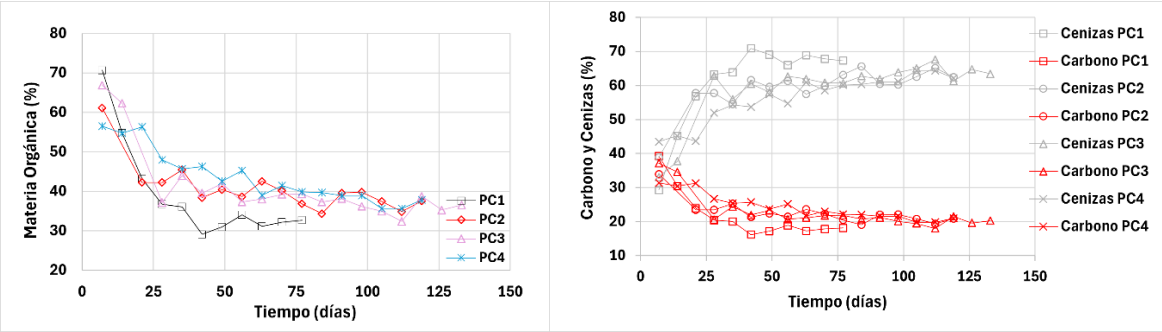


Figura 4. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en las pilas de composta.

De manera correspondiente, el carbono disminuyó y las cenizas aumentaron, debido a la descomposición de la materia orgánica y la liberación de compuestos gaseosos, resultados similares fueron reportados por Prempeh et al. [13].

4. Conclusiones

El tamaño de la pila influye en la distribución de temperaturas en su interior y la actividad microbiana. En pilas grandes, la compactación y menor oxigenación central desplazan la zona más caliente hacia capas exteriores. Esto resalta la importancia del volteo y aireación adecuados, ya que un mal manejo puede reducir la eficiencia del compostaje y la calidad del producto final. La duración de la fase termofílica para cada pila fue de 40 días, 75 días, 120 días y más de 150 días para PC1, PC2, PC3 y PC4 respectivamente, siendo esta última considerablemente larga respecto a las demás, lo que fue demostrado en el análisis de distribución, aunque las pilas más grandes no alcanzaron los picos térmicos más altos, sí lograron mantener una temperatura promedio más elevada. Esto permitió una fase termofílica más prolongada, lo que indica que una mayor masa de material favorece la retención del calor a lo largo del proceso. En todos los análisis, los valores de Tmax se obtuvieron a profundidades entre 0.3-0.5 m, esto muestra que no siempre el punto de mayor intensidad térmica está precisamente en el centro de la pila. Estos hallazgos resaltan la

importancia de optimizar el manejo del tamaño y aireación de las pilas para mejorar la eficiencia del compostaje a escala práctica, y abren la puerta a futuras investigaciones que integren análisis microbiológicos y monitoreo de gases para profundizar en la comprensión de los procesos microbianos y térmicos involucrados.

5. Agradecimientos

A la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional (SIP-IPN) por el apoyo económico al proyecto SIP 20110711: Tratamiento y aprovechamiento de residuos orgánicos en la agricultura.

Al Biol. Rogelio Bailón Morales y al equipo de trabajo de la Planta de Composta del Instituto Politécnico Nacional (Zacatenco), por brindar las facilidades para el uso de sus herramientas e instalaciones.

6. Referencias

[1] Barbaro L, Karlanian M, Rizzo P, Riera N (2019). Characterization of different compost for use as component of substrates. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Sciences*, *35*, 126–136. https://doi.org/10.4067/S0719-38902019005000309

[2] Wang Y, Chen Z, Ma J, Wang J, Li L (2022). Migration and transformation of main components during perishable waste bio-drying process. *Journal of Environmental Management*, *319*, 115720. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115720

[3] Kong Y, Zhang J, Zhang X, Gao X, Yin J, Wang G, et al. (2024). Applicability and limitation of compost maturity evaluation indicators: A review. *Chemical Engineering Journal*, *489*, 151386. https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151386

[4] Ayilara MS, Olanrewaju OS, Babalola OO, Odeyemi O (2020). Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability*, *12*, 14456. https://doi.org/10.3390/su12114456

[5] Amuah EEY, Fei-Baffoe B, Sackey LNA, Douti NB, Kazapoe RW (2022). A review of the principles of composting: Understanding the processes, methods, merits, and demerits. *Organic Agriculture*, *12*, 547–562. https://doi.org/10.1007/s13165-022-00408-z

[6] Luangwilai T, Sidhu HS, Nelson MI (2013). Biological self-heating in compost piles: A Semenov formulation. *Chemical Engineering Science*, *101*, 533–542. https://doi.org/10.1016/j.ces.2013.07.015

[7] Varnero MT, Galleguillos K, Rojas R (2011). Sistemas de compostaje para el tratamiento de alperujo. *Información Tecnológica*, *22*, 49–56. https://doi.org/10.4067/S0718-07642011000500007

[8] Malwana C, Weerasinghe TK, Pilapitiya S (2013). Determination of optimal pile dimensions during thermophilic windrow composting of municipal solid waste (MSW) in Sri Lanka. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, *3*, 552–556. https://doi.org/10.7763/ijbbb.2013.v3.274

[9] Yamada Y, Kawase Y (2006). Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Management*, *26*, 49–61. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.03.012

[10] Tirado SM, Michel FC (2010). Effects of turning frequency, windrow size and season on the production of dairy manure/sawdust composts. *Compost Science & Utilization*, *18*, 70–80

[11] Contreras-Cisneros RM, Orozco-Álvarez C, Piña-Guzmán AB, Ballesteros-Vásquez LC, Molina-Escobar L, Alcántara-García SS, et al. (2021). The relationship of moisture and temperature to the concentration of O_2 and CO_2 during biodrying in semi-static piles. *Processes*, *9*, 520. https://doi.org/10.3390/pr9030520

[12] Kristanto GA, Raissa SM, Novita E (2015). Effects of compost thickness and compaction on methane emissions in simulated landfills. Procedia Engineering, 125, 173–178. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.11.025

[13] Prempeh K, Fei-Baffoe B, Lawson L (2018). Effect of sawdust and grass clippings as bulking materials on the quality of compost. *International Journal of Innovative Research and Advanced Development*. https://www.ijirad.org

Valorización de biomasa lignocelulósica para la síntesis de materiales electrocatalíticos de carbón aplicados en la degradación electroquímica de amoxicilina

O1 JACF

Jorge Adrián Castro-Fernández[1, 2], Álvaro Ramírez-Vidal[2], Martín Muñoz-Morales[2], Javier Llanos-López[2*], Erika Bustos-Bustos[1*]

[1] Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en electroquímica, S.C. Parque Tecnológico Querétaro s/n, 76703, San Fandila, Pedro Escobedo, Querétaro, México.

[2] Universidad de Castilla-La Mancha. Avenida Camilo José Cela, 12 | 13071 Ciudad Real, Provincia: Castilla-La Mancha, España.

*E-mail: Javier.Llanos@uclm.es; ebustos@cideteq.mx

Resumen

La valorización de residuos vegetales constituye una estrategia importante dentro del marco de la economía circular, al ofrecer soluciones sostenibles frente a la acumulación de biomasa no aprovechada y sus impactos ambientales. En este estudio, se investigó la transformación de Phragmites australis (PA) y Spergularia rubra (SR), especies vegetales presentes en zonas mineras y humedales de Castilla-La Mancha (España), en materiales electrocatalíticos de carbón (Carbon Electrocatalytic Material = CEM, por sus siglas en inglés). La biomasa lignocelulósica fue sometida a un proceso secuencial de carbonización hidrotermal (Hydrothermal Carbonization = HTC, por sus siglas en inglés), activación química y pirólisis controlada, obteniéndose materiales altamente porosos, adecuados para aplicaciones ambientales. Los CEM sintetizados se emplearon en la funcionalización de cátodos, los cuales fueron evaluados en sistemas electroquímicos para la degradación de amoxicilina (AMX), un antibiótico ampliamente utilizado y persistente en aguas residuales. Bajo las mejores condiciones de operación, los electrodos demostraron una alta eficiencia en la generación de especies oxidantes, particularmente peróxido de hidrógeno (H_2O_2), logrando porcentajes de degradación superiores al 80 %. Estos resultados confirman el potencial de los residuos vegetales como precursores de cátodos funcionales en el tratamiento electroquímico de contaminantes emergentes, y destacan una alternativa de bajo costo, ambientalmente responsable y alineada con los principios de sostenibilidad.

Palabras clave: Amoxicilina; Degradación electroquímica; Material electrocatalítico de carbón; *Phragmites australis*; *Spergularia rubra*.

1. Introducción

La acumulación de residuos lignocelulósicos provenientes de especies vegetales subvaloradas representa un desafío ambiental, pero también una oportunidad estratégica en el contexto de la economía circular [1,2]. La conversión de esta biomasa en materiales de valor agregado no solo contribuye a la mitigación del impacto ecológico asociado a su disposición, sino que permite el desarrollo de tecnologías sostenibles para aplicaciones en el tratamiento de contaminantes emergentes [3]. En este sentido, la valorización de la biomasa lignocelulósica de *PA* y *SR*, plantas comúnmente clasificadas como maleza o especies invasoras, cobra especial relevancia por su abundancia, rápido crecimiento y composición rica en celulosa, hemicelulosa y lignina [1,4]. Aprovechando estas características, el presente estudio propone su transformación en CEM capaces de actuar como cátodos activos en procesos electroquímicos avanzados de oxidación. Esta aproximación responde a la necesidad de encontrar alternativas sostenibles y de bajo costo frente a materiales convencionales, como el platino, titanio o materiales de carbón comercial, que, si bien ofrecen buen rendimiento, presentan limitaciones económicas y ambientales [5].

Diversos estudios recientes han demostrado que, con el proceso de HTC, seguido de la activación química y luego pirólisis de los residuos vegetales permite obtener materiales con propiedades electrocatalíticas favorables, como elevada área superficial, porosidad jerárquica y presencia de grupos funcionales oxigenados que favorecen la reducción de oxígeno y la producción de peróxido de hidrógeno [6,7]. Estas características hacen que los CEM derivados de biomasa lignocelulósica no solo actúen como soportes físicos, sino como catalizadores activos en reacciones electroquímicas de interés ambiental [3,6].

El foco de aplicación se centra en la degradación electroquímica de AMX, un antibiótico de amplio uso que ha sido detectado en cuerpos de agua debido a su eliminación incompleta en tratamientos convencionales [8]; su persistencia representa una amenaza ambiental por su propensión de generar resistencia bacteriana. La estrategia propuesta no solo busca la remoción eficiente de este contaminante, sino también demostrar la viabilidad técnica de los CEM elaborados a partir de PA y SR como una alternativa real y ecológicamente responsable dentro de una perspectiva integral de valorización de residuos vegetales.

2. Metodología experimental

2.1 Valorización de biomasa lignocelulósica y obtención de materiales electrocatalíticos de carbón (CEM)

La biomasa lignocelulósica de *PA* (procedente del Parque Nacional Tablas de Daimiel) y *SR* (recolectada en la mina de San Quintín), ambas localizadas en Ciudad Real (España), fue utilizada como materia prima para la síntesis de CEM. Estas especies fueron seleccionadas por su abundancia en zonas alteradas y su bajo valor económico, lo cual las convierte en candidatas idóneas para estrategias de valorización sostenible.

El proceso de síntesis inició con el secado de la biomasa a 60 °C durante 24 h, seguido de trituración mecánica. Luego, se realizó HTC utilizando 7 g de muestra en 54 mL de agua Milli-Q a 200 °C durante 2 h. El hidrochar resultante fue sometido a activación química con KOH (1:5 p/p) a 80 °C durante 2 h, con agitación constante (250 rpm). Posteriormente, se efectuó una carbonización bajo atmósfera inerte de N_2, siguiendo una rampa de calentamiento de 2 °C/min. Esta ruta sintética permitió transformar residuos vegetales en materiales con propiedades electrocatalíticas adecuadas para su aplicación ambiental.

2.2 Preparación de los electrodos

Para la fabricación de los cátodos, se utilizó papel de carbón Toray® (4 × 5 cm) como soporte conductor, para lo cual se preparó una dispersión con 65 mg del CEM en 65 mL de 2-propanol, a la que se incorporaron 3.25 g de una emulsión de PTFE (50 mg/mL). Los electrodos fueron modificados por inmersión, secados a temperatura ambiente y posteriormente tratados térmicamente a 280 °C durante 1 h. Los ánodos de IrO_2-Ta_2O_5|Ti (70:30) se prepararon a partir de placas de titanio (0.3 × 2 × 5 cm) por abrasión y limpieza, y activadas en ácido oxálico al 40 %. La deposición de los precursores metálicos ($IrCl_3$ y $TaCl_5$) se realizó por vía electroforética, aplicando una densidad de corriente de 20 mA/cm^2 durante 20 min; tras el recubrimiento, los electrodos fueron sometidos a tratamientos térmicos en dos etapas (250 °C, 10 min y 450 °C, 60 min), seguidos de una activación final en H_2SO_4 0.5 M.

2.3 Evaluación del desempeño electrocatalítico

Los ensayos electroquímicos se realizaron en una celda de vidrio de 250 mL con agitación constante (300 rpm), utilizando una solución sintética de Na_2SO_4 0.1 M con AMX 0.1 mM como contaminante modelo; se aplicaron corrientes de 10, 20, 60 y 120 mA (0.42 – 5.08 mA/cm^2), con y sin oxígeno a través de aireación. Posteriormente, se recolectaron muestras en intervalos de 0, 10, 20, 30, 45, 60, 90 y 120 min para el análisis de AMX por HPLC (Agilent 1100, λ = 228 nm), de H_2O_2 por espectrofotometría UV-Vis (método del oxalato de titanio), y de TOC con un analizador Shimadzu TOC-VCSN.

2.4 Análisis de la toxicidad aguda

La toxicidad aguda se evaluó mediante bioensayos con *Vibrio fischeri*, en donde se midió la inhibición de la bioluminiscencia en diluciones 1:2 utilizando un fotómetro Microtox® (Modelo 500) a 15 ± 0.5 °C, determinando el porcentaje de inhibición lumínica comparando la emisión inicial (I_0) con la emisión tras 15 min (I_1).

2.5 Cálculo del consumo energético

El consumo energético por orden de degradación (EEO, kWh/m³ orden) se determinó según la siguiente ecuación, de acuerdo con el procedimiento descrito para sistemas en lote como el utilizado en este trabajo [9-10]:

$$E_{EO}\left(KWh/m^3 orden^1\right) = \frac{6.39 \times 10^{-4}\ E_{cell}\ I}{V_s \cdot K_1}$$

Donde:

- 6.39×10^{-4} es un factor de conversión (1 h / 3600 s / 0.4343).
- E_{cell} es el potencial promedio de celda (V).
- I es la corriente aplicada (A).
- V_s es el volumen de la solución tratada (L).
- K_1 es la constante de velocidad de pseudo-primer orden (s^{-1}).

3. Resultados y discusión

Después de la síntesis de los electrodos, tanto ánodos como cátodos, se procedió a evaluar el agente oxidante predominante en el proceso de degradación, con la finalidad de corroborar la presencia de H_2O_2 que promueven los cátodos a través de la reacción de reducción de oxígeno mediante la vía de $2e^-$ y su descomposición en radicales $^{\bullet}OH$. Los ensayos se realizaron con scavengers de radicales evidenciando una disminución en la velocidad de degradación de AMX, confirmando el papel central de los radicales hidroxilos ($^{\bullet}OH$) como especies oxidantes predominantes. La similitud de resultados entre tert-butanol e isopropanol refuerza esta conclusión. Estos radicales se generan mediante la activación de H_2O_2, favorecida por la superficie catalítica del material carbonoso (AC, Reacciones 1 y 2), lo que valida la funcionalidad de los materiales obtenidos a partir de residuos lignocelulósicos.

$$AC + H_2O_2 \rightarrow AC^+ + HO^- + {}^{\bullet}OH \quad (1)$$

$$AC^+ + H_2O_2 \rightarrow AC + H^+ + HO_2^{\bullet} \quad (2)$$

Tras verificar el rol catalítico de los cátodos funcionalizados con CEM obtenidos de *Phragmites australis* y *Spergularia rubra*, se evaluó su eficiencia bajo diferentes densidades de corriente. La degradación de AMX superó el 90 % en los primeros 60 minutos con la incorporación de O_2 por aireación, y mostró también buen rendimiento sin adición de O_2, lo que resalta la capacidad intrínseca de estos materiales para promover la reducción de oxígeno a dos electrones ($2e^-$, ORR). A bajas densidades (0.42 mA/cm^2), la agitación fue suficiente para generar H_2O_2, mientras que a mayores densidades el O_2 por aireación se volvió determinante. A 5.08 mA/cm^2 se detectó una ligera caída en la constante cinética, atribuida a la autoinhibición por acumulación de H_2O_2 (Reacción 3) [1].

$$H_2O_2 + {}^{\bullet}OH \rightarrow HO_2^{\bullet} + H_2O \quad (3)$$

Desde el punto de vista energético, los cátodos de *PA* destacaron por su bajo consumo específico. El valor mínimo registrado fue de 0.0387 kWh/m^3 orden^1 a 0.42 mA/cm^2, inferior al del cátodo de platino. La eficiencia energética disminuyó a mayores densidades de corriente, por lo que se identificó un rango operativo adecuado entre 0.42 y 2.54 mA/cm^2. En términos de mineralización, *PA* logró una disminución del carbono orgánico total de hasta 44.8 %, mientras que *SR* alcanzó 38.6 %. A densidades elevadas se observó una caída, coherente con la inhibición provocada por el exceso de H_2O_2.

El análisis de toxicidad aguda mostró resultados contrastantes. En los tratamientos con cátodos de carbono, el efluente tratado con *Phragmites australis* (PA) presentó una disminución de la toxicidad (de 21.88 % a 8.49 %). En contraste, el uso de *Spergularia rubra* (SR) condujo a un incremento notable (hasta 96.53 %), lo cual podría atribuirse a la posible liberación de trazas metálicas acumuladas en los tejidos de la planta durante su crecimiento en zonas mineras [1], así como a la formación de subproductos de degradación potencialmente tóxicos que podrían generarse debido a esos metales. Este hallazgo resalta la necesidad de realizar un análisis más detallado de los subproductos generados y de la composición elemental del CEM de *SR* sobre la superficie del cátodo. Como recomendación, se sugiere implementar tratamientos post-electroquímicos (como filtración con materiales quelantes o etapas de adsorción) o pretratamientos del material vegetal antes de su carbonización, con el fin de mitigar la liberación de metales pesados y garantizar la seguridad del efluente tratado.

En conjunto, los resultados demuestran que la valorización de especies vegetales invasoras o subvaloradas permite el desarrollo de cátodos altamente eficientes y sostenibles como lo demuestra la Tabla 1, para procesos avanzados de oxidación. La combinación con ánodos IrO_2-Ta_2O_5|Ti ofrece una sinergia favorable y de bajo impacto ambiental para la eliminación

de contaminantes emergentes como la AMX, consolidando esta estrategia como una alternativa circular, escalable y competitiva en tratamiento de aguas.

Tabla 1. Comparación del desempeño de los electrodos de *Phragmites australis* (PA) y *Spergularia rubra* (SR).

Parámetro	*Phragmites australis (PA)*	*Spergularia rubra (SR)*
Remoción máxima de AMX a 0.85 mA/cm^2 en 30 minutos (%)	94.87	90.56
EEO a 0.42 mA/cm^2 (kWh/m^3 orden)	0.0387	0.0399
EEO a 5.08 mA/cm^2 (kWh/m^3 orden)	0.3503	0.2612
Remoción de COT a 2.54 mA/cm^2 (mg/L)	44.80	38.60
Toxicidad a 2.54 mA/cm^2 (% Inhibición).	Disminución de toxicidad de 21.87 (% Ihb) a 8.49 (% Inh).	Aumento de toxicidad de e 21.87 (%Ihb) a 96.52 (% Inh).
Interferencia atribuida.	Sin evidencia contundente.	Posible liberación de metales acumulados + subproductos tóxicos.

4. Conclusiones

La valorización de biomasa lignocelulósica de *Phragmites australis* y *Spergularia rubra* para la síntesis de CEM, permitió funcionalizar cátodos de papel Toray® efectivos para la degradación de AMX mediante procesos electroquímicos. Integrados con un ánodo de IrO_2-Ta_2O_5|Ti, estos materiales conformaron un sistema eficiente, energéticamente favorable y ambientalmente seguro.

Entre los materiales evaluados, el cátodo funcionalizado con CEM derivado de *Phragmites australis* destacó por su mayor eficiencia y capacidad para disminuir la toxicidad del efluente, lo que refuerza su idoneidad como alternativa al platino. Este enfoque promueve el uso de biomasa lignocelulósica como recurso funcional en tecnologías de tratamiento de aguas, contribuyendo al desarrollo de soluciones sostenibles alineadas con los principios de la economía circular y los Objetivos del Desarrollo Sostenible.

Futuros estudios deberán validar la aplicación del sistema de tratamiento en matrices reales y explorar su escalabilidad, consolidando así la capacidad de estos electrodos (ánodos y cátodos funcionalizados) como proceso para enfrentar la contaminación farmacéutica en aguas residuales.

5. Perspectivas y limitaciones

Si bien los resultados obtenidos en esta investigación demuestran la viabilidad de utilizar biomasa lignocelulósica procedente de Phragmites australis y Spergularia rubra para la síntesis de materiales electrocatalíticos funcionales en procesos de degradación electroquímica, es importante considerar ciertas limitaciones que deberán abordarse en futuros estudios. Entre ellas, destacan las posibles interferencias presentes en matrices reales, que pueden afectar la eficiencia del proceso debido a la complejidad de la composición del agua residual (presencia de materia orgánica disuelta, sales, metales u otros contaminantes). Asimismo, la estabilidad a largo plazo de los electrodos bajo condiciones operativas continuas requiere una evaluación detallada, especialmente en lo referente a la integridad estructural del material carbonoso y la posible lixiviación de componentes activos.

Otro aspecto relevante es la variabilidad intrínseca de la biomasa vegetal en función del sitio de recolección, condiciones edafoclimáticas y grado de exposición a contaminantes. Estas diferencias pueden influir directamente en la composición química y morfología del CEM sintetizado, afectando sus propiedades electrocatalíticas. Por lo tanto, se recomienda establecer protocolos de caracterización y pretratamiento estandarizados que permitan reducir dicha variabilidad y garantizar la reproducibilidad del proceso.

6. Agradecimientos

Se agradece a la Universidad de Castilla-La Mancha, España (UCLM) a earthgroup_uclm (Environmental Recovery Integrated Technologies), así como a CIDETEQ S.C., por proporcionar las instalaciones en las que se obtuvieron los resultados presentados, y a SECIHTI por la beca otorgada.

7. Referencias

[1] Á. Ramírez, M. Muñoz-Morales, F.J. Fernández-Morales, J. Llanos, Valorization of polluted biomass waste for manufacturing sustainable cathode materials for the production of hydrogen peroxide, *Electrochimica Acta* 456 (2023) 142383. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2023.142383.

[2] Á. Ramírez, M. Muñoz-Morales, F.J. Fernández-Morales, J. Llanos, Innovative carbon materials from lignocellulosic wastes for electrochemical hydrogen peroxide production: Bridging biomass conversion and material properties, *Journal of Environmental Chemical Engineering* 12 (3) (2024) 112985. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112985.

[3] Á. Ramírez, M. Muñoz-Morales, E. López-Fernández, J. Llanos, Harnessing lignocellulosic waste-derived carbon materials for green electrochemical applications, *ChemElectroChem* 11 (15) (2024) e202400190. https://doi.org/10.1002/celc.202400190.

[4] D.A. Castillo-Vargas, L. Rodríguez-Quesada, A. Ledezma-Espinoza, F. Masís-Meléndez, S. Infante-Alfaro, R. Starbird-Perez, Biochar-based electrochemical degradation system for removing pharmaceutical pollutants from aqueous media as potential wastewater treatment, *Water* 17 (5) (2025) 722. https://doi.org/10.3390/w17050722.

[5] Y. Cai, H. Yu, L. Ren, Y. Ou, S. Jiang, Y. Chai, A. Chen, B. Yan, Facile synthesis of carbon-based inks to develop metal-free ORR electrocatalysts for electro-Fenton removal of amoxicillin, *Chemosphere* 343 (2023) 140944. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140944.

[6] A. Rahmani, N. Mengelizadeh, M. Darvishmotevalli, Effective degradation of amoxicillin using peroxymonosulfate activated with MWCNTs-$CuNiFe_2O_4$ as a new catalyst: Optimization, degradation pathway, and toxicity assessment, *Biomass Conversion and Biorefinery* 13 (2023) 11983–11996. https://doi.org/10.1007/s13399-022-02305-7.

[7] P. Escamilla, L. Bartella, S. Sanz-Navarro, R.M. Percoco, L. Di Donna, M. Prejanò, T. Marino, J. Ferrando-Soria, D. Armentano, A. Leyva-Pérez, E. Pardo, Degradation of penicillinic antibiotics and β-lactamase enzymatic catalysis in a biomimetic Zn-based metal–organic framework, *Chemistry – A European Journal* 29 (51) (2023) e202301325. https://doi.org/10.1002/chem.202301325.

[8] N. Ormeno Cano, J. Radjenovic, Electrochemical removal of antibiotics and multidrug-resistant bacteria using S-functionalized graphene sponge electrodes, *arXiv preprint* arXiv:2410.01867 (2024). https://arxiv.org/abs/2410.01867.

[9] M. Lanzarini-Lopes, S. Garcia-Segura, K. Hristovski, P. Westerhoff, *Chemosphere* 188 (2017) 304–311. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.145.

[10] J.R. Bolton, K.G. Bircher, W. Tumas, C.A. Tolman, *Pure Appl. Chem.* 73 (2001) 627–637. https://doi.org/10.1351/pac200173040627.

Biotransformación de residuos restauranteros mediante el uso de larva de mosca soldado negro

O1 JLR

Jimena Asereth López Rivas[1], Ana Angélica Feregrino Pérez[2], Juan Fernando García Trejo[2]*

[1]Doctorado en Ingeniería de Biosistemas, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, campus Amazcala. Carretera a Chichimequillas km 1, Amazcala, el Marqués, C.P. 76265, Querétaro, México.

[2]Cuerpo académico de Bioingeniería básica y aplicada, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, campus Amazcala, Carretera a Chichimequillas km 1, Amazcala, el Marqués, C.P. 76265, Querétaro, México.

*E-mail: fernando.garcia@uaq.mx

Resumen

Las inminentes tendencias de economía circular y los problemas ambientales nos obligan a buscar alternativas que ayuden a integrar a los residuos orgánicos al ciclo económico. En este sentido este trabajo se centró a biotransformar residuos alimenticios de restaurantes por medio de la larva de mosca soldado negro, donde se obtuvo una reducción del sustrato de 33.45 hasta 54.84 %, y se obtuvieron dos productos de alto valor debido a las características que los componen; el primero, la biomasa larvaria con contenido de proteína (34 – 42 %) y lípidos (12 -12 %); y el frass: con pH (6.0 - 7.9), CE (1.96 - 7.73 $^{S}/_{m}$) y densidad (0.28 - 0.43 $^{m}/_{v}$), que pueden ser usados como alternativas de alimento para animales y sustratos hortícolas respectivamente.

Palabras Clave: mosca soldado negro, frass, biomasa larvaria, biotransformación.

1. Introducción

La acumulación de residuos orgánicos y su disposición tradicional, puede provocar diferentes problemas ambientales, mismos que se buscan evitar con la búsqueda de alternativas de gestión de los residuos [1]. Los residuos restauranteros se componen principalmente de restos de alimentos (generados en el consumo) y materia prima alimentaria (generada en la preparación) [2,3], los cuales contribuyen a la generación de lixiviados, CO_2, proliferación de plagas, enfermedades, y problemas a la salud humana [4], de ahí que se busque su eliminación, por lo que se deben aplicar soluciones de tratamiento de residuos que mitiguen el daño ambiental y se reintegren al ciclo económico [5].

Entre las tecnologías de biotransformación de residuos, el uso de larva de mosca soldado negro (LMSN) ha tenido un gran auge debido a su capacidad de alimentarse a base de materia orgánica en descomposición, así como su corto ciclo de vida en varias etapas [6]. Durante la etapa larvaria su única función es alimentarse, por lo que lo hace de manera acelerada, posteriormente pasará a etapa de prepupa, para llegar a la metamorfosis adulta, donde su única finalidad es reproducirse [7]. Su acelerado desarrollo, permite una biotransformación del residuo mucho más rápida que usando otros métodos.

La biotransformación de residuos orgánicos con LMSN genera dos subproductos de gran interés: la biomasa larvaria, como una fuente de proteína y grasa que puede ser integrado a las dietas de alimentación animal; y el frass, materia digerida por la larva y otros residuos, que puede utilizarse como fertilizante orgánico [8]. Por lo tanto, esta tecnología se considera como una de las alternativas que cumplen con los principios de la economía circular. En este sentido, este trabajo se centró la biotransformación de residuos de restaurantes por medio de LMSN como alternativa a la disposición tradicional, y la caracterización de los subproductos.

2. Metodología experimental

2.1 Ubicación y diseño del experimento

El experimento se llevó a cabo en la planta piloto de producción de LMSN del campus Amazcala, de la Universidad Autónoma de Querétaro, donde también se proporcionó la larva necesaria para el experimento. La biotransformación se realizó en un espacio dentro de la planta piloto de mosca soldado negro, de 3 x 2 x 2.5 m. En este espacio se colocó y programó un control de temperatura; se colocó un ventilador y calefactor conectados al controlador, para mantenerse en un rango de 25.5 a 27.5°C. Las larvas utilizadas tenían entre 5 y 7 días de eclosión (5-7 DOL); con un peso medio de 0.0091 g y un tamaño de entre 0.1 y 0.2 cm.

Los residuos se obtuvieron de cuatro diferentes restaurantes del estado de Querétaro distinguidos como los tratamientos, estos consistieron en: una fonda (F), un restaurante especializado en desayunos (D), Marisquería (M) y una cafetería (C), la descripción del contenido del residuo se muestra en la tabla 1.

Una vez recolectados los residuos, se llevaron a congelación hasta obtener la cantidad necesaria para realizar la biotransformación y mantener sus características para el análisis de laboratorio.

Cada tratamiento se llevó a cabo en tres repeticiones, y a cada repetición se le suministraron 1000 larvas. Cada residuo fue molido en una licuadora industrial, hasta obtener una pasta homogenizada, posteriormente fueron depositados en contenedores de plástico (larveros) de 50 cm x 30 cm x 10 cm. A cada larvero se le suministraron 2 kg total del residuo húmedo y se evaluó el tiempo de degradación del residuo, (días hasta la aparición de la prepupa), el porcentaje de reducción del sustrato y la caracterización de los subproductos.

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar para cada tratamiento sobre las características de la larva y el frass. Todas las determinaciones antes mencionadas se realizaron por triplicado, y posteriormente se evaluaron mediante un análisis de varianza (ADEVA), donde los datos fueron normales. Cuando el ADEVA mostró un efecto por parte de los factores de variación, se realizó una prueba de Tukey, con un 95 % de confianza, para evidenciar la diferencia entre los tratamientos.

Tabla 1. Descripción de los residuos restauranteros utilizados.

Tipo de restaurante	Descripción de los residuos	
Familiar (Fonda)	Porción de carbohidratos (arroz, espagueti, tortillas), porción de proteína (carne, pollo, huevo), porción de vegetales y frutas (lechuga, zanahoria, Jamaica, tomate)	
Familiar (especializado en desayunos)	Porción de carbohidratos (arroz, espagueti, tortillas, papa), porción de proteína (carne, pollo, huevo), mayor porción de vegetales y frutas (zanahoria, naranja, betabel, lechuga, jitomate, plátano)	
Temático (Marisquería)	Porción de carbohidratos (tostadas), porción de proteína (pescado, pulpo, ostión, camarón, carne), porción de frutas y vegetales (mango, cebolla, jitomate, naranja, cilantro, cáscaras).	
Temático (Cafetería)	Porción de carbohidratos (hot cakes, pan, crepas, waffles, galletas), porción de proteína (huevo, pollo), porción de frutas y vegetales (fresas, plátano, lechuga) Productos lácteos (leche, queso) y granos de café.	

2.2 Caracterización bromatológica y proximal

Las determinaciones para los residuos, así como para la biomasa larvaria fueron: humedad, cenizas, contenido de grasa cruda, contenido total de azúcares, y contenido de proteína; estas determinaciones se compararon directamente con la dieta estándar Gainesville (G), la cual se encuentra equilibrada para las necesidades nutricionales de la larva. Las determinaciones para el frass fueron pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, densidad y el porcentaje de reducción del sustrato, y se compararon con el frass derivado de G, y otros insumos utilizados para sustratos.

2.2.1 Determinación del contenido de humedad

El contenido de humedad de las muestras se midió mediante gravimetría, siguiendo el protocolo reportado por la norma mexicana NMX-F-083-1986 [9]. Este consistió en poner 2 g de la muestra en un crisol que fue llevado previamente a peso constante. La muestra se pesó en una balanza analítica. Posteriormente, la muestra fue llevada a una estufa a 100°C durante 48 h, después fue pesada cada hora hasta obtener el peso constante. El contenido total de humedad se calculó por medio de la ecuación (1).

$$\%W = 100\,(\frac{P2-P3}{P3-P1}) \qquad (1)$$

Dónde: %W = Porcentaje de humedad P1 = Peso del crisol (g) P2 = Peso del crisol más muestra húmeda (g) P3 = Peso del crisol más muestra seca (g)

2.2.2 Determinación del contenido de cenizas

La determinación de la cantidad de cenizas se realizó mediante calcinación completa, siguiendo el protocolo conforme a la norma NMX-F-066-S-1978 [10]. En dicho procedimiento, se tomó la muestra seca obtenida de la determinación de humedad donde se una vez obtenido el peso constante del crisol y la muestra seca, esta fue llevada a una mufla Felisa, modelo FE-360 a 500°C y se dejó la muestra por 5 horas, posteriormente se dejó enfriar en un desecador. La muestra se pesó y la determinación del contenido total de cenizas se calculó con la ecuación (2).

$$\%A = (\frac{P2-P1}{M})100 \qquad (2)$$

Dónde: %A = Porcentaje de cenizas, P1 = Peso del crisol con cenizas (g,) P2 = Peso del crisol (g), M = Peso de la muestra seca (g).

2.2.3 Determinación de proteína cruda

El contenido de proteína cruda de las muestras se calculó mediante el valor de nitrógeno total, determinado por el método Kjeldahl. Posteriormente, este valor se multiplicó por el factor de corrección para proteína: 6.25, siguiendo el protocolo descrito por la norma mexicana NMX-F-068-S-1980 [11].

2.2.4 Determinación de grasa cruda

El contenido de grasa cruda se llevó a cabo por el método de extracción por microondas [12]. Dicho procedimiento consistió en realizar la extracción de grasa de la muestra con agitación constante con presión y temperatura regulada. Posteriormente, la grasa presente se determina por gravimetría usando la ecuación (3).

$$\%L = 100\ (\frac{P1}{P2}) \qquad (3)$$

Dónde: %L = Porcentaje de grasa total, P1 = Peso de la grasa (g), P2 = Peso de la muestra (g).

2.2.5 Determinación de azúcares totales

La determinación de carbohidratos totales se llevó a cabo por el método conocido como antrona [13], que consistió en realizar una curva de calibración con antrona al 0.2 %, y leer en espectrofotómetro. Este método se realizó por colorimetría.

2.2.6 Determinación del pH y conductividad eléctrica

La determinación del PH, se llevó a cabo en una solución 1:10 de suelo / agua destilada, obteniendo una solución sobrenadante de relación de suelo, medida por medio de un potenciómetro de acuerdo con la NOM-021-RECNAT [14], este mismo método se utilizó para medir la conductividad eléctrica.

2.2.7 Determinación de materia orgánica

La determinación de materia orgánica (m.o.) se realizó por medio del método de pérdida por ignición (LOI) [15]. donde se utilizó 1 g de la muestra seca, y se calcinó en a 375° C durante 16 h, se tomó el peso y se calculó la m.o. por medio de la ecuación (4).

$$\%M.O. = 100\ \left(\frac{P1-P2}{P1}\right) \qquad (4)$$

Dónde: %M.O. = materia orgánica, P1 = peso seco de la muestra, P2 = peso de la muestra calcinada

2.2.8 Determinación de la densidad

El valor de la densidad se realizó utilizando un contenedor de volumen conocido (probeta 100 ml) donde se llenó de muestra de frass (peso seco) hasta llegar a los 100 ml, la cual se pesó y se calculó la densidad por medio de la ecuación (5).

$$D = \left(\frac{m}{v}\right) \qquad (5)$$

Dónde: D = densidad, m = peso de la muestra, v = volumen del contenedor

2.2.9 Reducción de sustrato

La reducción del sustrato se calculó mediante la relación del residuo total añadido y el alimento residual al final de los días del cultivo [16], por medio de la ecuación (6).

$$\%\ RS = 100\ \left(\frac{P1-P2}{P3}\right) \qquad (6)$$

Dónde: % RS = Reducción del sustrato, P1 = Alimento total añadido (g), P2 = alimento residual (g), P3 = alimentación total añadida (g).

3. Resultados y discusión

La composición proximal de los residuos de restaurante y de la dieta estándar Gainesville se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Composición proximal de los residuos restauranteros.

Sustrato	Humedad (%)	Cenizas (%)	Azúcares totales (%)	Grasas cruda (%)	Proteína (%)
F	77.94 ± 0.85	11.10 ± 0.52	27.91 ± 1.13	26.56 ± 1.56	27.49 ± 1.20
D	77.81 ± 0.68	10.08 ± 1.46	37.28 ± 2.51	26.54 ± 1.66	25.28 ± 1.52
M	85.19 ± 0.15	5.36 ± 0.51	29.08 ± 1.59	26.67 ± 1.63	18.92 ± 1.18
C	68.78 ± 0.48	9.04 ± 1.46	17.04 ± 1.53	26.49 ± 1.63	5.10 ± 0.85
Gainesville*	70.06 ± 0.31	4.98 ± 0.05	30.08 ± 0.16	3.29 ± 1.21	12.46 ± 0.08

* [17].

El contenido de proteína y azúcares totales de los residuos F, D y M, fue igual o mayor que la dieta estándar G, mientras que la cantidad de grasa es mayor para todos los residuos.

El tiempo de degradación del residuo, así como la reducción del sustrato se muestra en la tabla 4.

El tiempo de degradación de los residuos se mantuvo igual para la mayoría de los sustratos (10 días), con un día menos (nueve) para el residuo C, esto es similar con lo reportado usando la dieta G, que tiene una media de 7 – 10 días [17]. Sin embargo, la duración del

experimento hasta la prepupa es menor que lo reportado en otros residuos orgánicos [18,19] pero similar a residuos de comida utilizados [20]. LMSN redujo en un alto porcentaje los residuos F y D comparados con la dieta G, por otro lado, el residuo C mostró un menor porcentaje de reducción, lo que se puede adjudicar a los alimentos que lo componen (granos de café) que contienen celulosa y hemicelulosa, las cuales la larva carece de enzimas para su digestión [21], no obstante, la reducción del sustrato C es similar a la dieta estándar G. La reducción del sustrato se llevó a cabo en poco tiempo (<10 días) comparado con otras técnicas de biotransformación como el compostaje (90 días).

La composición proximal de la biomasa larvaria se muestra en la tabla 5.

Tabla 4. Duración del experimento y porcentaje de reducción del sustrato.

Residuo (Tratamiento)	(mg / l / día)*	Días hasta la aparición de prepupa	RS (%)
F	200	10	53.97 ± 11.09
D	200	10	41.89 ± 10.28
M	200	10	54.83 ± 4.09
C	222.22	9	33.45 ± 2.61
G	100	7-10	33.80

*miligramos de alimento suministrados por larva por día.

Tabla 1. Composición proximal de LMSN cultivada en diferentes residuos restauranteros.

Sustrato	Humedad (%)	Cenizas (%)	Grasa cruda (%)	Proteína (%)
F	62.02 ± 1.41a	15.42 ± 0. 52a	10.49 ±2.84ab	35.05 ± 0. 28[a]
D	68.18 ± 1.21b	12.03 ± 0.00b	11.36 ± 0. 65a	38.78 ± 0.52b
M	74.43 ± 0.27c	11.70 ± 0.53b	7.30 ± 0.64b	41.79 ± 0.46c
C	71.53 ± 0.28d	20.65 ± 0.78c	27.86 ± 0.52c	34.59 ± 0.64d
Gainesville*	74.83 ± 0.69c	9.60 ± 0.09d	17.26 ± 1.81d	38.60 ± 0.18b

[+].[17]. Diferentes letras (a, b, c, d) muestran diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

Tabla 6. Composición físico – química del frass derivado de la biotransformación.

Sustrato	pH	CE ($^{S}/_{m}$)	Densidad ($^{m}/_{v}$)	Materia orgánica (%)
F	7.06 ± 0.00a	6.83 ± 0.03a	0.41 ± 0.01a	63.15 ± 3. 57a
D	6.79 ± 0.06b	7.73 ± 0.14b	0.33 ± 0.01b	70.90 ± 0.66b
M	6.97 ± 0.07c	2.16 ± 0.27c	0.28 ± 0.00c	82.32 ± 0.07c
C	6.50 ± 0.03d	1.96 ± 0.06c	0.43 ± 0.01d	58.20 ± 5. 21a
Ideal*	5.0-6.5	0.7-3.5	< 0.75	-
Fibra de coco*	5.5-6.5	1.0-8.0	0.03-0.09	97.8
Humus de lombriz*	5.5-8.5	<4	0.40-0.90	20-60
Composta*	5.0-8.5	<8	0.70	20-30

*[22]. Diferentes letras (a, b, c, d) muestran diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

El contenido de grasa cruda es menor a la dieta estándar para los residuos F, D y M, y mayor para el residuo C, por el contrario, el contenido de proteína es similar o superior a la dieta estándar.

La composición físico – química del frass derivado de la biotransformación de los residuos restauranteros, así como de diferentes sustratos agrícolas se muestran en la tabla 6.

El frass tiene un alto contenido de m.o., mayor al 70%, derivado de F, D y M, y menor de 70 % en el frass derivado de C, es mayor que lo reportado del humus de lombriz (40 %). El pH de frass derivado de la biotransformación de los 4 residuos restauranteros utilizados se mantuvo entre 6.33 y 7.18, valores cercanos a los adecuados de pH para el crecimiento de hortalizas (5.5 – 6.8) [22], aunque este rango puede variar dependiendo del cultivo. Por el contrario, la CE es mucho más alta que la CE adecuada para los sustratos agrícolas (< 3) [23, 24]. La CE del sustrato Marisquería es cercano a este valor, el frass derivado del sustrato Cafetería se ajusta mejor, Sin embargo, el pH, así como la CE pueden ser ajustados a los requerimientos. En cuanto a la densidad del frass, todos los tratamientos se encuentran entre 0.15 a 0.60 g/cm^3, siendo adecuados para un sustrato agrícola, lo que permite el desarrollo radicular [25, 26] a diferencia del humus de lombriz que se encuentra alrededor del 1.7 g/cm^3 [27].

4. Conclusiones

Los residuos restauranteros muestran ser una dieta equilibrada (proteína, azucares y grasa) para alimentar LMSN, por lo que el uso de estos residuos puede sustituir dietas balanceadas como Gainesville.

Los resultados de esta investigación muestran que es posible utilizar LMSN como biotransformador de residuos de restaurante; sin embargo, el residuo de cafetería es poco biotransformado por este medio, por lo que se recomienda usar otras técnicas posteriores o en combinación para aumentar la reducción del sustrato.

Los subproductos derivados de la biotransformación de residuos restauranteros, mediante el uso de LMSN, obtuvieron características de importancia económica. La larva mostró tener alta cantidad de proteína y grasa, características importantes para la alimentación animal; y reduciendo una mayor cantidad de sustrato, cualidad importante para la eliminación de residuos. El residuo biotransformado (frass) muestra características físico - químicas, de importancia agronómica por lo que puede ser explotado como sustrato agrícola.

El uso de LMSN para biotransformar residuos restauranteros es una alternativa de manejo que puede contribuir a la disminución de problemas ambientales por la disposición tradicional.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Querétaro, así como al Laboratorio de Bioingeniería, y la "Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti)", México, para la beca de posgrado número 1083167 que hizo posible esta investigación.

6. Referencias

[1] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 8 de mayo de 2023. México: Cámara de Diputados.

[2] WRAP, Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012. Banbury, UK, 2013.

[3] Papargyropoulou, E.; Lozano, R.; Steinberger, J.K.; Wright, N.; bin Ujang, Z. (2014). *The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste.* J. Clean. Prod., 76:106–115

[4] Kiss, K.G.; Encarnación, G. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gac. Ecol.*, 79:39–51

[5] Chen, T.L.; Kim, H.; Pan, S.Y.; Tseng, P.C.; Lin, Y.P.; Chiang, P.C. (2020). Implementation of green chemistry principles in circular economy system towards sustainable development goals: challenges and perspectives. *Sci. Total Environ.*, 716:136998.

[6] Barragán-Fonseca, K.; Pineda-Mejía, J.; Dicke, M.; van Loon, J.J. (2018). Performance of the black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) on vegetable residue-based diets formulated based on protein and carbohydrate contents. *J. Econ. Entomol.*, 111(6):2676–2683.

[7] Tomberlin, J.K.; Sheppard, D.C. (2002). Factors influencing mating and oviposition of black soldier flies (Diptera: Stratiomyidae) in a colony. *J. Entomol. Sci.*, 37:345–352.

[8] Surendra, K.C.; Tomberlin, J.K.; van Huis, A.; Cammack, J.A.; Heckmann, L.H.L.; Khanal, S.K. (2020). Rethinking organic wastes bioconversion: evaluating the potential of the black soldier fly (Hermetia illucens (L.)). *Waste Manag.*, 117:58–80

[9] Dirección General de Normas, NMX-F-083-1986, Alimentos. Determinación de humedad en productos alimenticios, México, 1986.

[10] Dirección General de Normas, NMX-F-066-S-1978, Determinación de cenizas en alimentos, México, 1978.

[11] Dirección General de Normas, NMX-F-068-S-1980, Alimentos. Determinación de proteínas, México, 1980.

[12] US Environmental Protection Agency. 1996. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. EPA Method 3546. En: *SW-846 Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*. U.S. EPA, Washington, D.C.

[13] Dimler, R.J.; Schaefer, W.C.; Wise, C.S.; Rist, C.E. (1952). Quantitative paper chromatography of D-glucose and its oligosaccharides. *Analytical Chemistry*, 24(9):1411–1415

[14] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis índice, México, 2000.

[15] Heiri, O.; Lotter, A.F.; Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *J. Paleolimnol.*, 25:101–110.

[16] Giannetto, A.; Oliva, S.; Lanes, C.F.C.; de Araújo Pedron, F.; Savastano, D.; Baviera, C.; et al. (2020). Hermetia illucens (Diptera: Stratiomydae) larvae and prepupae: biomass production, fatty acid profile and expression of key genes involved in lipid metabolism. *J. Biotechnol.*, 307:44–54.

[17] Arabzadeh, G.; Delisle-Houde, M.; Tweddell, R.J.; Deschamps, M.H.; Dorais, M.; Lebeuf, Y.; et al. (2022). Diet composition influences growth performance, bioconversion of black soldier fly larvae: agronomic value and in vitro biofungicidal activity of derived frass. *Agronomy*, 12(8):1765

[18] Nyakeri, E.M.; Ayieko, M.A.; Amimo, F.A.; Salum, H.; Ogola, H.J.O. (2019). An optimal feeding strategy for black soldier fly larvae biomass production and faecal sludge reduction. *J. Insects Food Feed*, 5(3):201–213

[19] Ermolaev, E.; Lalander, C.; Vinnerås, B. (2019). Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with Hermetia illucens. *Waste Manag.*, 96:65–74.

[20] Nguyen, T.T.; Tomberlin, J.K.; Vanlaerhoven, S. (2015). Ability of black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae to recycle food waste. *Environ. Entomol.*, 44(2):406–410.

[21] Gold, M.; Cassar, C.M.; Zurbrügg, C.; Kreuzer, M.; Boulos, S.; Diener, S.; Mathys, A. (2020). Biowaste treatment with black soldier fly larvae: increasing performance through the formulation of biowastes based on protein and carbohydrates. *Waste Manag.*, 102:319–329.

[22] Martínez, P.F.; Roca, D. (2011). Sustratos para el cultivo sin suelo. Materiales, propiedades y manejo. En: Flórez, V.J. (Ed.). *Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. pp. 37–77.

[23] Quintero, M.F.; González, C.A.; Guzmán, J.M. (2011). Sustratos para cultivos hortícolas y flores de corte. En: Flórez, V.J. (Ed.), *Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. pp. 79–108.

[24] Warncke, D. (1988). Recommended test procedure for greenhouse growth media. En: *Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region*, Bulletin 499. North Dakota Agric. Exp. Station, Fargo, ND. pp. 34–37

[25] Nappi, P.; Barberis, R. (1993). Compost as growing medium: chemical, physical and biological aspects. *Acta Hortic.*, 342:249–256

[26] K.A. Handreck, N. Black, Growing Media for Ornamental Plants and Turf, Rev. ed., New South Wales Univ. Press, Kensington, Australia, 1994.

[27] Villegas-Cornelio, V.M.; Laines Canepa, J.R. (2017). Vermicompostaje: II avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.*, 8(2):407–421.

Aprovechamiento de material biosecado como sustrato en un sistema de lombricultivo con lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*)

C1 ABPG

Nadia Belen Ambriz Gonzalez, Fabián Robles Martínez, Ana Belem Piña Guzmán*

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: apinag@ipn.mx

Resumen

En el proceso de biosecado la actividad microbiana y el aporte de oxígeno aceleran la pérdida de agua en residuos orgánicos, generando un material biosecado (MB), con potencial uso como biocombustible. Sin embargo, por su alto contenido de materia orgánica, también puede tener otros usos. En este estudio, un MB obtenido a partir de una mezcla de cáscara de naranja, pasto, mulch, hojarasca y composta, se utilizó como alimento en un sistema de lombricultivo con *Eisenia foetida* durante 45 días. Para ello, se prepararon mezclas de residuos orgánicos frescos (ROF) con diferentes proporciones de MB: 100%, 75%, 50%, 25% y 0%. Durante el lombricultivo se dio seguimiento a la temperatura, humedad y pH, y al finalizar el bioensayo se analizó el humus resultante. En los tratamientos alimentados con concentraciones de 100% MB y 75% MB la población de lombrices se redujo en 28.5% y 7.7%, respectivamente, pero se encontró el mayor número de cocones (28 y 24 cocones/kg humus, respectivamente). El humus de todos los tratamientos cumplió con la norma NMX-FF-109-SCFI-2008 en cuanto a la relación C/N. Según esta norma, el humus del tratamiento con 100% MB fue clasificado como de Primera calidad, y el de los tratamientos con menores proporciones de MB, como de calidad Extra. Se concluye que la alimentación con 100% MB puede causar efectos negativos en la supervivencia de *E. foetida*, pero si se mezcla con ROF, el MB puede ser utilizado para la alimentación de lombriz.

Palabras Clave: biosecado, residuos orgánicos, E. foetida, humus, lombricultivo.

1. Introducción

En México, alrededor de 21 millones de hectáreas se destinan a actividades agroindustriales, las cuales generan aproximadamente 640 mil toneladas anuales de residuos sólidos orgánicos (RSO), caracterizados por un alto contenido de humedad [1]. La gran cantidad de estos residuos, sumada a su inadecuado manejo, puede derivar en problemas ambientales, económicos y sociales. Por ello, es fundamental implementar técnicas que permitan su valorización. Entre las estrategias de aprovechamiento más comunes se encuentran el compostaje, lombricompostaje, incineración y, más recientemente, el biosecado. Este último es un proceso aeróbico que, mediante la acción de microorganismos degradadores de la materia orgánica (M.O.) y una aireación periódica, permite reducir significativamente la humedad, el peso y el volumen de los RSO. El resultado es un material biosecado (MB): un residuo estabilizado, deshidratado y con alto poder calorífico, con potencial para ser utilizado como biocombustible [2]. Además, el MB conserva un elevado contenido de M.O. que lo hace apto para su incorporación como alimento en procesos como el lombricultivo. En este contexto, la acción de la lombriz roja californiana (Eisenia foetida) puede contribuir a completar la degradación del material, generando un producto final más estable y nutritivo. El biosecado, por tanto, representa una alternativa viable al compostaje, especialmente en regiones con escasez hídrica, ya que no requiere la adición de agua y se completa en un tiempo menor. Adicionalmente, evaluar la factibilidad del uso de MB en lombricultivo abre la posibilidad a nuevas investigaciones orientadas a conocer su efecto en la producción de vermicompost, un abono con potencial para mejorar las propiedades del suelo y favorecer el crecimiento vegetal. Con base en lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar el uso del material biosecado como sustrato en un proceso de lombricultivo con E. foetida durante 45 días, determinando la supervivencia y reproducción de las lombrices, así como la calidad del humus obtenido.

2. Metodología experimental

2.1 Composición de las unidades experimentales

Para la prueba de alimentación, primeramente, se formularon las mezclas de Residuos Orgánicos Frescos (ROF) y diferentes concentraciones de MB (100%, 75%, 50%, 25% y 0%). El MB utilizado para el presente estudio tuvo una composición predominante (58.82%) de bagazo de naranja.

Las unidades experimentales (tres por cada concentración) se prepararon en macetas de 8,220 cm^3 y, sobre una capa de 5 cm de suelo de vivero, se colocaron 130 lombrices cliteladas (densidad 2500 lombrices/m^2) [3] en cada unidad experimental. Sobre la masa de

lombrices se colocó semanalmente 150 g de alimento. En la tabla 1 se muestra la composición las mezclas alimenticias conformadas por MB y por ROF (residuos de lechuga y bagazo de zanahoria), para cada concentración. Esta cantidad de alimento se determinó con base en un consumo de 1g de alimento por cada lombriz y se preparó semanalmente durante los 45 días del lombricultivo.

Tabla 1. Composición del alimento para cada concentración.

Concentración de MB (%)	Composición*	
	MB (Kg)	ROF (Kg)
100	0.150	0
75	0.113	0.037
50	0.075	0.075
25	0.037	0.113
0	0	0.150

* Cantidad preparada por cada unidad experimental. Experimento realizado por triplicado.

2.2 Monitoreo de factores

Durante la prueba de alimentación se controló la temperatura, humedad y pH del proceso de lombricultivo. La temperatura se midió diariamente con la ayuda de un termómetro para suelo. La humedad y pH se midieron semanalmente de acuerdo con lo establecido en la NOM-021-SEMARNAT-2000[4]. El control de estas variables se realizó con la finalidad de mantener las condiciones óptimas para el desarrollo de *E. foetida* evitando que surgieran alteraciones durante el proceso de lombricultivo.

2.3 Supervivencia y reproducción

Pasados los 45 días de la prueba de alimentación, se midió la supervivencia de *E. foetida* por conteo de lombrices y la reproducción por conteo de cocones en una muestra del material resultante (humus), aplicando el método de cuarteo.

2.4 Calidad del humus

La calidad del humus de *E. foetida* se determinó de acuerdo con lo establecido en la NMX-FF-109-SCFI-2008 [5], la cual establece las especificaciones con las que debe cumplir el humus de lombriz que se produce o se comercializa en el territorio mexicano. Cada medición se realizó por triplicado en los diferentes tratamientos.

3. Resultados y discusión

3.1 Monitoreo de variables

La temperatura se midió diariamente, ya que las lombrices pueden desarrollarse en un ambiente que se encuentre entre los 12°C y los 25°C, con lo que se asegura su sobrevivencia y capacidad de convertir el sustrato en humus. En la figura 1, se puede apreciar que, aunque las variaciones diarias de temperatura obedecieron al comportamiento variante de la temperatura ambiente, se presentó un ligero aumento que no sobrepasó los 25°C al final del proceso.

En la figura 2 se observa el comportamiento del pH, con las mayores variaciones al inicio del lombricultivo. Un ligero descenso en el día 15 pudo deberse a la formación de ácidos orgánicos ocasionada por la degradación de la M.O. más asimilable, posteriormente se tuvo un ligero aumento debido a que se aceleró la degradación de los compuestos ácidos y la mineralización de compuestos nitrogenados hasta la formación de amoniaco, debido a esto se pudo tener un incrementó el pH, que se estabilizó a partir del día 20. De acuerdo con un análisis ANOVA el comportamiento, tanto de temperatura como de pH, no fue estadísticamente diferente ($p>0.05$) entre los tratamientos.

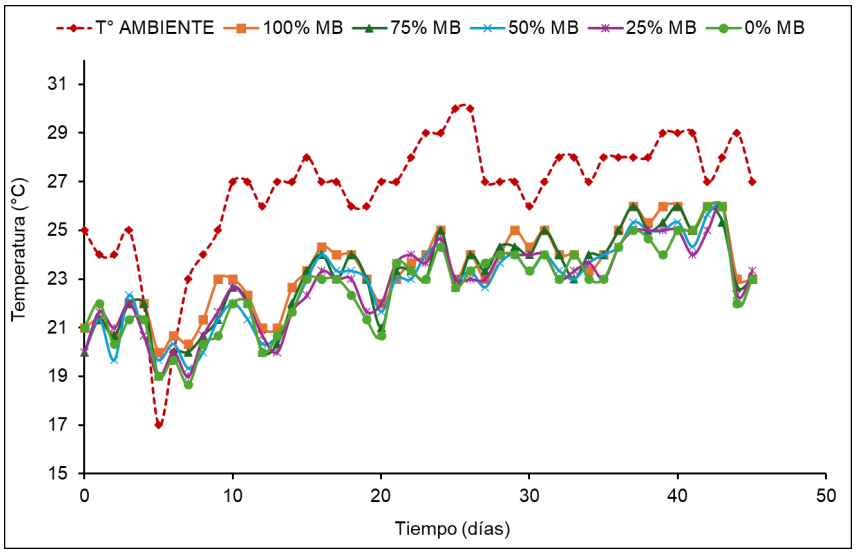


Figura 1. Comportamiento de la temperatura durante el proceso de lombricultivo.

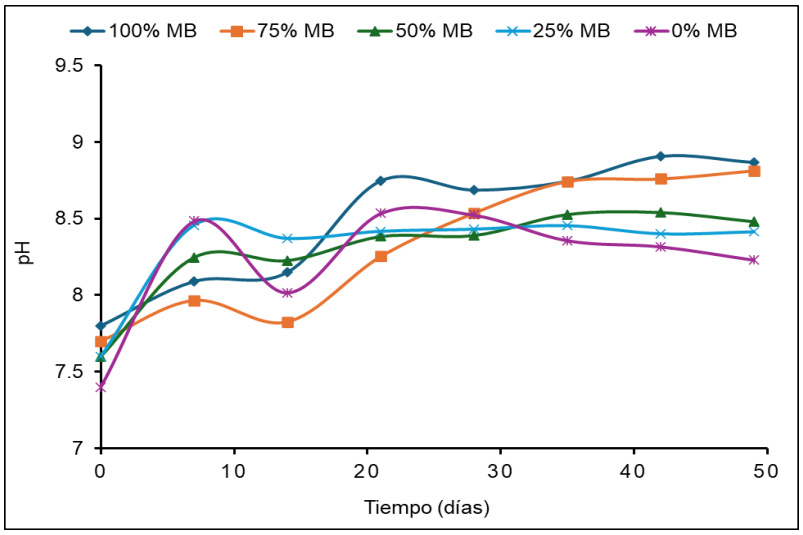


Figura 2. Comportamiento del pH durante el proceso de lombricultivo.

El monitoreo de la humedad es importante, ya que según Reinecke y Venter (1985), es probable la disminución de la tasa de crecimiento debido a condiciones de baja humedad retrasando su reproducción, por lo que las lombrices podrían desarrollar clítelio en diferentes momentos bajo diferentes condiciones de humedad, afectando principalmente el crecimiento y reproducción de *E. foetida* [6]. Reiterando, de igual manera se realizó la prueba ANOVA indicando que las diferencias estadísticas entre los tratamientos no fueron significativas. En la figura 3 se muestra el comportamiento de la humedad para cada tratamiento a lo largo del proceso.

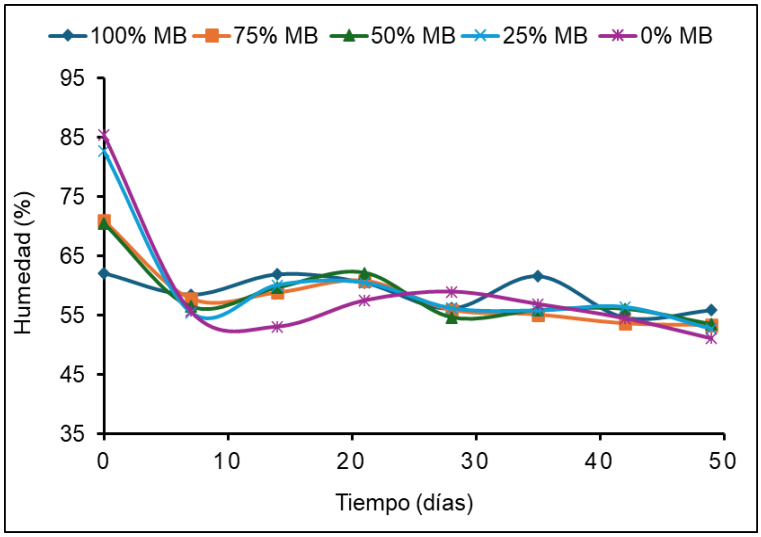


Figura 3. Comportamiento de la humedad durante el proceso de lombricultivo.

3.2 Supervivencia y reproducción

En la tabla 2 se presenta el comportamiento de la supervivencia de la lombriz roja californiana en los diferentes tratamientos, observándose que la mayor mortalidad (28.5%) se presentó en las unidades experimentales alimentadas con una concentración de 100% MB, seguida de la concentración de 75% MB con 7.7% de mortalidad. Para las concentraciones de MB inferiores al 75% la mortalidad fue de 0%. La reproducción que se obtuvo después de la prueba de alimentación se midió mediante el número de cocones encontrados en una muestra de 1kg de humus (cocones/kg humus), y se encontró que, a diferencia de la supervivencia hubo mayor presencia de cocones en los tratamientos alimentados con las concentraciones de 100% MB y 75% MB con 28 y 24 cocones/kg de humus, respectivamente.

Tabla 2. Supervivencia y reproducción de *E. foetida* a diferentes concentraciones de material biosecado.

Concentración (%)	**No. Lombrices**		**Supervivencia (%)**	**Reproducción (cocones/kg humus)**
	Inicial	**Final**		
100	130	93±6.24	71.5±4.80	28±6.08
75		120±6.55	92.3±5.04	24±1.52
50		130	100	14±1.52
25		130	100	16±4.04
0		130	100	20±2.51

De esta manera, se confirmó que la alimentación de E. foetida exclusivamente con material biosecado no favoreció la supervivencia de las lombrices adultas; sin embargo, el número de cocones registrados en estas condiciones fue mayor que en los tratamientos con concentraciones del 50%, 25% y 0% de MB. Cabe mencionar que, durante el conteo de lombrices sobrevivientes, se observó que en los tratamientos con menor número de cocones (50%, 25% y 0% de MB) hubo presencia de crías cuya cantidad y reducido tamaño dificultaron su cuantificación. Este hallazgo sugiere que, probablemente la mezcla conteniendo una mayor proporción de ROF aportó nutrientes de fácil asimilación y facilitó la adaptación de E. foetida en dichos tratamientos, favoreciendo la eclosión de los cocones. En contraste, las altas concentraciones de MB podrían haber generado un ambiente poco favorable para la eclosión. Complementando lo anterior, en un estudio previo se reportó que la aplicación de material biosecado a un cultivo de E. foetida durante un periodo de 21

días no afectó negativamente la sobrevivencia, pues incluso a concentraciones del 100% de MB, la tasa de sobrevivencia fue del 99.74%. A partir de este antecedente, en el presente estudio se optó por ampliar el periodo a 45 días, con el objetivo de evaluar si esta variable influye en la supervivencia y reproducción de la lombriz. Al comparar ambos estudios, se puede deducir que la exposición de E. foetida a altas concentraciones de material biosecado por un periodo amplio puede ser perjudicial para la supervivencia y, en consecuencia, la reproducción, ya que frena la eclosión de los cocones. Gobi y Gunasekaran (2010), señalan que la pérdida de peso, la disminución de población y la mínima o nula producción y eclosión de cocones de E. foetida son efectos negativos que se pueden explicar por su capacidad de resistir fisiológicamente a un tóxico, ya que implicar una disminución de energía que la lombriz invierte en otros procesos como la reproducción o eclosión de cocones [7]. En el presente estudio, es posible que algunos compuestos tóxicos constituyentes de la cáscara de naranja (p.e. el d-limoneno) no se hayan degradado completamente durante el proceso de biosecado y hayan sido perjudiciales en términos de energía disponible para la reproducción o eclosión de los cocones de E. foetida.

3.3 Calidad del humus

Finalmente, pasados los 45 días de la prueba de alimentación también se evaluó la calidad del humus producido por la Lombriz Roja Californiana en las diferentes concentraciones, evaluando principalmente los parámetros fisicoquímicos que establece la NMX-FF-109-SCFI-2008. En la tabla 3, se muestran los parámetros evaluados y los resultados obtenidos.

Tabla 3. Parámetros medidos para determinar la calidad del humus (*NMX-FF-109-SCFI-2008).

Parámetro	Normatividad*	Concentración de MB				
		100%	75%	50%	25%	0%
pH	5.5-8.5	8.5±0.19	8.5±0.04	8.1±0.06	8.4±0.02	8.2±0.01
Humedad	20-40%	51.7±1.7	52±0.9	44.6±2.1	45.7±4.4	39.2±1.5
C.E. (dS/m)	≤4	0.052	0.042	0.042	0.049	0.052
D.A (g/ml)	0.40-0.90	0.68	0.61	0.65	0.67	0.68
%M.O.	20-50%	11.83±0.4	23.42±1	22.87±2	25.78±0.7	23.58±0.9
%NT	1-4%	1.34±0.09	1.13±0.07	1.27±0.1	1.13±0.09	1.37±0.07
Relación C/N	≤20	5.19	12.48	11.20	13.42	10.34
CIC (Cmol/kg)	>40	1488.09±14	1499.48±28	1420.55±7	1447.86±5	1469.72±8

Para el humus de los tratamientos con concentraciones inferiores al 100% de MB, el porcentaje de M.O. fue muy alto, por lo que podría ser utilizado como mejorador de suelo, proporcionado el sustrato necesario para la actividad microbiana, mejoraría la capacidad de retención de agua y la humedad del suelo, el aporte de nutrientes a los microorganismos

mejorando la estructura y aireación del suelo. Asimismo, la relación C/N en procesos de lombricompostaje debe ser de 25:1 y 40:1 al inicio y al finalizar el proceso esta relación C/N debe disminuir, siendo la óptima entre 10:1 y 20:1, esta relación es un indicador del equilibrio en la disponibilidad del carbono y nitrógeno.

4. Conclusiones

Este estudio demuestra que el MB puede usarse en procesos de lombricultivo y lombricompostaje como parte de la alimentación de *Eisenia foetida*, siendo una alternativa a su uso como combustible. No obstante, cuando las lombrices se alimentaron solo con MB, el humus producido no cumplió con todos los parámetros de calidad establecidos en la norma NMX-FF-109-SCFI-2008, probablemente porque la lombricomosta no alcanzó el nivel de madurez necesario en los 45 días de prueba. En cambio, al usar el MB a concentraciones menores del 100%, se obtuvo un humus nutritivo, útil como mejorador del suelo. De tal manera, se infiere que altas concentraciones de MB afecta negativamente la calidad del humus producido, asimismo se afecta el crecimiento, la reproducción y la producción de *Eisenia foetida.* Es necesario dar seguimiento al proceso de lombricompostaje con 100% MB hasta lograr la obtención de un material completamente humificado en el que el MB sea indistinguible.

5. Agradecimientos

Agradecemos a la SIP del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo a los proyectos 20171499 y 20253671. Asimismo, agradezco al Ing. Oscar Escobar por proporcionar el material biosecado para el desarrollo de este proyecto.

6. Referencias

[1] L.M., Pérez-Montoya, P.X., Sotelo-Navarro, P.A., López-Pérez, C., Bañuelos-Barrón. (2022). Evaluación de impacto ambiental del bioetanol producido por biomasa agroindustrial en México. Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad (TERYS), 1(1).

[2] L.C., Ballesteros-Vásquez, F., Robles-Martínez, R.M., Contreras-Cisneros, A.B., Piña-Guzmán, A., Osorio-Mirón (2022). Residuos agrícolas y agroindustriales biosecados como alternativa de energética. Revista Internacional de Investigación e Innovación Tecnológica (RIIIT). Vol. 10, no. 57, pp. 18-31.

[3] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). (2021). Manual 14: Humus de lombriz. Estrategia de Acompañamiento Técnico, Programa Producción para el Bienestar.

[4] DOF (2003). Norma Oficial Mexicana. NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, SEMARNAT: Ciudad de México, México, 2003. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002#gsc.tab=0

[5] DOF (2008). Norma Mexicana. NMX-FF-109-SCFI-2008. Humus de lombriz (lombricomposta) – Especificaciones y métodos de prueba. Dirección General de Normas. Diario Oficial de la Federación, Secretaría de Economía: Ciudad de México, México, 2008. https://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2007/nmx-ff-109-scfi-2008.pdf

[6] A.J., Reinecke, and J.M., Venter. (1985). The influence of moisture on the growth and reproduction of the compost worm Eisenia foetida (Oligochaeta), Rev. Ecol. BioI. Sol., 22:473-481

[7] M., Gobi, and P., Gunasekaran. (2010). Effect of Butachlor Herbicide on Earthworm Eisenia foetida- Its Histrorical Perspicuity. Applied and Environmental Soil Science,1-4.

Estudio de la adsorción de fármacos en carbones activados de origen agroindustrial

C1 HPMZ

Hana P. Mandujano Zúñiga[1], Irma Robles[2]*

[1]Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Avenida Universidad Km. 1 s/n Exhacienda Aquetzalpa, 43600 Tulancingo, Hgo., México.

[2]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., Parque Tecnológico Querétaro SN, 76703 San Fandila, Qro., México.

*E-mail: irobles@cideteq.mx

Resumen

El presente trabajo tuvo como objetivo principal la producción y caracterización de carbones activados obtenidos a partir de residuos agroindustriales, específicamente cáscaras de naranja y coco, con la finalidad de evaluar su eficiencia en la adsorción de fármacos presentes en aguas residuales. Esta propuesta se centra en la búsqueda de soluciones sostenibles para el tratamiento de contaminantes mediante el aprovechamiento de materiales de bajo costo y origen renovable.

Los carbones activados mediante activación química con cloruro de zinc, seguida de un proceso de carbonización controlado mostraron un efecto con respecto al fármaco utilizado y al tiempo de contacto. La mayor capacidad de adsorción se logró para el caso de la adsorción de diclofenaco con carbón activado de cáscara de coco, superando al carbón activado comercial. La caracterización fisicoquímica incluyó titulación de Boehm, titulación potenciométrica y determinación del punto de carga cero, permitiendo identificar la presencia de grupos funcionales superficiales, así como superficies con propiedades adsorbentes diferenciadas.

Se seleccionaron cuatro fármacos de uso común: paracetamol, diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno. Por medio de espectrofotometría UV-Vis se identificaron sus picos de absorbancia y se evaluaron parámetros como concentración, pH, tiempo de contacto y comportamiento en mezclas. Mostrando una alta eficiencia de adsorción, destacando su completa remoción de algunos compuestos, especialmente en el caso de diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno. Demostrando que los carbones activados de origen agroindustrial representan una alternativa viable y eficaz para la remoción de contaminantes farmacéuticos en medios acuosos. La valorización de residuos orgánicos mediante procesos de activación y carbonización contribuye significativamente a una gestión

ambiental más responsable y a la mejora de las tecnologías aplicadas al tratamiento de aguas residuales.

Palabras Clave: carbón activado, fármacos, adsorción, naranja, coco, espectrofotometría UV-Vis, diclofenaco, naproxeno, ibuprofeno.

1. Introducción

La contaminación del agua por compuestos farmacéuticos representa un problema ambiental emergente de creciente preocupación, debido a su persistencia en los ecosistemas acuáticos y a los efectos adversos que pueden generar tanto en la biota como en la salud humana. Estos contaminantes, que ingresan al ambiente principalmente a través de descargas hospitalarias, domésticas e industriales, no siempre son eficientemente eliminados por los tratamientos convencionales de aguas residuales [1].

Entre las estrategias más prometedoras para la remoción de fármacos en cuerpos de agua se destaca el uso de carbón activado, un material poroso ampliamente empleado por su elevada área superficial y capacidad adsorbente. Actualmente, el interés por el desarrollo de carbones activados a partir de residuos agroindustriales se ha incrementado, no solo por su bajo costo y disponibilidad, sino también por su contribución a la economía circular y la minimización de desechos.

El trabajo se centra en la producción y caracterización de carbones activados elaborados a partir de cáscara de naranja y cáscara de coco, mediante un proceso de activación química con cloruro de zinc. Posteriormente, se evaluó su eficiencia en la adsorción de cuatro fármacos de uso común y frecuente presencia en cuerpos de agua: paracetamol, diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno.

Se realizaron estudios espectrofotométricos en el rango UV-Vis para determinar los parámetros óptimos de adsorción, considerando variables como el pH, la concentración, el tiempo de contacto y la presencia de mezclas. Asimismo, se efectuó una caracterización fisicoquímica detallada de los materiales obtenidos, con el fin de correlacionar sus propiedades superficiales con el desempeño adsorbente observado.

Este trabajo busca aportar conocimiento sobre el potencial de materiales carbonosos de origen agroindustrial en la mitigación de contaminantes emergentes, promoviendo alternativas sostenibles para el tratamiento de aguas residuales.

2. Metodología experimental

2.1 Obtención de carbón activado

Para la producción de carbón activado, se utilizaron cáscaras de naranja y de coco como materias primas, sometiéndolas previamente a limpieza, secado y reducción de tamaño. Se activaron las cáscaras de naranja y de coco con $ZnCl_2$, y posteriormente se colocaron en tubos de cerámica conectados a hornos tubulares (Horno Tubular THERMO SCIENTIFIC) con flujo continuo de nitrógeno. La carbonización se realizó a 600 °C para la naranja, y 300 °C para el coco, durante una hora en atmósfera inerte [2-4]. Tras el enfriamiento, se recolectó y pesó el carbón activado generado. Posteriormente, este material se caracterizó mediante las técnicas de titulación de Boehm, titulación potenciométrica y punto de carga cero. Para finalmente evaluar su capacidad de adsorción y le efecto del pH en este proceso.

2.2 Caracterización de la superficie del carbón activado

El método de titulación de Boehm fue utilizado para determinar la concentración de grupos funcionales superficiales del carbón activado. La regla principal de este método consta en que los grupos que contienen oxígeno en la superficie del carbón tienen diferente acidez y pueden ser neutralizados usando bases de diferente fuerza [5].

En frascos herméticos con tapa agregó 0.02 gramos de cada uno de los materiales, y les fue añadido un volumen de 20 mL de NaOH, Na_2CO_3, $NaHCO_3$ y HCl para evaluar los grupos funcionales afines. Inicialmente, se tomó lectura de pH (en Potenciómetro Orión), posterior a ello se llevaron a agitación en un Motor Ajustable Solbdbat, durante 5 días y 250 rpm. Transcurridas las primeras 24 horas se tomaron 5 mL de cada frasco para medir el pH. Esta muestra se tituló con HCl 0.1 M para las soluciones básicas, y con NaOH 0.1 M para la solución ácida, utilizando fenolftaleína como indicador. El mismo procedimiento se completó a 5 días.

Para desarrollar la titulación potenciométrica en carbones activados se prepararon frascos herméticos con 0.05 g de cada muestra (precursores y carbones activados) y 20 mL de agua desionizada. Se midió el pH inicial tras 20 minutos de agitación a 250 rpm. Luego, se agregó 1 mL de NaOH, se agitó y se midió el pH nuevamente. Posteriormente, se añadió HCl en incrementos de 1 mL, con agitación de 10 minutos entre cada adición, hasta alcanzar un pH ácido, registrando el pH en cada paso. El procedimiento se repitió por duplicado y los datos fueron analizados en una hoja de cálculo.

El punto de carga cero (PCC), es el valor de pH que corresponde al punto de equilibrio de las cargas externas e internas del material adsorbente [6]. Se prepararon frascos herméticos con 0.02 g de cada material (precursores y carbones activados) y 20 mL de

soluciones (agua desionizada) ajustadas a pH 1, 3, 5, 7, 9 y 11, usando HCl o NaOH 0.1 M según el caso del pH al que se desea llegar. Las soluciones se verificaron con potenciómetro. Tras agregar las soluciones a los frascos, se agitaron durante 48 horas, se dejaron reposar y se midió nuevamente el pH.

2.3 Estudio del proceso de adsorción

Para realizar el experimento de adsorción se preparó una solución del fármaco de interés con concentración conocida, posteriormente se añadió un volumen de 30 mL a 0.01 g de carbón activado, a temperatura ambiente y bajo agitación constante a 250 rpm. La toma de muestras se realizó en distintos intervalos de tiempo durante un periodo de 48 horas. La concentración del fármaco remanente en solución se determinó por espectrofotometría UV-Vis a la longitud de onda característica del fármaco para evaluar la cantidad adsorbida.

Adicionalmente, los experimentos de adsorción se realizaron también a distintos pH con el objetivo de conocer la estabilidad del proceso de adsorción. La influencia del pH en la adsorción de fármacos sobre carbón activado es un aspecto crítico que afecta tanto la eficiencia del proceso como los mecanismos de interacción entre el adsorbente y el adsorbato. El pH determina la ionización de los grupos funcionales presentes en la superficie del carbón carbón activado y del fármaco, lo que a su vez influye en las interacciones electrostáticas, la formación de enlaces de hidrógeno y otras fuerzas intermoleculares [7].

Todos los procedimientos se realizaron por duplicado y a temperatura ambiente.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización del material adsorbente

El carbón activado proveniente de cáscaras de naranja y de coco presentaron una distribución de grupos funcionales que se describe a continuación.

En la titulación de Boehm, el precursor de cáscara de naranja presentó alta concentración de ácidos (1.48 mmol/g) y grupos básicos (1.76 mmol/g), mientras que el precursor de coco mostró menor cantidad de ácidos carboxílicos (0.32 mmol/g) pero una cantidad similar de grupos básicos (1.6 mmol/g). Tras la carbonización, el carbón de naranja mostró un aumento de grupos ácidos (1.84 mmol/g) y una ligero disminución de grupos básicos (1.56 mmol/g). Por otro lado, el carbón activado de coco aumentó significativamente su contenido de ácidos carboxílicos (1.60 mmol/g) y también incrementó ligeramente sus grupos básicos (1.68 mmol/g). En todos los casos se mantuvo la ausencia de lactonas y

fenoles. Estos resultados indican que los materiales poseen naturaleza anfótera, y que la carbonización modifica la proporción de grupos funcionales, haciéndolos adecuados para la adsorción de compuestos ácidos.

En la titulación potenciométrica, todas las muestras mostraron un punto de inflexión entre 4.5 y 5.5 mL de HCl, lo que indica la neutralización de los sitios básicos en la superficie. Estos resultados indican que la carbonización liberó la cantidad de sitios básicos en el carbón activado, respecto a los materiales precursores.

En el análisis del punto de carga cero (PCC), el precursor de cáscara de naranja mostró un valor cercano a pH 1, indicando una superficie cargada positivamente a pH < 1 y negativamente a pH > 1. Tras la carbonización, el carbón activado de naranja presentó un PCC de aproximadamente pH 3, lo que sugiere una modificación de los grupos funcionales superficiales y una mayor estabilidad en soluciones más ácidas. En el caso del coco, tanto el precursor como el carbón activado mostraron un PCC cercano a pH 3, lo que indica que la carbonización no alteró significativamente su carga superficial. El cambio del punto de carga cero de los precursores al carbón activado sugiere una modificación de la química superficial hacia cargas más neutras o ligeramente negativas en condiciones ambientales, lo cual favorece la adsorción de fármacos cargados positivamente o en forma neutra [5].

3.2 Estudio del proceso de adsorción de fármacos en carbón activado

El estudio de adsorción de naproxeno, ibuprofeno y diclofenaco utilizando materiales adsorbentes: carbón activado comercial, como referencia, carbón activado de cáscara de naranja y carbón activado de cáscara de coco, fue evaluado con respecto al pH (3, 5, 7 y 9). Los resultados mostraron que la eficiencia del proceso de adsorción depende fuertemente del pH de la solución y del tipo de adsorbente, los resultados se muestran en la Figura 1.

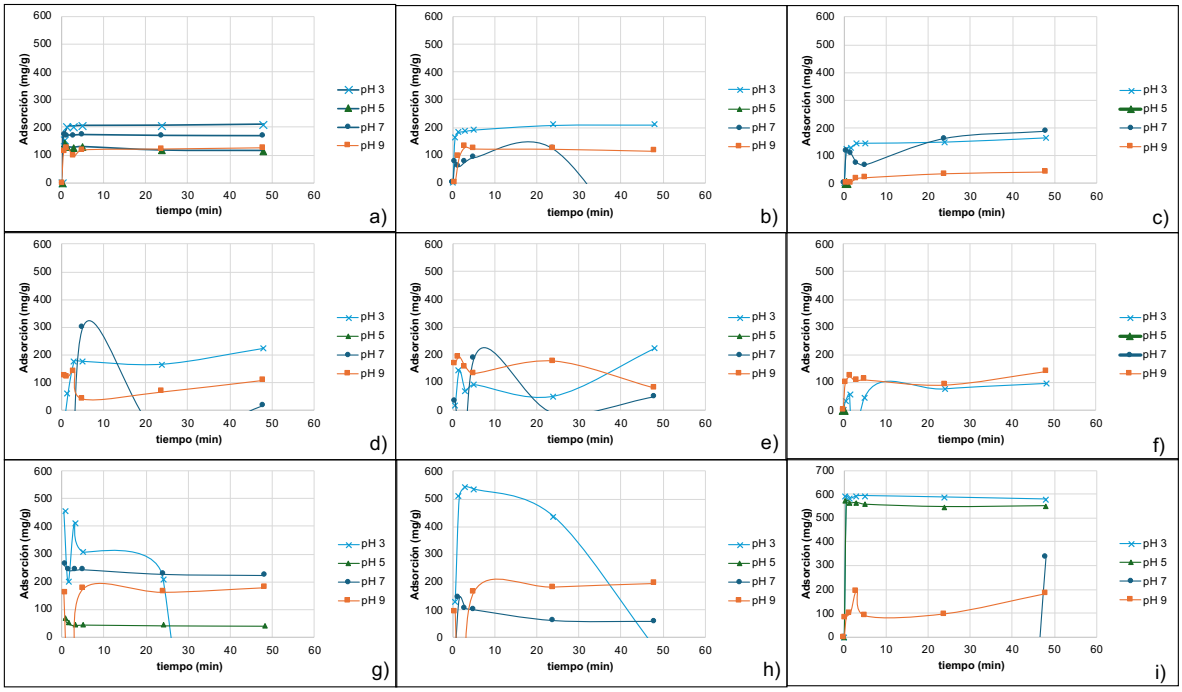


Figura 1. Comparación del proceso de adsorción respecto al pH para los fármacos: Naproxeno (a-c), ibuprofeno (d-f), diclofenaco (g-i), en la referencia carbón activado comercial (a, d, g), carbón activado de cascara de naranja (b, e, h), y carbón activado de cascara de coco (c, f, i).

Los resultados del proceso de adsorción mostraron que:

- El naproxeno tiene afinidad sobre la superficie del carbón activado de naranja y de coco en pH 3, 7, y menor en pH 9. Se vio que la adsorción no se favorece a pH 5. El material de referencia presentó mejor estabilidad de adsorción. En todos los casos se logra adsorber una concentración de alrededor de 200 mg/g.
- El ibuprofeno presentó una inestabilidad en el proceso de adsorción, aunque es posible concluir que la mejor adsorción se logró en pH 9 con una capacidad inferior a 200 mg/g para el carbón activado de naranja y no mayor a 100 mg/g para el carbón activado de coco. El material de referencia mostró una diferencia significativa al respecto, pues la mejor condición de pH fue a pH 3, con una capacidad de adsorción de 200 mg/g aproximadamente.
- El diclofenaco se adsorción con mayor facilidad en los carbones activados de origen agroindustrial, con respecto al material de referencia. Sin embargo, se notó un decaimiento en la curva de adsorción en tiempos superiores a 10 minutos para el carbón activado de cáscara de naranja. Y un proceso estable se observó para el carbón activado de cáscara de coco en pH 3 y 5, donde se alcanzó una concentración superior a los 550 mg/g.

- En todos los casos se notó un gran efecto en el proceso de adsorción con respecto al pH. Este comportamiento puede atribuirse a la influencia del pH en la ionización de los grupos funcionales de los fármacos y de la superficie del adsorbente, lo que afecta las interacciones electrostáticas y de afinidad molecular.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran el potencial de los carbones activados de origen agroindustrial, producidos a partir de cáscara de naranja y cáscara de coco, como materiales adsorbentes eficientes para la remoción de fármacos presentes en soluciones acuosas.

Se obtuvieron materiales con rendimientos aceptables y propiedades superficiales adecuadas, para los carbones activados mediante activación química con cloruro de zinc, y posterior carbonización, tal como lo mostraron los resultados de la caracterización mediante titulación de Boehm, titulación potenciométrica y determinación del punto de carga cero.

La adsorción de diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno fue evaluada bajo diversas condiciones experimentales, revelando altas eficiencias de remoción con respecto al tiempo. El pH de la solución tuvo un efecto considerable en la eficiencia de adsorción, particularmente en relación con la ionización de los fármacos y la carga superficial del adsorbente.

Asimismo, los ensayos con mezclas binarias evidenciaron la capacidad del carbón activado para diferenciar entre compuestos en competencia, favoreciendo en algunos casos la adsorción de uno sobre otro, como se observó con el diclofenaco en presencia de ibuprofeno. Esto resalta la importancia de considerar las interacciones competitivas en matrices reales de aguas contaminadas.

Estos resultados respaldan el uso de residuos agroindustriales como precursores viables para la producción de carbones activados sostenibles y funcionales, contribuyendo a la valorización de desechos y al desarrollo de tecnologías de tratamiento de aguas más económicas y ecológicas.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, CIDETEQ S.C. por las facilidades para desarrollar esta investigación.

También agradecen el apoyo técnico de Alina, Z. Vela, Romary Sánchez, Jorge A. Olivarez y Viridiana Hernández.

6. Referencias

[1] F.G. Calvo-Flores, J. Isac-Garcéa, J.A. Dobado, eds., Emerging Pollutants: Origin, Structure, and Properties, Wiley, 2018. https://doi.org/10.1002/9783527691203.

[2] A.Z. Vela-Carrillo, R.J. Martínez, L.A. Godínez, J. de J. Pérez-Bueno, F. Espejel-Ayala, I. Robles, Study of chemical, kinetic, and theoretical sorption properties of activated carbons obtained from agroindustrial origin: comparison of anionic and cationic model molecules, Biomass Convers Biorefin (2022). https://doi.org/10.1007/s13399-022-02367-7.

[3] A.Z. Vela-Carrillo, R.J. Martínez, L.A. Godínez, J.D. García-Espinoza, E. Aldeco-Pérez, I. Robles, Study of chemical, kinetic, and theoretical sorption properties of activated carbons obtained from agroindustrial origin, comparison of anionic and cationic model molecules: Part II—ZnCl2 activation, Biomass Convers Biorefin (2024). https://doi.org/10.1007/s13399-024-05924-4.

[4] R.J. Martínez, A.Z. Vela-Carrillo, L.A. Godínez, J. de J. Pérez-Bueno, I. Robles, Competitive adsorption of anionic and cationic molecules on three activated carbons derived from agroindustrial waste, Biomass Bioenergy 168 (2023) 106660. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106660.

[5] I. Dobrosz-Gómez, M.Á. Gómez, C. Santa, Optimization of the Cr(VI) adsorption process on bituminous activated carbon, Informacion Tecnologica 29 (2018) 43–56. https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000600043.

[6] R. Dhumal, P. Sadgir, Bioadsorbents for the removal of salt ions from saline water: a comprehensive review, Journal of Engineering and Applied Science 70 (2023). https://doi.org/10.1186/s44147-023-00253-1.

[7] X. Jornadas, C. De Catálisis, Y. Adsorción, Adsorción de contaminantes emergentes usando carbón activado elaborado a partir de neumáticos fuera de uso, Chile, 224AD. www.catalisisyadsorcionchile.cl.

Desarrollo de electrodos modificados con carbón activado provenientes de residuos agroindustriales y su evaluación en celdas de combustible microbianas

C1 JAOC

Jorge A. Olivarez C., Francisco J. Rodríguez V., Irma Robles*

Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C, Parque Tecnológico Querétaro, s/n, San Fandila, C.P. 76703, Pedro Escobedo, Querétaro.

*E-mail: irobles@cideteq.mx

Resumen

El aprovechamiento de residuos agroindustriales representa una estrategia clave para el desarrollo de tecnologías sustentables, este estudio aborda la elaboración de cátodos para celdas de combustible microbianas (CCM) utilizando carbón activado obtenido a partir de cáscara de naranja y coco, con el objetivo de valorizar estos residuos y evaluar su desempeño electroquímico. Los residuos orgánicos se sometieron a un pretratamiento antes de activarlos químicamente con cloruro de zinc ($ZnCl_2$) para posteriormente ser carbonizados a 600°C y 300°C respectivamente, se molió mecánicamente y tamizó a un tamaño de partícula inferior a 150 μm. La caracterización del carbón activado se realizó mediante titulación de Boehm, titulación potenciométrica y punto de carga cero, revelando la presencia de grupos funcionales oxigenados favorables para la reducción de oxígeno. El carbón activado se mezcló con polvo de grafito y un aglutinante y se aplicó en una malla de fibra de carbono y alambre de titanio para elaborar el cátodo. El voltaje obtenido a circuito abierto en la etapa de inoculación fue de 0.450 V en promedio el cual incremento a 0.750 V en promedio con el sustrato sintético, evidenciando una mejora en la actividad bioelectroquímica, esto nos indica que los residuos orgánicos pueden convertirse en materiales funcionales con propiedades catalíticas, reduciendo el impacto ambiental y promoviendo el desarrollo de sistemas energéticos sostenibles.

Palabras Clave: Carbón activado, Residuos orgánicos, Cátodo, CCM.

1. Introducción

En México se produce anualmente grandes cantidades de residuos orgánicos derivados de la industria agroalimentaria, entre los que destacan las cáscaras de naranja y coco. De acuerdo con datos del servicio de información agroalimentaria y pesquera (SIAP) en el año 2022 se produjeron más de 4 millones de toneladas de naranja y alrededor de 300 mil

toneladas de coco, principalmente en los estados de Veracruz, Michoacán y Guerrero [1]. Ambos residuos ricos en celulosa, hemicelulosa y lignina representan una fuente abundante y renovable de carbono que puede ser valorizada para la obtención de materiales funcionales como el carbón activado. Una aplicación emergente del carbón activado derivado de residuos agroindustriales es su uso como material catódico en celdas de combustible microbianas (CCM). Estas celdas aprovechan la actividad de bacterias electrogénicas para oxidar materia orgánica y transferir electrones al ánodo, mientras que el cátodo facilita la reacción de reducción de oxígeno para cerrar el circuito eléctrico [2], el desempeño del cátodo es crítico para la eficiencia general del sistema y depende tanto de la conductividad eléctrica como de la funcionalización superficial del material. Los grupos funcionales oxigenados presentes en el carbón activado como carboxilos, hidroxilos y lactonas favorecen la adsorción de oxígeno molecular y la transferencia de electrones durante la ORR [3]. Esta propuesta busca no solo valorizar residuos agroindustriales abundantes en México, sino también contribuir al desarrollo de tecnologías sustentables para la generación de bioelectricidad y el tratamiento de aguas residuales.

2. Metodología experimental

2.1 Elaboración del carbón activado

La figura 1 muestra la metodología seguida para la obtención del carbón activado.

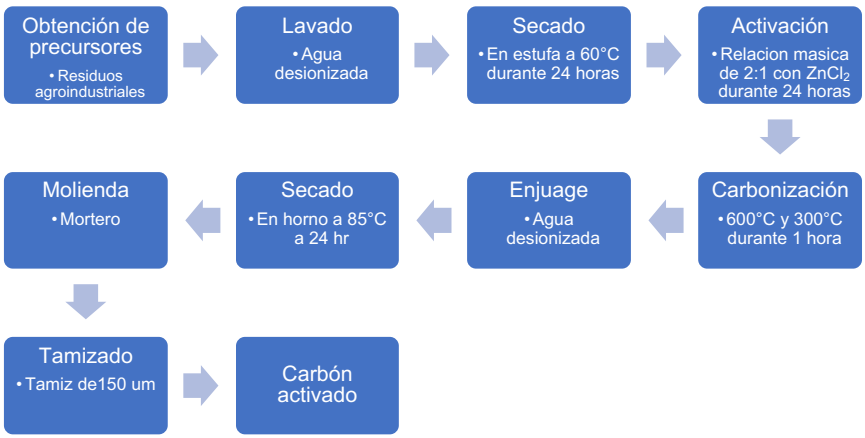


Figura 1. Metodología para la obtención de carbón activado con $ZnCl_2$.

Los residuos agroindustriales de cáscara de naranja y coco fueron recolectados, lavados para remover impurezas superficiales y secados en una estufa a 60°C durante 24 horas [4]. Una vez secos se llevaron a activación química con cloruro de zinc ($ZnCl_2$) en una relación

másica (2:1) durante 24 horas [5], se sometieron a carbonización a 600°C y 300°C durante 1 hora bajo atmósfera inerte (N_2) [6], el carbón activado se lavó con agua desionizada hasta obtener pH neutro, se procedió a moler mecánicamente y se tamizó a un tamaño de partícula inferior de 150 µm.

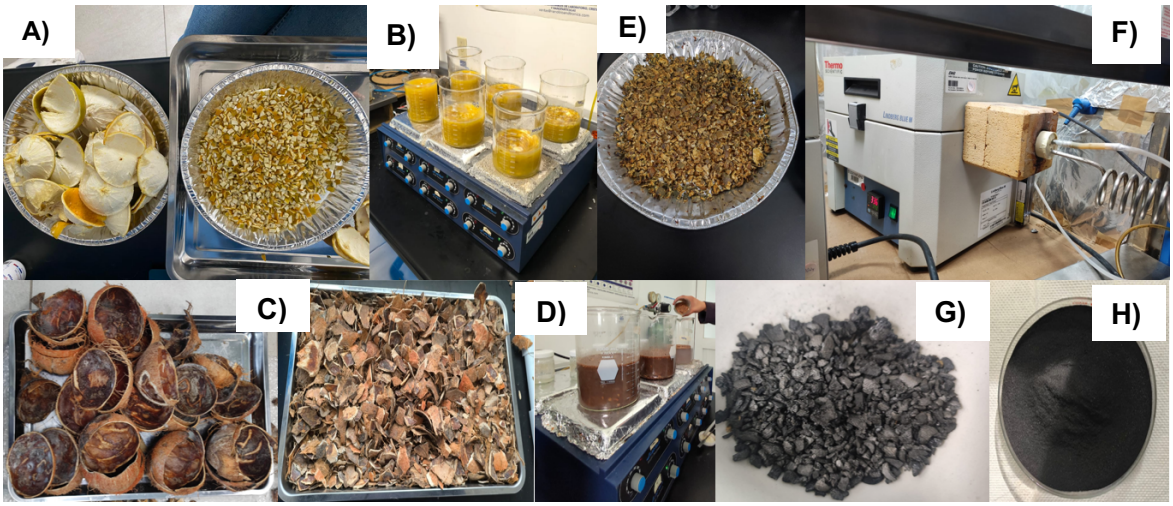


Figura 2. Elaboración de carbón activado con $ZnCl_2$ de cáscara de naranja y coco. A) Lavado y secado de cáscara de naranja, B) Activación de cáscara de naranja con $ZnCl_2$, C) Lavado y secado de cáscara de coco, D) Activación de cáscara de coco con $ZnCl_2$, E) Secado posterior a la activación F) Carbonización de los materiales precursores, G) Carbón activado tamaño granular, H) Carbón activado posterior a la molienda con tamaño de partícula inferior a 150 µm.

2.2 Caracterización del carbón activado de naranja y coco

Se realizó la cuantificación de grupos funcionales oxigenados ácidos y básicos mediante la titulación Boehm (Figura 3), para ello se tomó 0.01 g de muestra de los carbones activados de naranja y coco y estuvieron en contacto con tres soluciones de bases; NaOH, $NaHCO_3$ y Na_2CO_3, y un ácido fuerte HCl, durante 24 y 120 horas [7], posteriormente se comenzó a titular para encontrar la diferencia de concentración antes y después del contacto con el carbón activado e identificar cuál de estos permitió cuantificar cada tipo de su funcionalidad [8].

La titulación potenciométrica se realizó para evaluar la basicidad o acidez de la superficie del carbón activado de naranja y coco, para esto dos muestras se equilibraron con NaOH y HCl en 0.1 M y se titulaban con HCl y NaOH respectivamente [9].

Por último, el pH en el punto de carga cero (PZC) se determinó mediante titulación utilizando 10 mg de muestra de carbón activado que se equilibró durante 48 horas con 50 mL de agua a diferentes valores iniciales de pH desde 3 a 11 [10].

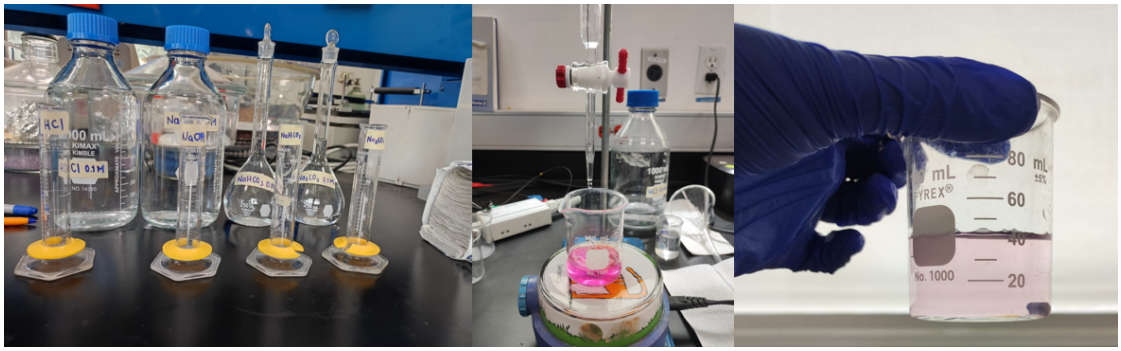


Figura 3. Caracterización del carbón activado con $ZnCl_2$ de cascara de naranja y coco.

2.3 Elaboración de electrodos con carbón activado

Para la elaboración del cátodo, se evaluaron diversas formulaciones con y sin grafito como aditivo conductor. Así como diferentes proporciones de carbón activado (CA), destacando los porcentajes de 50/50, 60/40 y 70/30 (Figura 4), con mayor porcentaje de carbón activado al polvo de grafito (PG). Como aglutinante se empleó silicón comercial disuelto en acetona en una relación (1:20), la mezcla se aplicó sobre una malla de carbón comercial con un área de 25 cm^2 y se colocó un alambre de titanio de 8 cm, por último, dejar secar a temperatura ambiente durante 24 horas.

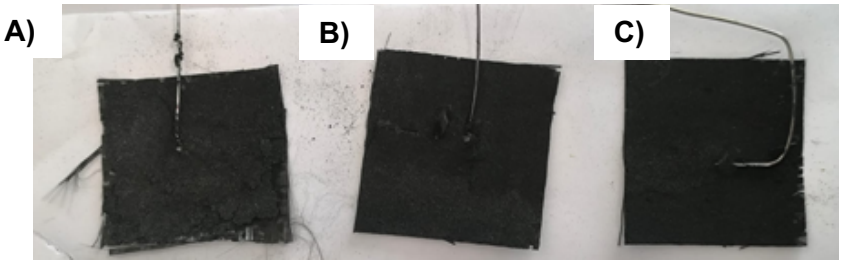


Figura 4. Apariencia de cátodos en una CCM de una sola cámara composición porcentual en CA/PG. A) Cátodo composición 50/50, B) Cátodo composición 60/40, C) Cátodo composición 70/30.

3. Resultados y discusión

3.1 Obtención de carbón activado de cascara de naranja y coco

Los rendimientos de carbonización fueron superiores al 55%, considerándolos aceptables por las pérdidas por el tratamiento térmico, la cuantificación de la titulación Boehm reveló la presencia de grupos funcionales oxigenados en su mayoría básicos, estos grupos son de importancia para el comportamiento electroquímico en el cátodo por lo que mejoran la afinidad del carbón hacia el oxígeno y facilitan su reducción. El punto de carga cero, mostro

valores neutros lo cual favorece los medios de operación de las CCM. Finalmente, la titulación potenciométrica permitió estimar que el material posee una adecuada cantidad de sitios activos superficiales contribuyendo a la cantidad catalítica esperada, esto se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización química de los carbones activados con $ZnCl_2$ de naranja y coco.

Parámetro		Carbón activado con $ZnCl_2$	
		Cáscara de naranja	Cáscara de coco
Titulación Boehm	Grupos ácidos (mmol)	1.1	1.24
	Grupos básicos (mmol)	1.38	1.44
Afinidad predominante dada por titulación potenciométrica		Superficie positiva, afinidad hacia los aniones	
Punto de carga cero		6.927	7.666

3.2 Obtención de voltaje en CCM

La CCM de una sola cámara utilizada es de tipo batch, fue elaborada con acrílico garantizando la compatibilidad con cátodo de carbón activado (Figura 5), teniendo un volumen en la cámara anódica de 100 mL, una de membrana de intercambio iónico de cerámica R4 (Figura 5 A) y un sistema de adquisición de datos en tiempo real (SOD) (Figura 5 B).

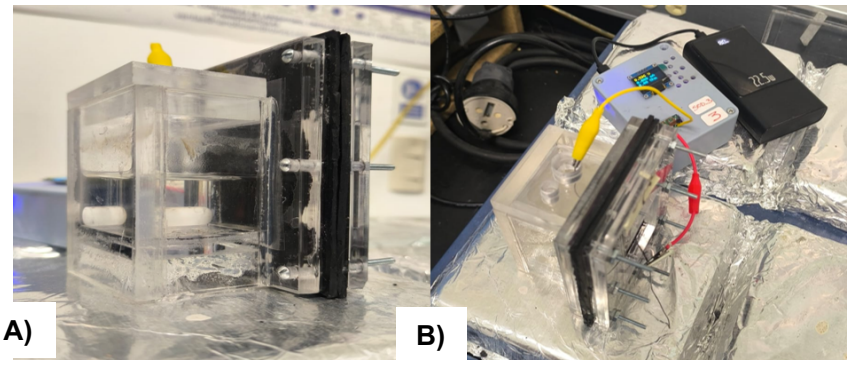


Figura 5. Celda de combustible microbiana de una sola cámara conectada a SOD. A) Cámara anódica B) Cámara catódica expuesta al aire.

La superficie final del cátodo de carbón activado mostró buena adherencia y no presentó desprendimientos significativos, las pruebas preliminares en circuito abierto, mostraron una mejora en el comportamiento eléctrico al utilizar agua residual sintética a base de

acetato como sustrato, alcanzando potenciales superiores de 0.750 V promedio para los cátodos de mayor proporción de carbón activado, mientras que el cátodo con la misma relación de carbón activado y grafito mostró un promedio de 0.530 V.

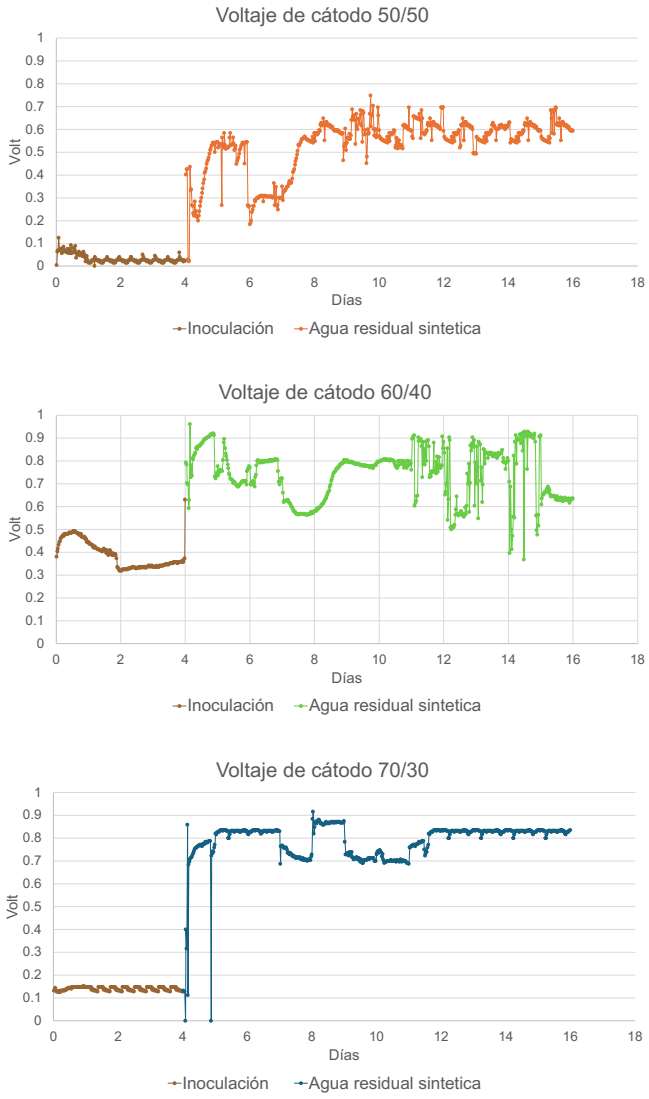


Figura 6. Desempeño de la CCM de una sola cámara respuesta de voltajes generados a circuito abierto. A) Cátodo 50/50, B) Cátodo 60/40, C) Cátodo 70/30

4. Conclusiones

El aprovechamiento de residuos agroindustriales como la cáscara de naranja y coco para la obtención de carbón activado con $ZnCl_2$ representa una estrategia eficiente y sustentable para el manejo de desechos orgánicos. Este enfoque no solo contribuye a la reducción del impacto ambiental asociado a la disposición de residuos, sino que igualmente genera

materiales funcionales con propiedades electroquímicas favorables. El carbón activado mostró una superficie rica en grupos funcionales oxigenados, los cuales facilitan la reducción de oxígeno en la CCM, la incorporación del polvo de grafito como material conductor y la incorporación del silicón comercial destacan por la favorable estabilidad y firmeza mecánica, así como poder permitir conductividad eléctrica. La aplicación del cátodo dentro de la CCM de una sola cámara demostró resultados prometedores a circuito abierto, por lo que se debería seguir monitoreando al sistema en condiciones de circuito cerrado para captar la corriente y potencia que se podría generar. Estos resultados confirman el potencial de utilizar residuos orgánicos como insumos para generar energía limpia mediante tecnologías bioelectroquimicas, contribuyendo así a los objetivos de sostenibilidad y valoración de residuos y de ser posible iniciar un punto de vista en el enfoque de una economía circular.

5. Agradecimientos

Agradezco al comité organizador de la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C. (SOMERS), por la oportunidad de presentar esta investigación y contribuir a la memoria en extenso del evento, “Caracterización, tratamiento y valorización de residuos”. Así mismo, se reconoce el apoyo brindado por el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C. (CIDETEQ) que ha facilitado los medios y el espacio para el desarrollo de este proyecto.

6. Referencias

[1] Índice de Volumen Físico (IVF) | Dirección General del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera | Gobierno | gob.mx, (n.d.). https://www.gob.mx/agricultura/dgsiap/documentos/ivf-correspondiente-al-mes-de-mayo-2017-111668 (accessed June 17, 2025).

[2] B.E. Logan, B. Hamelers, R. Rozendal, U. Schröder, J. Keller, S. Freguia, P. Aelterman, W. Verstraete, K. Rabaey, Microbial fuel cells: Methodology and technology, Environ Sci Technol 40 (2006) 5181–5192. https://doi.org/10.1021/ES0605016.

[3] H.P. Boehm, Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons, Carbon N Y 32 (1994) 759–769. https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90031-0.

[4] O. Ioannidou, A. Zabaniotou, Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review, Renewable and Sustainable Energy Reviews 11 (2007) 1966–2005. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2006.03.013.

[5] A.K. Tovar, L.A. Godínez, F. Espejel, R.-M. Ramírez-Zamora, I. Robles, Optimization of the integral valorization process for orange peel waste using a design of experiments approach: Production of high-quality pectin and activated carbon, Waste Management 85 (2019) 202–213. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.029.

[6] S. Giraldo, I. Robles, A. Ramirez, E. Flórez, N. Acelas, Mercury removal from wastewater using agroindustrial waste adsorbents, SN Appl Sci 2 (2020) 1029. https://doi.org/10.1007/s42452-020-2736-x.

[7] S.L. Goertzen, K.D. Thériault, A.M. Oickle, A.C. Tarasuk, H.A. Andreas, Standardization of the Boehm titration. Part I. CO2 expulsion and endpoint determination, Carbon N Y 48 (2010) 1252–1261. https://doi.org/10.1016/J.CARBON.2009.11.050.

[8] M.A. Fulazzaky, Study of the dispersion and specific interactions affected by chemical functions of the granular activated carbons, Environ Nanotechnol Monit Manag 12 (2019) 100230. https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2019.100230.

[9] Drug-Like Properties | ScienceDirect, (n.d.). https://www.sciencedirect.com/book/9780128010761/drug-like-properties?via=ihub= (accessed June 17, 2025).

[10] A. Adan-Mas, L. Alcaraz, P. Arévalo-Cid, F.A. López-Gómez, F. Montemor, Coffee-derived activated carbon from second biowaste for supercapacitor applications, Waste Management 120 (2021) 280–289. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.11.043.

Caracterización del almidón de *Commelina coelestis*: potencial como fuente alternativa entre los almidones no convencionales

C1 LGG1

Emmanuel Crecencio-Nava[1], Karla Valeria González-García[1], A. Y. Guadarrama Lezama[2], Lucia García-Guzmán[1]*

[1] Tecnológico Nacional de México/Tecnológico de Estudios Superiores de San Felipe del Progreso, Avenida Instituto Tecnológico S/N, Ejido, Tecnológico. San Felipe del Progreso 50640, México.

[2] Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Paseo Colón esq. Paseo Tollocan s/n, Col. Residencial Colón, 50120 Toluca, Estado de México, México.

*E-mail: lucia.gg@sfelipeprogreso.tecnm.mx.

Resumen

El presente estudio se enfoca en el aislamiento y la caracterización fisicoquímica del almidón extraído de la raíz de *Commelina coelestis Willd*, una planta herbácea nativa de México, con potencial como fuente alternativa de almidón no convencional. El almidón fue obtenido mediante el método de vía húmeda, y posteriormente caracterizado en términos de su composición fisicoquímica y morfológica. Se evaluaron propiedades como la solubilidad, el poder de hinchamiento, la capacidad de absorción de agua (WHC), la composición química mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), y la morfología granular mediante microscopía electrónica de barrido (MEB).

Los resultados indicaron que el almidón de *Commelina coelestis Willd* posee un contenido de amilosa del 26 %, clasificándose como almidón de contenido medio, lo cual es relevante para determinar su comportamiento térmico y capacidad de retrogradación. La amilosa es una fracción lineal del almidón compuesta por cadenas de glucosa unidas por enlaces α-(1→4), cuya proporción influye directamente en la gelatinización, viscosidad y tendencia a formar estructuras retrogradadas. La capacidad de retención de agua alcanzó un 29 %, valor superior al reportado para almidones comerciales como el de maíz o papa, lo que sugiere su utilidad en formulaciones con alta demanda de hidratación. La morfología reveló gránulos de forma predominantemente elíptica, con un rango de tamaño entre 5 y 35 µm y distribución homogénea. Estas propiedades funcionales permiten considerar al almidón de *Commelina coelestis Willd* como una opción prometedora para aplicaciones en las industrias alimentaria, farmacéutica y cosmética. Su uso potencial puede favorecer la valorización de especies vegetales nativas y promover la diversificación de materias primas en sectores que demandan biopolímeros con características específicas y sostenibles.

Palabras Clave: Caracterización de Almidón, Commelina coelestis, Amilosa

1. Introducción

El almidón es uno de los polisacáridos más abundante en la naturaleza, debido a su alta versatilidad, es ampliamente valorado no solo en la industria alimentaria, sino también en sectores emergentes como el farmacéutico y el de empaques. Esta creciente aplicación se debe a sus propiedades funcionales específicas, su accesibilidad como materia prima y, especialmente, a su bajo costo, lo que lo convierte en una opción atractiva para fabricantes de distintas industrias [1].

En México, diversas raíces, rizomas, bulbos y tubérculos (agrupados comúnmente bajo el nombre de camotes) constituyen una fuente alternativa de almidón, con potencial de uso en industrias tanto alimentarias como no alimentarias [2]. *Commelina coelestis Willd*, una especie nativa del país y de amplia distribución, es utilizada en la medicina tradicional y en algunos casos es utilizada para la alimentación complementaria [3]. A pesar de su documentado uso tradicional, su potencial como fuente de almidón no ha sido suficientemente explorado. La extracción de almidón a partir de diversas fuentes vegetales no convencionales permite disponer de nuevas materias primas con propiedades particulares, útiles para aplicaciones específicas en la industria química y alimentaria [4].

En este contexto, el presente estudio tiene como propósito aislar y caracterizar la composición física (solubilidad, poder de hinchamiento y absorción de agua), química (FTIR), y morfológica (MEB) del almidón de la raíz de Commelina y su potencial de aplicación.

2. Metodología experimental

El método empleado para la extracción y caracterización fisicoquímica del almidón obtenido de las raíces de *Commelina coelestis Willd* se describen a continuación y se representa mediante la Figura 1.

2.1 Extracción de almidón

La extracción de almidón será por el método de vía húmeda, siguiendo la metodología descrita por Castaño et al. [5]. La raíz de *Commelina coelestis Willd*, primero se trituró la raíz con agua destilada en proporción 2:1 (agua:raíz) usando una licuadora de inmersión durante 10 minutos. La mezcla obtenida se filtró con un tamiz de 250 µm y se enjuagó con abundante agua.

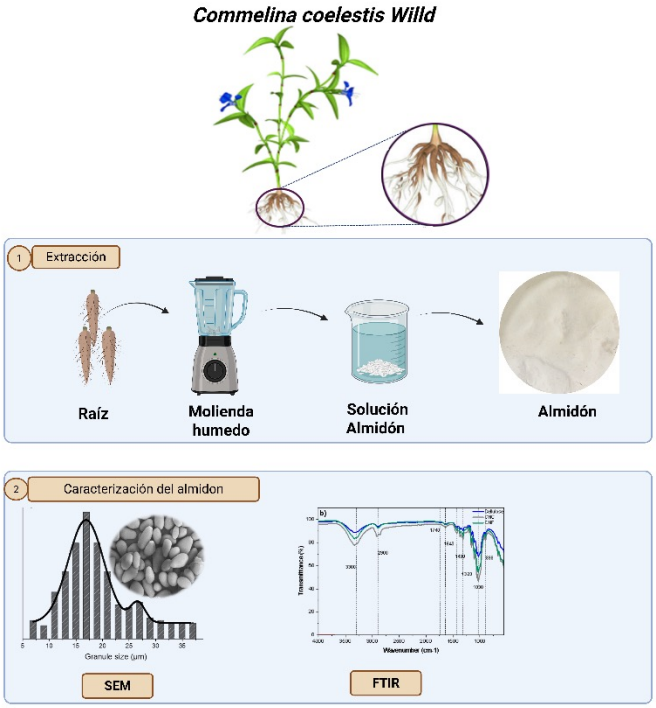


Figura 1. Representación esquemática de extracción y caracterización de almidón.

El residuo sólido se volvió a moler con agua en la misma proporción por 5 minutos y se filtró nuevamente, esta vez con un tamiz más fino de 53 µm. El líquido resultante se decantó por 24 horas y se eliminó el sobrenadante. Posteriormente, el almidón fue secado en una estufa a 40 °C durante un día. Finalmente, el material seco fue pulverizado finamente utilizando un molino de bolas y posteriormente almacenado en bolsas herméticas para garantizar su adecuada conservación.

El contenido aparente de amilosa se determinó utilizando el método de Li et al. [6]. La solubilidad y poder de hinchamiento se determinó a 85°C siguiendo el método descrito por Pérez-Pacheco et al. [7]. Se prepararon suspensiones de almidón al 2% (p/v) utilizando un volumen total de 40 mL, las cuales fueron transferidas a tubos de centrífuga de 15 mL previamente tarados. Las muestras se sometieron a agitación magnética y se mantuvieron a temperaturas constantes de 85 °C mediante un baño de agua durante 30 minutos. Posteriormente, las dispersiones fueron centrifugadas a 3000 rpm por 15 minutos. Tras eliminar cuidadosamente el sobrenadante, se procedió a pesar el sedimento de almidón. Para cuantificar el almidón solubilizado, se tomó una alícuota de 5 mL del sobrenadante, la cual se colocó en una caja de Petri previamente pesada, se evaporó durante 2 horas a 130 °C y se volvió a pesar. El residuo seco representó la fracción de almidón disuelta en agua.

Mientras que la absorción de agua (WHC), fue mediante el método descrito por Das et al., [8]. Se agitó una suspensión acuosa de almidón al 1% (p / v) durante 1 hora. Luego se centrifugó a 3000 rpm durante 10 min, seguido de decantación del sobrenadante. Se tomó el peso del sedimento de almidón. El análisis químico del almidón se realizó mediante la técnica de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR). La morfología y la microestructura de los gránulos de almidón se observaron mediante microscopía electrónica de barrido MEB.

3. Resultados y discusión

El proceso de extracción de almidón a partir de la raíz de *Commelina coelestis Willd* logró un rendimiento total del 15.12%. En cuanto a su composición, el almidón obtenido presentó un 26% de amilosa y un 74% de amilopectina. Cabe destacar que tanto la proporción de estos dos polisacáridos como el contenido total de almidón pueden verse significativamente afectados por factores genéticos y condiciones ambientales que inciden en la calidad de la materia prima [9].

El almidón extraído de *Commelina coelestis Willd* mostró un incremento tanto en su poder de hinchamiento como en su solubilidad a medida que se elevaba la temperatura, alcanzando sus valores máximos a 85 °C dentro del rango evaluado. Este comportamiento se debe a que el aumento térmico debilita los enlaces intramoleculares presentes en la estructura del almidón, lo que facilita la liberación de amilosa hacia el medio, incrementando así su solubilidad [10].

La capacidad de retención de agua del almidón de *Commelina coelestis* Wild (CCW) fue aproximadamente del 29%, lo que representa un valor significativamente superior al observado en almidones comerciales como el de patata (10.44%), tapioca (10.06%) y maíz (7.92%) [11]. Esta propiedad funcional es fundamental en los almidones, ya que está estrechamente relacionada con su poder de hinchamiento. En el caso del almidón, su ligera capacidad de hincharse podría estar favoreciendo una mayor absorción y retención de agua, lo que refuerza su potencial en aplicaciones industriales donde se requiere esta característica.

El análisis microscópico del almidón (Figura 2) no mostró evidencia de grietas, poros ni signos de erosión en la superficie de los gránulos, lo que indica que la estructura se mantuvo intacta tras el proceso de aislamiento. En general, la integridad estructural de los gránulos de almidón, se considera un indicador importante de calidad. Por lo tanto, al no observarse

daño morfológico, puede inferirse que el almidón obtenido presenta una calidad adecuada [12].

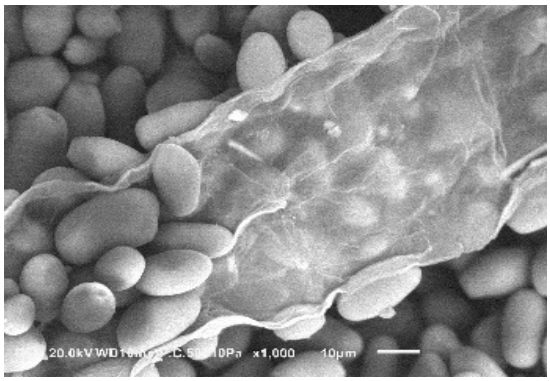


Figura 2. Morfología del granulo de almidón.

Los espectros FTIR del almidón, presentados en la Figura 3, muestran un pico de absorción amplio en la región de 3000 a 3600 cm^{-1}, el cual se asocia al estiramiento vibracional de los grupos hidroxilo (–OH).

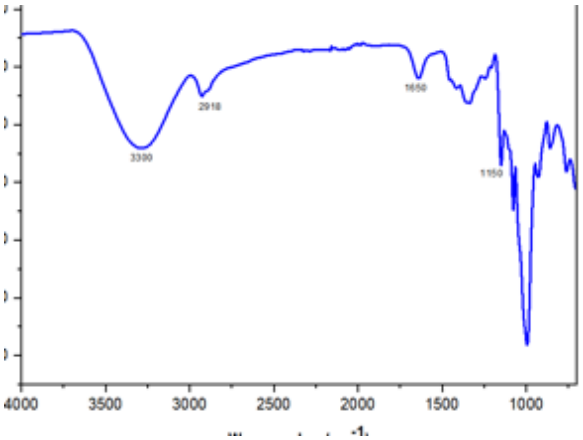


Figura 3. FTIR de almidón de *Commelina coelestis.*

Además, se identificó un segundo pico en 2930 cm^{-1}, correspondiente al estiramiento asimétrico de los enlaces C–H, de acuerdo con lo reportado por Sindhu et al., [13]. Este último pico también ha sido vinculado con la proporción entre amilosa y amilopectina en la estructura del almidón, según lo indicado por Silva et al. [14].

4. Conclusiones

El almidón extraído por vía húmeda de *Commelina* presenta un contenido medio de amilosa (26 %), con gránulos elípticos de un tamaño entre 5-35 µm, lo cual influye directamente en sus propiedades funcionales. La amilosa, al mantener la integridad de los gránulos, limita el hinchamiento del almidón; sin embargo, el aumento de temperatura favorece la ruptura de enlaces intramoleculares, liberando amilosa y mejorando su solubilidad. Además, el almidón de Commelina muestra una destacada capacidad de retención de agua (29 %), superior a la de otros almidones, posiblemente atribuida a su elevado poder de hinchamiento (máximo 85°C), lo que sugiere su potencial aplicación en productos que requieran alta hidratación.

5. Agradecimientos

A la Universidad Autónoma del Estado de México por las facilidades otorgadas para la realización del trabajo.

Al Tecnológico de Estudios Superiores de San Felipe del Progreso por las facilidades otorgadas para la realización del trabajo.

6. Referencias

[1] J. Rożnowski, I. Przetaczek-Rożnowska, D. Boba, Physicochemical properties of native and phosphorylated pumpkin starch, Starch/Staerke 69 (2017) 1500358. https://doi.org/10.1002/STAR.201500358;CSUBTYPE:STRING:SPECIAL;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER.

[2] C. Mapes, F. Basurto, Biodiversity and Edible Plants of Mexico, (2016) 83–131. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6669-7_5.

[3] Commelina coelestis - ficha informativa, (n.d.). http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/commelinaceae/commelina-coelestis/fichas/ficha.htm (accessed June 14, 2025).

[4] S.N. Moorthy, Physicochemical and Functional Properties of Tropical Tuber Starches: A Review, Starch - Stärke 54 (2002) 559–592. https://doi.org/10.1002/1521-379X(200212)54:12<559::AID-STAR2222559>3.0.CO;2-F.

[5] J. Castaño, S. Rodríguez-Llamazares, C. Carrasco, R. Bouza, Physical, chemical and mechanical properties of pehuen cellulosic husk and its pehuen-starch based composites, Carbohydr Polym 90 (2012) 1550–1556.

[6] K. Li, Q. Li, C. Jin, S. Narayanamoorthy, T. Zhang, Z. Sui, Z. Li, Y. Cai, K. Wu, Y. Zhang, H. Corke, Characterization of morphology and physicochemical properties of native starches isolated from 12 Lycoris species, Food Chem 316 (2020) 126263. https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2020.126263.

[7] E. Pérez-Pacheco, V.M. Moo-Huchin, R.J. Estrada-León, A. Ortiz-Fernández, L.H. May-Hernández, C.R. Ríos-Soberanis, D. Betancur-Ancona, Isolation and characterization of starch obtained from Brosimum alicastrum Swarts Seeds, Carbohydr Polym 101 (2014) 920–927. https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2013.10.012.

[8] D. Das, S. Jha, K.J. Kumar, Isolation and release characteristics of starch from the rhizome of Indian Palo, Int J Biol Macromol 72 (2015) 341–346. https://doi.org/10.1016/J.IJBIOMAC.2014.08.009.

[9] T. Wang, Y. Zhao, Optimization of bleaching process for cellulose extraction from apple and kale pomace and evaluation of their potentials as film forming materials, Carbohydr Polym 253 (2021) 117225.

[10] K. Jamir, K. Seshagirirao, Isolation, characterization and comparative study of starches from selected Zingiberaceae species, a non-conventional source, Food Hydrocoll 72 (2017) 247–253. https://doi.org/10.1016/J.FOODHYD.2017.06.004.

[11] S. Mishra, T. Rai, Morphology and functional properties of corn, potato and tapioca starches, Food Hydrocoll 20 (2006) 557–566. https://doi.org/10.1016/J.FOODHYD.2005.01.001.

[12] J. Jiménez-Hernández, J.A. Salazar-Montoya, E.G. Ramos-Ramírez, Physical, chemical and microscopic characterization of a new starch from chayote (Sechium edule) tuber and its comparison with potato and maize starches, Carbohydr Polym 68 (2007) 679–686. https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2006.07.035.

[13] R. Sindhu, A. Devi, B.S. Khatkar, Physicochemical, thermal and structural properties of heat moisture treated common buckwheat starches, J Food Sci Technol 56 (2019) 2480–2489. https://doi.org/10.1007/S13197-019-03725-6/FIGURES/2.

[14] A.P.M. Silva, A.V. Oliveira, S.M.A. Pontes, A.L.S. Pereira, M. de sá M. Souza Filho, M.F. Rosa, H.M.C. Azeredo, Mango kernel starch films as affected by starch nanocrystals and cellulose nanocrystals, Carbohydr Polym 211 (2019) 209–216. https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2019.02.013.

Bagazo de *Commelina coelestis Willd* como fuente de celulosa: síntesis y perspectivas industriales

C1 LGG2

Danna Paola Granados-Campos[1], Natalia Elizabeth Flores-Martínez[1], Jose Angel Loa-González[1], A. Y. Guadarrama Lezama[1]*, Lucia García-Guzmán[2]*.

[1]Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Paseo Colón esq. Paseo Tollocan s/n, Col. Residencial Colón, 50120 Toluca, Estado de México, México.

[2]Tecnológico Nacional de México/Tecnológico de Estudios Superiores de San Felipe del Progreso, Avenida Instituto Tecnológico S/N, Ejido, Tecnológico. San Felipe del Progreso 50640, México.

*E-mail: lucia.gg@sfelipeprogreso.tecnm.mx, ayguadarramal@uaemex.mx

Resumen

La extracción de celulosa a partir del bagazo de *Commelina coelestis Willd* se llevó a cabo mediante una serie de tratamientos químicos destinados a eliminar componentes no celulósicos. Inicialmente, el bagazo fue tratado con agua caliente para remover polisacáridos solubles, seguido de tratamientos ácidos con HCl y alcalinos con NaOH. Posteriormente, se aplicaron etapas de blanqueo con hipoclorito de sodio (NaClO) para eliminar la lignina restante. El análisis químico del bagazo reveló un contenido de 26% de celulosa, 22% de lignina y 41% de hemicelulosa, además de un contenido de fibra de 22.99 g/100 g de bagazo. Tras el tratamiento, el rendimiento de extracción de celulosa fue del 21% en base seca, lo que demuestra que tanto las características del material lignocelulósico como las condiciones de procesamiento influyen significativamente en la eficiencia y calidad del aislamiento.

La caracterización estructural de la celulosa aislada mostró una morfología tipo red con presencia de nanofibras y una superficie lisa, indicando una remoción efectiva de impurezas no celulósicas. Los espectros FTIR confirmaron la presencia de bandas típicas de la celulosa: una banda ancha entre 3200–3600 cm^{-1} correspondiente a los grupos hidroxilo (–OH), una señal débil alrededor de 2900 cm^{-1} atribuida al estiramiento asimétrico del enlace C–H, y picos adicionales en 1640–1650 cm^{-1} y 1320 cm^{-1} relacionados con el agua adsorbida y las vibraciones del anillo de hexosa. Estas propiedades coinciden con las observadas en otras fuentes vegetales, reafirmando el potencial del bagazo de *Commelina coelestis Willd* como materia prima para la obtención de celulosa sostenible.

Palabras Clave: Celulosa, *Commelina coelestis Willd*, Bagazo

1. Introducción

La celulosa, el polímero orgánico más abundante en la Tierra, está compuesta por unidades de D-glucosa unidas mediante enlaces β-1,4-glicosídicos y presenta una estructura lineal no ramificada. A diferencia del almidón, que posee enlaces α-1,4-glicosídicos, la configuración β de la celulosa permite la formación de cadenas rectas, largas y altamente resistentes. Estas cadenas pueden interactuar entre sí mediante enlaces de hidrógeno, generando microfibrillas con gran resistencia mecánica y una notable estabilidad frente a la degradación [1, 2].

La estructura semicristalina y microfibrilar de la celulosa le otorga una notable capacidad mecánica, con un módulo de Young cercano a 145 GPa y una resistencia a la tracción de aproximadamente 7.5 GPa [3]. Estas propiedades, junto con su alta biodegradabilidad, abundancia en la naturaleza y carácter renovable, posicionan a la celulosa como uno de los biomateriales sostenibles más prometedores en la actualidad. Este interés ha impulsado el desarrollo de procesos para la extracción, procesamiento y aplicación de materiales derivados de la celulosa, especialmente los lignocelulósicos. Dichos materiales están compuestos mayoritariamente por celulosa (40–50% en peso), acompañada de hemicelulosa (20–30%) y lignina (10–25%). Los materiales lignocelulósicos pueden obtenerse de fuentes renovables como residuos agrícolas, subproductos forestales y plantas herbáceas [3, 4]. Este estudio se centra en la reutilización del bagazo de *Commelina coelestis Willd* como materia prima para la obtención de celulosa mediante hidrólisis ácida, resaltando su potencial como recurso renovable en el desarrollo de materiales biodegradables.

2. Metodología experimental

La celulosa se obtuvo de raíces de *Commelina coelestis Willd* mediante una extracción ácido-alcalina secuencial descrito por Wang & Zhao [1]. En la Figura 1, se describe el proceso en cada una de las etapas.

Para la purificación del bagazo, se inició el proceso colocando 20 g del material en 500 mL de agua destilada a 80 °C durante 30 minutos bajo agitación constante, con el fin de eliminar polisacáridos solubles en agua. Tras la filtración del residuo, este fue tratado con 200 mL de una solución de HCl 1 M a 85 °C durante 30 minutos, también con agitación continua. Luego, el mismo procedimiento se repitió utilizando una solución de HCl a 0.5 M. Posteriormente, el residuo sólido fue sometido a tres ciclos de tratamiento alcalino con 200 mL de NaOH 1 M, manteniéndose la agitación a 85 °C durante 30 minutos en cada ciclo.

Finalizado el tratamiento con álcali, se realizaron dos etapas de blanqueo con hipoclorito de sodio (NaClO) para eliminar la lignina. Finalmente, los sólidos obtenidos fueron lavados con agua destilada hasta alcanzar pH neutro, recuperados mediante filtración y almacenados para su posterior caracterización.

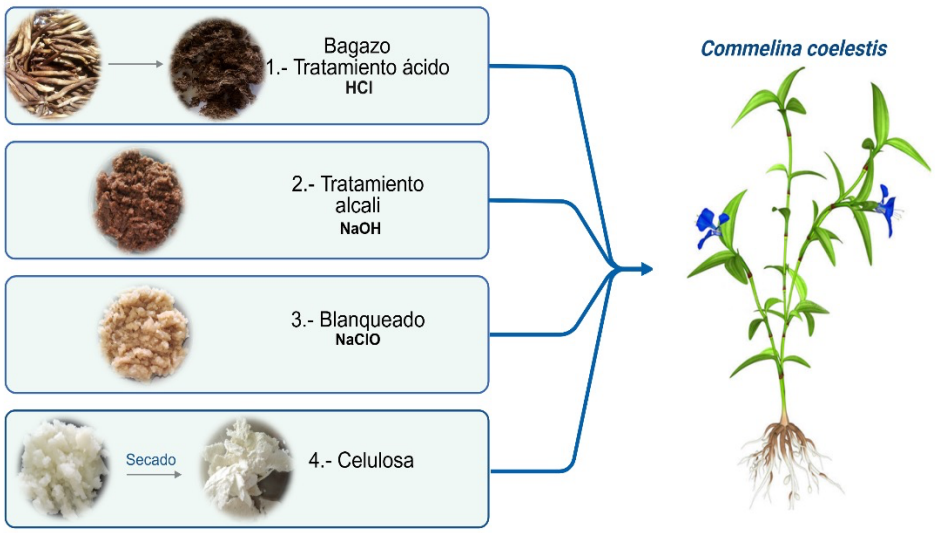


Figura 1. Representación esquemática de la síntesis de celulosa.

Previo a la aplicación de cualquier tratamiento químico, se evaluó la composición química del bagazo de *Commelina coelestis Wild*. Para ello, se determinaron parámetros como el contenido de humedad, fibra, ceniza, lignina, hemicelulosa y celulosa. Las determinaciones de humedad y cenizas se realizaron siguiendo los métodos estándar ASTM D2216 y ASTM D2866, respectivamente, mientras que la cuantificación de celulosa, lignina y hemicelulosa se llevó a cabo de acuerdo con la metodología propuesta por Abde-Halim [5]. Brevemente, el contenido de lignina tipo Klason se determinó a partir de bagazo molido, previamente extraído con una mezcla etanol-benceno (1:1) durante 4 horas bajo reflujo. Luego, 0.5 g de muestra se trataron con ácido sulfúrico al 72%, añadido gota a gota bajo agitación hasta su completa desintegración, dejándose reposar durante 12 horas a temperatura ambiente. Posteriormente, la mezcla se diluyó con ácido sulfúrico al 3% y se calentó a reflujo por 4 horas. La lignina insoluble se recuperó por filtración, se lavó con agua destilada tibia hasta neutralidad, se secó a 105 °C durante 6 horas y se cuantificó por gravimetría.

El análisis químico de la celulosa se realizó mediante la técnica de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR). La morfología y la microestructura de la celulosa se observaron mediante microscopía electrónica de barrido SEM.

3. Resultados y discusión

El análisis de caracterización del bagazo de raíz de *Commelina coelestis Wild* reveló que estaba compuesto, en base al peso seco, por aproximadamente 26% de celulosa, 22% de lignina y 41% de hemicelulosa, además de un contenido de fibra de 22.99 g por cada 100 g de bagazo.

Para obtener celulosa, el bagazo fue sometido a una serie de tratamientos químicos ácido-alcalinos que permitieron eliminar materiales no lignocelulósicos presentes en la biomasa. Como se observa en la Figura 1, estos tratamientos alteraron notablemente la apariencia visual de la materia prima durante el proceso de aislamiento de celulosa. Al finalizar el procedimiento, se obtuvo un rendimiento de extracción de celulosa del 21% en base seca. Estos resultados sugieren que tanto las características del material lignocelulósico como las condiciones de procesamiento aplicadas tienen un impacto directo en el rendimiento y la calidad final de la celulosa extraída [6].

La morfología de la celulosa obtenida a partir del bagazo de *Commelina coelestis Willd*, ilustrada en la Figura 2, mostró una estructura en forma de red, en la que se observaron algunas nanofibras dispersas. La superficie lisa de la muestra indica una eliminación efectiva de los componentes no celulósicos, resultado del tratamiento químico con ácido clorhídrico e hidróxido de sodio. Este patrón morfológico es consistente con lo reportado por Melikoğlu et al. [7], para la celulosa extraída del orujo de manzana. Además, la presencia de agregados de microfibrillas en la celulosa *Commelina coelestis Willd* coincide con observaciones similares en otras fuentes vegetales como madera, cascarilla de arroz, bambú, cascarilla de trigo, fibras de lino y hojas de piña [8, 9].

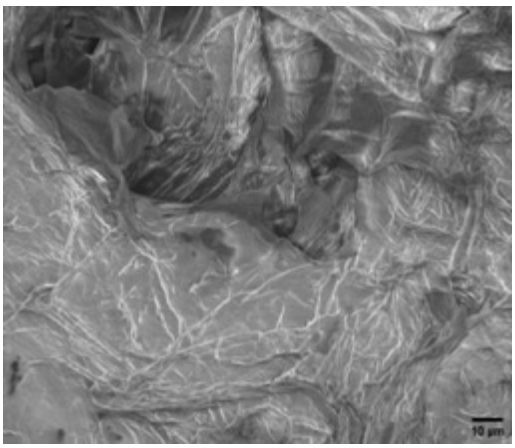


Figura 2. Morfología fibrilar de la celulosa.

En la Figura 3, el espectro FTIR de la celulosa, muestran una banda ancha e intensa en la región de 3200–3600 cm^{-1}, atribuida a la vibración de estiramiento de los grupos hidroxilo (–OH), característica de la estructura de la celulosa. Adicionalmente, se observa una banda más débil alrededor de los 2900 cm^{-1}, asociada con la vibración de estiramiento asimétrico del enlace C–H [1, 6].

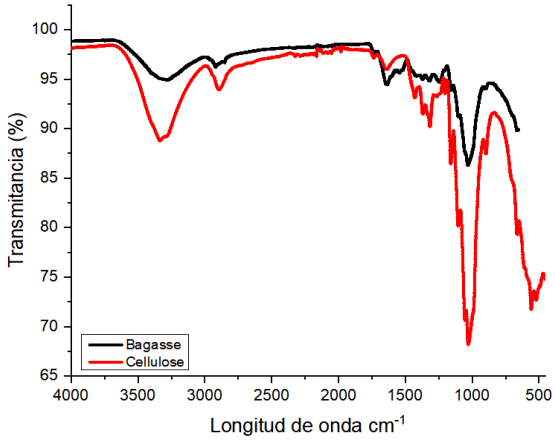


Figura 3. FTIR de bagazo y celulosa de *Commelina coelestis Willd.*

También se identificó un pico en la región de 1640–1650 cm^{-1}, comúnmente asociado con las vibraciones angulares (de tijera) del grupo –OH provenientes del agua adsorbida, principalmente en las zonas amorfas de la celulosa. Por otro lado, la señal observada alrededor de 1320 cm^{-1} corresponde a la vibración de flexión en el plano de los enlaces C–H y C–O del anillo de hexosa característico de la estructura celulósica [6].

4. Conclusiones

Esta investigación demostró el considerable aprovechamiento de los residuos agroforestales (bagazo) como fuente de materia prima para diversas aplicaciones industriales. De modo que, la raíz de *Commelina coelestis Willd* destaca su viabilidad como precursor de biomateriales funcionales, contribuyendo al aprovechamiento sostenible de los residuos, impulsando la economía circular, abriendo así un camino prometedor para el desarrollo de materiales ecológicos, innovadores y de alto valor añadido.

5. Agradecimientos

A la Universidad Autónoma del Estado de México por las facilidades otorgadas para la realización del trabajo.

Al Tecnológico de Estudios Superiores de San Felipe del Progreso por las facilidades otorgadas para la realización del trabajo.

6. Referencias

[1] T. Wang, Y. Zhao, Optimization of bleaching process for cellulose extraction from apple and kale pomace and evaluation of their potentials as film forming materials, Carbohydr Polym 253 (2021) 117225.

[2] M. Poletto, H.L. Ornaghi Junior, A.J. Zattera, Native cellulose: structure, characterization and thermal properties, Materials 7 (2014) 6105–6119.

[3] E. Fortunati, W. Yang, F. Luzi, J. Kenny, L. Torre, D. Puglia, Lignocellulosic nanostructures as reinforcement in extruded and solvent casted polymeric nanocomposites: an overview, Eur Polym J 80 (2016) 295–316. https://doi.org/10.1016/J.EURPOLYMJ.2016.04.013.

[4] A. Dufresne, Cellulose nanomaterial reinforced polymer nanocomposites, Curr Opin Colloid Interface Sci 29 (2017) 1–8. https://doi.org/10.1016/J.COCIS.2017.01.004.

[5] E.S.M. Abdel-Aal, P. Hucl, F.W. Sosulski, Characteristics of canaryseed (Phalaris canariensis L.) starch, Starch/Staerke 49 (1997) 475–480. https://doi.org/10.1002/STAR.19970491202;WGROUP:STRING:PUBLICATION.

[6] T. Gabriel, A. Belete, F. Syrowatka, R.H.H. Neubert, T. Gebre-Mariam, Extraction and characterization of celluloses from various plant byproducts, Int J Biol Macromol 158 (2020) 1248–1258. https://doi.org/10.1016/J.IJBIOMAC.2020.04.264.

[7] A.Y. Melikoğlu, S.E. Bilek, S. Cesur, Optimum alkaline treatment parameters for the extraction of cellulose and production of cellulose nanocrystals from apple pomace, Carbohydr Polym 215 (2019) 330–337. https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2019.03.103.

[8] S. Gnanasekaran, N.I.A. Ahamad Nordin, S.S. Jamari, J.H. Shariffuddin, Isolation and characterisation of nanofibrillated cellulose from N36 Ananas comosus leaves via ball milling with green solvent, Ind Crops Prod 178 (2022) 114660. https://doi.org/10.1016/J.INDCROP.2022.114660.

[9] W. Chen, H. Yu, Y. Liu, Y. Hai, M. Zhang, P. Chen, Isolation and characterization of cellulose nanofibers from four plant cellulose fibers using a chemical-ultrasonic process, Cellulose 18 (2011) 433–442. https://doi.org/10.1007/S10570-011-9497-Z/FIGURES/5.

Ecodiseño, fabricación y evaluación de ladrillos base celulosa proveniente de papel triturado para aplicaciones arquitectónicas

C1 MLML

Arteaga Martínez Dana Virginia[1], De los Reyes Monhera Andrea[1], Hernández Argueta Alejandra[1], Meléndez Guerrero Itzel Aline[1], Pantoja Delgado Mairani Isabel[1], García Bárcenas Rubén[1], Lara Moranchel Alejandra Estefania[1], Aguilar García Alondra[1], Reyes Araiza José Luis[2], Pérez Ramos Martha Elva[1], Mendoza López María Luisa[1]*

[1]*Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Querétaro, Av. Tecnológico s/n Col. Centro, Santiago de Querétaro C.P. 76000, Querétaro, México

[2] Universidad Autónoma de Querétaro/ Facultad de Ingeniería, Cerro de las Campanas s/n, Centro Universitario, Santiago de Querétaro, C.P. 76000, Querétaro, México.

*E-mail: maria.ml@queretaro.tecnm.mx

Resumen

El uso y reúso de celulosa definen la posibilidad de reciclaje disminuyendo el impacto ambiental. La trituración de papel reduce el tamaño de la fibra de celulosa, siendo enviado a relleno sanitario o quema. La incorporación de materiales de refuerzo a matrices base cemento presenta una opción para residuos orgánicos. En el presente trabajo se adiciona fibra de celulosa en diferentes proporciones a una matriz de cemento con incorporación de resina empleada en construcción, evaluando la respuesta física, estructural y mecánica para aplicaciones decorativas. Los resultados muestran una reducción de densidad, con mayor absorción de agua directamente proporcional a la cantidad de fibra, baja afectación de degradación por microorganismos y resistencia al fuego. Sin embargo, se tiene una reducción en las propiedades mecánicas como flexión y en compresión muestra gran deformación sin fracturar al incrementar la cantidad de fibra.

Palabras clave: celulosa, ladrillos, material compuesto, residuos orgánicos, fibras.

1. Introducción

La producción de papel y cartón requerida para diversas industrias registró en 2022, 419.1 millones de toneladas métricas. En México, en 2020, se tuvo una capacidad instalada de 7.6 millones de toneladas con producción de 5.8 millones de toneladas [1]. El consumo aparente de papel fue de 8.1 millones de toneladas en 2020 [2], usando el 70 % en empaques, 11.5 % en escritura/impresión, 14.5 % sanitario/facial y 4% especial.

La madera es la principal fuente de fibra para fabricar pulpa de papel. La producción de papel requiere la tala de grandes extensiones de bosque; se estima que se necesitan unos 17 árboles para producir una tonelada de papel blanco. Kunak Technologies S.L. resalta que por cada kilogramo de papel producido se liberan a la atmósfera 3.3 kg de CO_2 [3]. Además de la liberación de CO_2, existen otros tipos de gases como metano (CH_4), óxido de nitrógeno (NO_2) y dióxido de azufre (SO_2) que se emiten en dicho proceso y contribuyen al calentamiento global. Independientemente del proceso que se utilice, la pulpa debe mezclarse con agua, con una relación de peso agua-pulpa de 100:1. Para ello, se necesitan 10 L de agua para producir una hoja de papel, lo que supone una gran presión sobre un recurso natural esencial para la vida en la Tierra. Dentro del uso de papel en impresión se generan documentos con información que requiere de trituración del mismo, reduciendo la posibilidad de reciclaje considerando revalorización energética o envío a relleno sanitario. En el reciclaje de celulosa para la generación de nuevos productos se tiene un impacto importante debido al tamaño de la fibra, en papel triturado el tamaño no permite la generación de nuevo papel con la calidad adecuada para su uso en oficina y por ello se considera una opción la aplicación en la industria de la construcción. En el presente trabajo se generan ladrillos con diferentes porcentajes de celulosa evaluando el desempeño mecánico y estructural del material fabricado.

La generación de ladrillos ligeros con diferentes materiales como paja ha presentado problemáticas en la unión de fibra/cemento [4].

Los materiales compuestos, como los ladrillos que utilizan una matriz de cemento reforzada con celulosa, no solo representan una solución innovadora para la reducción de desechos de papel, sino el desarrollo de un material con propiedades distintas a las conocidas. En este caso, la matriz de cemento proporciona la estructura y resistencia necesarias, mientras que el refuerzo de celulosa mejora la flexibilidad y durabilidad del ladrillo. Sin embargo, la combinación no puede ser empleada directamente en estructuras de carga debido a la reducción de la resistencia por la presencia de las fibras de celulosa. La incorporación de resinas usadas en la industria de la construcción permite la posible aplicación de estos materiales.

La modificación de cemento con materiales orgánicos como paja de trigo [4], hongos [5], ha permitido la generación de materiales con mejores prestaciones. La incorporación de refuerzo genera cambios en propiedades tales como conductividad térmica [6], modificación de resistencia mecánica [7], aumento en absorción de agua [6]. En los procesos que permiten una mayor interacción de fibra/matriz se tiene el acondicionamiento superficial de

la fibra que involucra la activación con químicos o aumento de adhesión mecánica [4]. En el trabajo se realiza la mezcla cemento/celulosa en las siguientes proporciones: 100/0, 70/30, 50/50 y 30/70, evaluando el desempeño mecánico, la resistencia al fuego, entre otros, para aplicaciones arquitectónicas para interiores.

2. Metodología experimental

2.1 Obtención de ladrillos

El proceso de extracción y procesamiento de celulosa consta de dos etapas principales: 1) trituración del papel y 2) dispersión de fibra, 500 g de papel triturado con adición de 5 L de agua potable mezclando (amasadora Blazer HM20B) por 90 min, asegurando la dispersión de la fibra.

Figura 1. Preparación de ladrillos.

Se realiza una dilución de resina B-18 5.5 L en 1 kg en agua potable. La cantidad de agua se consideró proveniente de la celulosa hidratada, se mezclan los componentes (cemento, celulosa, resina) acorde a la Tabla 1 por 15 min. Se fabricaron ladrillos en moldes de 24x5x1.5 cm dejando secar a temperatura ambiente. La Figura 1 muestra el proceso para la fabricación de ladrillos y la Tabla 1 presenta las proporciones de materiales empleados.

Tabla 1. Relación de componentes de mezclas cemento-celulosa.

Muestra	Cemento (mL)	Celulosa (mL)	Resina (g)
100% cemento	200	0	0
50%cemento - 50% celulosa	100	100	18.2
45% cemento - 55% celulosa	90	110	20
40% cemento - 60% celulosa	80	120	21.2

2.2 Caracterización de ladrillos

Se empleó un microscopio óptico VHX-5000 digital identificando la distribución del material considerando la interacción de fibra, cemento y resina.

Se empleó un espectrómetro de infrarrojo Bruker Tensor 37, con ATR, identificando las bandas de vibración de enlaces presentes en el cemento, celulosa. Se realizó un barrido de 400 a 4000 cm^{-1} para las muestras con los porcentajes de cemento/celulosa siguientes: 100/0, 70/30, 50/50 y 30/70.

Se tomaron las normas ASTM C67 [8], ISO 10545-3 [9], ASTM C129 [10] para la realización de las pruebas de densidad y Absorción de agua. Se pesaron las muestras después de secado a temperatura ambiente. Se calculó el volumen geométrico del ladrillo para obtener la densidad. Para el caso de absorción de agua se sumergió el ladrillo durante 1 h a temperatura ambiente, se sacaron y eliminó el excedente de agua con paño seco, se dejaron escurrir durante 15 minutos, se pesaron determinando la cantidad de agua absorbida.

Por otro lado, se realizó acorde a la norma ASTM C1185 [11]. Se pesaron los ladrillos después del secado a temperatura ambiente. Se aplicó calentamiento a 60 °C durante 1 h, se dejó enfriar y se repitió este proceso tres veces determinando el peso después del ciclo de calentamiento.

2.3 Respuesta a fuego/microorganismos

La prueba de inflamabilidad se basó en las normas NF P92 501-507 [12–18] y las normas de referencia para polímeros-microorganismos ISO 846 [19] y ASTM G21 [20]. Se aplicó calor con soplete en un extremo y se determinó la propagación de fuego a través del ladrillo, considerando posibles aplicaciones en plafones o paredes que pueden estar expuestos a incendios. Por otra parte, se dejó el ladrillo en contacto con alimentos que pueden permitir la proliferación de hongos y moho como, *Penicillium, Aspergillus,* y *Rhizopus*, así como

algunas bacterias como *Bacillus cereus* y *Serratia*. No se determinó el tipo de microorganismo, pero sí la presencia, propagación y limpieza de estos.

2.4 Pruebas mecánicas: impacto, flexión y compresión

Las muestras con agua absorbida y con ciclos de calentamiento se ensayaron dejándolas caer de un metro de altura, identificando el efecto del impacto en las muestras, considerando la evaluación inicial, identificando posibles fracturas que permitieran una posible propagación de fractura. Se calculó la energía potencial relacionándola a la apariencia final del ladrillo. Para los ensayos de flexión y compresión usando una máquina universal Tinius Olsen®, determinando la resistencia a flexión y compresión, así como el porcentaje de deformación.

3Resultados y discusión

3.1 FTIR

Se identifican los picos de 1000 y 1500 cm^{-1} para estiramientos de los enlaces simétricos del CO_3, el estiramiento Si-O-Si y el estiramiento antisimétrico del CO_3. Estos modos vibracionales provienen de los carbonatos y silicatos que constituyen el cemento. Se atribuye el pico en 3000 cm^{-1} al estiramiento del enlace O-H y 3700 cm^{-1} para vibraciones de hidroxilos internos considerando la presencia de agua en el cemento. La incorporación de celulosa muestra entre 3000 y 3500 cm^{-1} los modos vibracionales correspondientes a los estiramientos del grupo hidroxilo O-H, característicos de los polisacáridos como la celulosa. Se identifican picos alrededor de 1400 cm^{-1}, siendo otra característica de la presencia de celulosa y relacionada con las vibraciones de los enlaces CH, CH_2 y C=O, que aumentan su intensidad conforme se aumenta la cantidad de celulosa, además de la mayor cantidad del ion carbonato presente. La Figura 2 muestra los espectros para las muestras descritas.

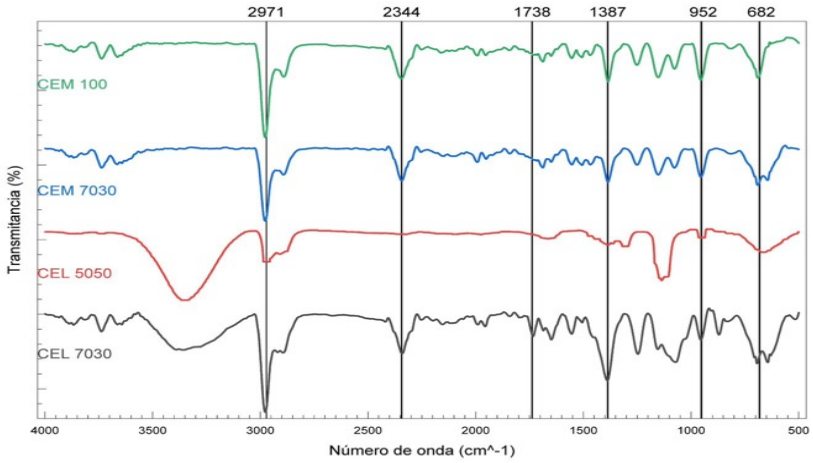


Figura 2. Espectros IR para los ladrillos fabricados.

3.2 Caracterización física

En la Tabla 2 se muestran los resultados de: 1) densidad, observando reducción de esta con respecto al incremento de celulosa en el ladrillo; 2) porcentaje de absorción de agua, cuando la cantidad de celulosa se incrementa se tiene una mayor cantidad de agua absorbida debido a hidratación del refuerzo sin observar un cambio aparente en el volumen del ladrillo; 3) porcentaje de reducción de peso en ciclos de calentamiento, obteniendo la mínima reducción de peso siendo mayor para la muestra de cemento, lo cual indica que el secado del ladrillo a temperatura ambiente remueve la mayor parte de agua; 4) energía potencial, los ladrillos sin refuerzo presentan mayor energía al contener elementos de mayor densidad y al relacionarlos con 5) estabilidad en caída, es posible determinar que ladrillos con 40 % a 50 % de cemento con calentamiento es factible de mantenerse intacto a una caída de 1 m de altura.

Tabla 2. Caracterización física de ladrillos con diferente contenido de cemento/celulosa. Nota: se denota A para muestras con absorción de agua y C para ciclos de calentamiento.

Muestra Cemento/ celulosa	Densidad (g/cm^3)	% absorción de agua	% reducción peso en ciclo calentamiento	Energía potencial (J)		Estabilidad en caída	
				A	C	A	B
100/0	1.73	17	1	3.7	3.1	Intacto	Fragmentó
50/50	1.02	48.7	0.5	2.7	1.9	Intacto	Intacto
45/55	0.96	49	0.7	2.6	1.7	Fragmentó	Intacto
40/60	0.78	55	0.6	2.5	1.4	Deformó	Fragmentó

En la evaluación de agentes promotores de deterioro del ladrillo, se evaluó el impacto de agentes que afectan la superficie del material por presencia de microorganismos. Se consideró 4 semanas de interacción del material con la fuente de microorganismos (moho), observando crecimiento de la colonia de estos, pero sin afectación al interior del ladrillo.

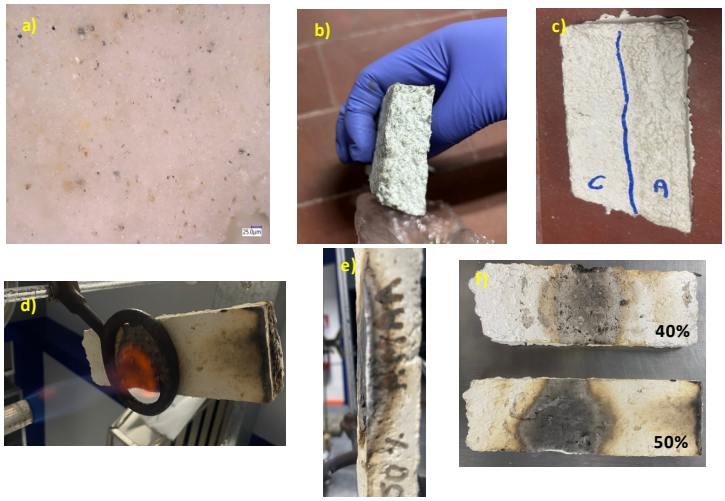


Figura 3. a) micrografía de ladrillo, b) ladrillo con microorganismos superficiales, c) ladrillo después de limpieza para remoción de ladrillo, d) prueba de inflamabilidad, e) sección transversal de ladrillo, f) ladrillo con 40% y 50% de cemento.

Las propiedades mecánicas muestran una respuesta a compresión que permite la deformación a baja carga con alta deformación. Sin embargo, a flexión la resistencia es baja considerando que no es recomendable (Tabla 3).

Tabla 3. Pruebas mecánicas en ladrillos.

Muestra Cemento/celulosa	% alargamiento flexión		Resistencia flexión (MPa)	Módulo elástico flexión (GPa)	Resistencia compresión (MPa)
	elástico	A rotura			
50/50	0.34	0.54	1.04	0.24	16.5
40/60	0.33	0.88	0.6	0.12	17.8

El cambio de apariencia superficial fue eliminado mediante la limpieza con paño impregnado con cloro (C en la Figura 3c) o agua (A en la Figura 3c), es posible la remoción completa de microorganismos con cloro sin daño aparente de la superficie. La aplicación de calor mediante soplete permitió observar que no hay propagación de fuego, obteniendo el mejor resultado para el ladrillo con 40% cemento y 60% celulosa. Cabe mencionar que la resina empleada envuelve a la fibra de celulosa reduciendo el efecto de flama.

4 Conclusiones

La incorporación de celulosa a ladrillos base de cemento aumenta la adsorción de agua. En FTIR se observa el aumento del hombro característico al enlace O-H de agua. El secado del ladrillo con temperatura elimina la mayor cantidad de agua; al aplicar varios ciclos de calentamiento, no se tiene cambio significativo del peso. El aumento en la cantidad de celulosa reduce la resistencia a la flexión y a la compresión, presenta una mayor deformación sin alcanzar la fractura. Las pruebas de inflamabilidad muestran que no hay propagación de flama, teniendo un mejor resultado para la muestra con 40% de cemento.
Con los resultados obtenidos se presenta una forma viable de reinsertar residuos orgánicos como materia prima en la fabricación de ladrillos en donde se emplean fuentes de calor naturales para alcanzar resultados viables para aplicación en decoración ya sea en pared o en forma tipo plafón al no propagar el fuego.

5 Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de los docentes Carlos Velasco Santos, Eduardo Enrique Pérez y Cynthia Graciela Flores Hernández en la realización de pruebas.

6 Referencias

[1] INNCOM Industria del Papel y Cartón Available online: https://www.inncom.com.mx/papel-y-carton (accessed on Jun 6, 2025).

[2] Camara Nacional de la Industria Editorial Mexicana Situación Actual de la Industria Papelera en el Mundo, Retos y Tendencias Available online: https://caniem.org/situacion-actual-de-la-industria-papelera-en-el-mundo-retos-y-tendencias/ (accessed on Jun 6, 2025).

[3] KUNAK Impacto ambiental de la industria papelera, de la contaminación a la solución Available online: https://kunakair.com/es/impacto-ambiental-industria-papelera/#:~:text=Su incidencia medioambiental es grave ya que,mayoritariamente de la madera de los árboles.&text=Por cada kilo de papel se emiten al aire 3%2C3 kg de CO2 (accessed on Jun 6, 2025).

[4] Sun, M.; Yan, S.; Wang, F.; Kang, Y.; Liu, Y.; Chen, S.; Xu, G. Properties of lightweight cement-based brick incorporating alkaline pretreated wheat straw. Proc. Inst. Civ. Eng. - Waste Resour. Manag. 2025, 178, 86–96, doi:10.1680/jwarm.24.00053.

[5] Nagapan, M.; Yap, S.P.; Lau, B.F.; Mo, K.H.; Loganathan, L. Enhancing the performance of spent mushroom substrate cement bricks: A comparative analysis of pretreatment methods and additive effects. Constr. Build. Mater. 2025, 469, 140437, doi:10.1016/j.conbuildmat.2025.140437.

[6] Sanou, I.; Bamogo, H.; Sory, N.; Gansoré, A.; Millogo, Y. Effect of the coconut fibers and cement on the physico-mechanical and thermal properties of adobe blocks. Heliyon 2024, 10, e38752, doi:10.1016/j.heliyon.2024.e38752.

[7] Justin, S.; Thushanthan, K.; Tharmarajah, G. Durability and mechanical performance of glass and natural fiber-reinforced concrete in acidic environments. Constr. Build. Mater. 2025, 465, 140262, doi:10.1016/j.conbuildmat.2025.140262.

[8] ASTM Test Methods for Sampling and Testing Brick and Structural Clay Tile; ASTM International: West Conshohocken, PA, 2021; pp. 1–17;.

[9] ISO 10545-3:2018 Ceramic tiles Part 3: Determination of water absorption, apparent porosity, apparent relative density and bulk density; 2018; pp. 1–8;.

[10] ASTM C129-25: Specification for Nonloadbearing Concrete Masonry Units; ASTM International: West Conshohocken, PA, 2025;

[11] ASTM C1185-23: Test Methods for Sampling and Testing Non-Asbestos Fiber-Cement Flat Sheet, Roofing and Siding Shingles, and Clapboards; ASTM International: West Conshohocken, PA, 2023;

[12] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-501: Sécurité contre l'incendie - Bâtiment - Essais de réaction au feu des matériaux - Essai par rayonnement applicable aux matériaux rigides ou rendus tels (matériaux de revêtement collés) de toute épaisseur et aux matériaux souples d'épaisseur su; 1995; pp. 1–25;.

[13] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-502: Bâtiment – Essais de réaction au feu des matériaux – Essai à la flamme d'alcool applicable aux matériaux souples d'une épaisseur inférieure ou égale à 5 mm; pp. 1–4;.

[14] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-503: Sécurité contre l'incendie - Bâtiment - Essais de réaction au feu des matériaux - Essai au brûleur électrique applicable au matériaux souples; 1995; pp. 1–14;.

[15] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-504: Sécurité contre l'incendie - Bâtiment - Essais de réaction au feu des matériaux - Essai de persistance et mesure de vitesse de propagation de flamme; 1995; pp. 1–14;.

[16] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-505: Sécurité contre l'incendie - Bâtiment - Essais de réaction au feu des matériaux - Essai applicable aux matériaux thermofusibles : essai de goutte; 1995; pp. 1–10;.
[17] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-506: Bâtiment - Essais de réaction au feu des matériaux - Essai au panneau radiant pour revêtements de sol; 1985; pp. 1–8;.
[18] AFNOR (Association Française de Normalisation) NF P92-507: Sécurité contre l'incendie - Bâtiment - Matériaux d'aménagement - Classement selon leur réaction au feu; 2004; pp. 1–21;.
[19] [ISO 846: Plastics — Evaluation of the action of microorganisms; 2023; pp. 1–26;.
[20] ASTM G21-15(2021)e1: Practice for Determining Resistance of Synthetic Polymeric Materials to Fungi; ASTM International: West Conshohocken, PA, 2021; pp. 1–6;.

Aprovechamiento de residuos florales para la mitigación del cambio climático

C1 PXSN

Rosa Isela Chávez Moreno[1], Jessica Verónica Segura Solano[1], Yesenia Alegría Martínez[1], Perla Xochitl Sotelo Navarro[2]*

[1]Unidad Profesional Interdisciplinaria de Energía y Movilidad. Av. Wilfrido Massieu, Adolfo López Mateos S/N, Nueva Industrial Vallejo, Alcaldía Gustavo A. Madero C.P. 07738, CDMX.

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

*E-mail: perlaso@azc.uam.mx

Resumen

La generación masiva de residuos sólidos urbanos al año motiva a buscar alternativas que ayuden a la valorización de los residuos sólidos orgánicos, principalmente de flores, en uno de los mercados más grandes de México. En este trabajo se realizó la evaluación de la viabilidad técnica de la producción de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia de residuos florales del mercado de Jamaica. Se llevó a cabo la caracterización fisicoquímica para evaluar la composición y propiedades de los residuos, incluyendo análisis de pH, humedad, materia orgánica, cenizas, nitrógeno total y relación C/N. Posteriormente, se diseñaron y operaron 12 reactores de digestión anaerobia bajo condiciones controladas, variando cantidad de sólidos totales (15, 20 y 25%). Los resultados indicaron que una mayor concentración de sustrato aumentó la producción acumulada de biogás, alcanzando un volumen máximo de 199 mL en los reactores con 25% de ST. No obstante, este incremento también implicó riesgos de inestabilidad del proceso, como la acumulación de ácidos grasos volátiles. Adicionalmente, el digestato resultante mostró características viables para su uso como abono orgánico. Esta investigación demuestra que la digestión anaerobia de residuos florales representa una alternativa sostenible para el manejo de residuos urbanos con beneficios energéticos, ambientales y sociales. Se destaca la importancia de ajustes operativos y pretratamientos para maximizar la eficiencia del proceso y minimizar los impactos negativos.

Palabras Clave: residuos sólidos, biogás, caracterización fisicoquímica, potencial energético, residuos florales, emisiones de gases de efecto invernadero.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos constituye uno de los desafíos ambientales y energéticos más relevantes para las ciudades, especialmente en contextos donde el crecimiento poblacional genera volúmenes crecientes de desechos. En México se generan anualmente más de 42 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) [1], en este marco, la Ciudad de México (CDMX) ocupa una posición destacada, siendo la segunda entidad de mayor generación de residuos a nivel nacional, situación que se atribuye a la diversidad de actividades económicas, comerciales y sociales que tiene lugar en su territorio [2].Esta problemática es especialmente evidente en la alcaldía Venustiano Carranza, donde se estima una producción de aproximadamente 617 toneladas diarias, con un promedio per cápita de 1.07 kg [3].

Dentro de esta demarcación, el mercado de Jamaica se configura como un punto estratégico por su alta concentración de actividades florales. Con más de 1,150 vendedores distribuidos en tres grandes almacenes, el 40% comercializa flores sueltas y el 25% arreglos florales [4]. Esta dinámica genera diariamente una gran cantidad de residuos orgánicos, principalmente pétalos, tallos y hojas, que actualmente son dispuestos junto con los RSU en rellenos, sin procesos de separación ni valorización. Esta disposición inadecuada favorece la generación de lixiviados, malos olores y emisiones de gases de efecto invernadero [5], afectando la salud pública y contribuyendo al calentamiento global [6]. Asimismo, la gestión insuficiente de estos residuos implica el desaprovechamiento de oportunidades para la generación de valor, específicamente de aprovechamiento energético y producción de recursos. En este contexto, la falta de información técnica sólida acerca del potencial energético de diferentes tipos de residuos orgánicos, como los provenientes de mercados, y zonas comerciales, dificulta el diseño e implementación de estrategias efectivas para su gestión sustentable [7].

Frente a esta situación, el presente trabajo propone la caracterización fisicoquímica (pH, humedad, materia orgánica, relación C/N, sólidos totales, sólidos volátiles), de los residuos florales del mercado de Jamaica y su evaluación como sustrato para la digestión anaerobia con fines de producción de biogás. Esta tecnología representa una alternativa viable para transformar un pasivo ambiental en una fuente renovable de energía, reduciendo emisiones, mejorando la gestión de residuos y contribuyendo a la sostenibilidad urbana.

2. Metodología experimental

Se realizó la recolección de materiales, principalmente los residuos extraídos del mercado de Jamaica y el inóculo, estiércol fresco, con la finalidad de obtener un inóculo que contuviera microorganismos activos y variables, necesarios para la digestión anaerobia de los residuos florales.

Con el objetivo de verificar las características fisicoquímicas del sustrato a utilizar en la digestión anaerobia fue necesario recolectar una muestra representativa y caracterizarla, mediante los parámetros de pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, humedad, cenizas, nitrógeno total y relación C/N. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado para asegurar la reproducibilidad de los resultados.

Se trabajaron 12 reactores de 100 mL, de los cuales 3 contenían únicamente el inóculo y los 9 restantes se prepararon con diferentes cantidades de sólidos totales; 15, 20 y 25% de sólidos totales (ST).

Para evaluar la producción de biogás en los reactores, se utilizó un método basado en el desplazamiento de un volumen de agua. Este procedimiento se llevó a cabo de la siguiente manera: se conectó una manguera desde la salida de cada reactor de biogás a una botella serológica llena de agua. De esta botella se conectaba otra manguera que se dirigía a una probeta, este sistema permitía medir el volumen de agua desplazada, lo que a su vez indicaba la cantidad de biogás producido (Figura 1).

Figura 1. Sistema de medición de volumen de biogás.

Las mediciones de la composición de biogás se realizaron dos veces por semana. Se tomó una muestra de 10 mL del biogás producido en cada reactor. Las muestras de biogás fueron luego inyectadas en un cromatógrafo de conductividad térmica para su análisis. Con los datos de composición y cantidad de biogás se determinó el potencial energético de los

residuos. Posterior al proceso de digestión se caracterizó el digestato para evaluar su posible aplicación como mejorador de suelo.

3. Resultados y discusión

Las características fisicoquímicas del sustrato mostraron una humedad elevada (84.9%) y un alto contenido de materia orgánica (91.8%), condiciones que favorecen los procesos de degradación anaerobia. La relación C/N obtenida (24.61) se encontró cercana al equilibrio ideal para la digestión anaerobia. Se determinó un contenido de nitrógeno total de 2.17%, así como un 8.2% de cenizas y una conductividad de 710.67 µS/cm, lo que indica la presencia de compuestos minerales y iones solubles. Estos resultados permitieron identificar al sustrato como un material con potencial para ser aprovechado mediante digestión anaerobia.

La Figura 2 muestra el volumen de biogás en los diferentes reactores. El inóculo, en ausencia de sustrato adicional, no generó volúmenes medibles de biogás a lo largo de toda la serie temporal, lo cual evidencia que la carga orgánica desempeña un papel determinante en el inicio y la sostenibilidad del proceso de digestión anaerobia.

Se observó una correlación positiva entre el incremento en la concentración de ST (15, 20 y 25%) y el volumen acumulado de biogás. En particular, los reactores con una concentración de 25% presentaron el mayor rendimiento, superando de manera significativa a los sistemas con menores concentraciones. Al término del período de monitoreo, los reactores con 15% de ST alcanzaron un volumen promedio acumulado de 122 mL, mientras que aquellos con 20 y 25% lograron promedios de 141 y 199 mL, respectivamente.

Asimismo, se destaca la evolución temporal del proceso: en las etapas iniciales, los reactores con una concentración del 25% ya mostraban una producción superior en comparación con los otros tratamientos, lo que indica una mayor velocidad de inicio en la actividad metanogénica bajo condiciones de alta carga orgánica.

La Figura 3 muestra que el reactor con 15% de solidos totales (línea naranja) presenta la mayor eficiencia en la producción de metano, con un crecimiento constante y superior al de los demás reactores, alcanzando la mayor concentración al final del periodo. Por otro lado, el reactor con 25% (línea azul) tuvo un crecimiento inicial más lento, pero logró una producción moderada y estable, mientras que el reactor con 20% (línea verde) mostró la menor eficiencia, con un crecimiento inicial rápido seguido de una estabilización y ligero descenso, debido a una sobrecarga orgánica que inhibió la actividad de las bacterias metanogénicas. Estos resultados indican que la concentración de 15% presenta el mejor

equilibrio entre disponibilidad de materia orgánica y eficiencia, mientras que concentraciones mayores pueden causar acumulación de subproductos inhibidores que afectan el proceso.

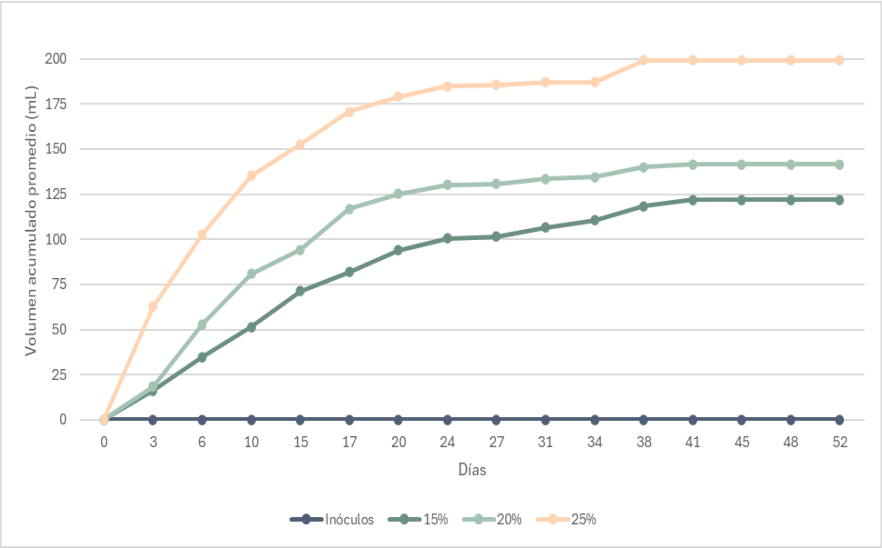


Figura 2. Volumen acumulado promedio

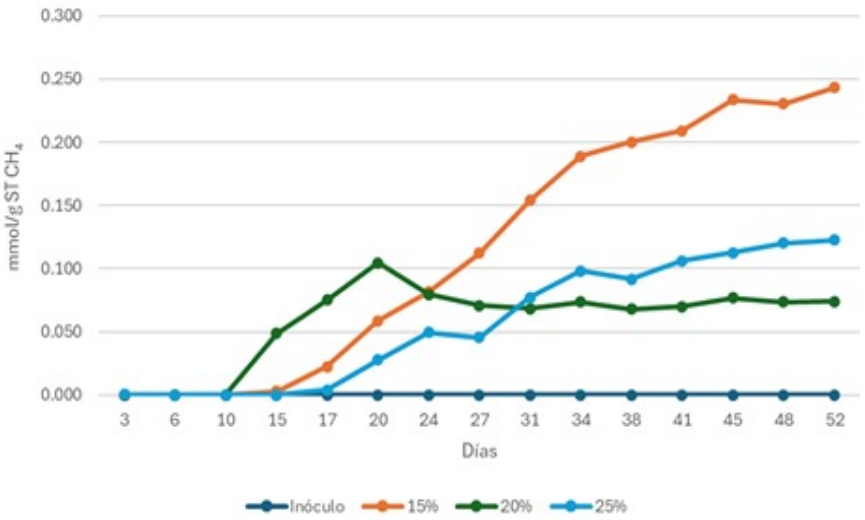


Figura 3. Gráfica de concentración promedio mmol/gST CH_4

La caracterización del digestato obtenido tras el proceso de digestión anaerobia reveló variaciones significativas en los parámetros fisicoquímicos analizados, en función de la concentración de sólidos totales (15, 20 y 25%).

A medida que se incrementa dicha concentración, se observa una disminución progresiva en el valor del pH del digestato, pasando de valores cercanos a 8.0 en la menor concentración, hasta aproximadamente 7.85 en la más elevada. Esta tendencia sugiere una

ligera acidificación del medio, posiblemente atribuida a una mayor producción de ácidos orgánicos volátiles derivados de la intensificación de la actividad fermentativa como consecuencia del aumento en la carga orgánica [8].

En paralelo, se registró un aumento en la conductividad eléctrica con el incremento de sólidos totales, lo cual puede estar relacionado con la liberación de sales minerales y compuestos iónicos durante la descomposición de la materia orgánica. Este incremento podría tener implicancias en la actividad microbiológica del sistema, dado que niveles elevados de conductividad pueden generar condiciones osmóticas desfavorables para ciertos grupos microbianos.

La concentración de nitrógeno total y la relación carbono/nitrógeno (C/N) también mostraron variaciones notables. En particular, una relación C/N excesivamente alta puede limitar la eficiencia del proceso metanogénico, al provocar desequilibrios en la disponibilidad de nutrientes esenciales para los consorcios microbianos responsables de la producción de metano.

En lo que respecta a la fracción fibrosa, se identificó un incremento en el contenido de celulosa y una disminución en el de lignina, lo que indica alteraciones en la composición estructural del sustrato residual. La reducción en los niveles de lignina podría ser indicativa de una degradación parcial de compuestos estructuralmente complejos, facilitada por las condiciones del proceso. Por su parte, el aumento de celulosa en digestatos con mayor concentración de sólidos totales podría sugerir una acumulación de fracciones fibrosas de difícil degradación, lo que repercute negativamente en la eficiencia global del proceso [9].

Adicionalmente, la presencia de macronutrientes en concentraciones relativamente bajas y un índice de germinación (IG) inferior al 80% evidencian la falta de madurez del digestato. Esta situación indica que el material no ha alcanzado un estado adecuado de estabilización, conservando sustancias potencialmente perjudiciales para el desarrollo vegetal, como ácidos orgánicos o amoníaco. Por lo tanto, se recomienda la aplicación de estrategias de postratamiento, tales como la separación de fases, la reducción del contenido de agua o el ajuste del pH, a fin de acondicionarlo para su eventual utilización como enmienda o fertilizante orgánico [10].

Como parte del proyecto se realizaron diversos cálculos para identificar la generación mensual de residuos orgánicos del mercado, esto fluctúa entre 204 y 585 toneladas. La utilización de estos residuos para la producción de biogás permitiría evitar la emisión de aproximadamente 292 toneladas de CO_2 equivalentes (CO_2e). Este proceso podría contribuir de manera significativa a la reducción de la huella de carbono, ya que disminuye

la necesidad de transporte de residuos hacia los centros de transferencia, además de promover la integración en la economía circular. En este contexto, la valorización de las flores residuales favorece su reincorporación al sistema productivo, generando nuevas cadenas de valor y promoviendo la reducción de la dependencia de recursos no renovables.

4. Conclusiones

La ejecución del proyecto permitió analizar las características fisicoquímicas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, humedad, cenizas, nitrógeno total y relación C/N) de los residuos florales y su comportamiento en procesos de digestión anaerobia. La alta proporción de materia orgánica y una relación C/N cercana al valor óptimo favorecieron el desarrollo microbiano, mientras que el pH inicial ácido evidenció la necesidad de ajustes para mejorar la eficiencia del sistema. La evaluación de la producción de biogás con diferentes cantidades de ST mostró que cargas más altas incrementaron el volumen acumulado, siendo los reactores con 25% de ST los más productivos. Sin embargo, también presentaron signos de inhibición en la fase metanogénica, lo que subraya la importancia de incrementos graduales y monitoreo constante. Además, se identificaron estrategias potenciales como pretratamientos físicos, adición de micronutrientes o co-digestión para mejorar la eficiencia sin comprometer la estabilidad. El análisis del digestato reveló una estabilización significativa de la materia orgánica y transformaciones en nutrientes, lo que refuerza su posible uso como biofertilizante. En conjunto, los resultados evidenciaron el potencial de la digestión anaerobia para valorizar residuos florales y contribuir a una gestión más sostenible.

5. Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, por el respaldo institucional brindado durante el desarrollo de este proyecto. En particular, agradecemos al Laboratorio de Tecnologías Sustentables por facilitar el uso de sus instalaciones, equipos y materiales, los cuales fueron fundamentales para la ejecución de las actividades experimentales. Reconocemos de manera especial el acompañamiento de la Dra. Perla Sotelo Navarro, cuya experiencia, orientación y compromiso académico fueron clave para el diseño metodológico y la interpretación de resultados. Asimismo, agradecemos a la Ing. Yesenia Alegría Martínez por su constante apoyo técnico, su disposición para resolver dudas y su guía durante todo el proceso. Su contribución y

dedicación fueron esenciales para consolidar este trabajo y alcanzar los objetivos planteados.

6. Referencias

[1] SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). Residuos sólidos urbanos: la otra cara de la basura. Disponible en: https://www.gob.mx/semarnat/galerias/residuos-solidos-urbanos-la-otra-cara-de-la-basura-18815.

[2] SEDEMA, Secretaría del Medio Ambiente. (2022=. Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México. Gobierno de la Ciudad de México. Disponible en: http://data.sedema.cdmx.gob.mx:9000/datos/biblioteca-detalle/inventario-de-residuos-solidos-2022.

[3] SEDEMA, Secretaría del Medio Ambiente. (2023). Inventario de Residuos Sólido. Disponible en:https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/residuos/IRS_2023_Completo.pdf.

[4] Gobierno de la Ciudad de México. (2021). Mercado de Jamaica. Disponible en: https://mexicocity.cdmx.gob.mx/venues/jamaica market/?lang=es.

[5] Kunak. (2025) Contaminación del aire en vertederos: cómo afecta a la calidad del aire. Disponible en: https://kunakair.com/es/contaminacion-del-aire-en-vertederos/#:~:text=Los%20vertederos%20de%20residuos%20s%C3%B3lidos,afectan%20la%20calidad%20del%20aire.

[6] PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. (2010). Gestión de residuos sólidos en las ciudades del mundo: Agua y saneamiento en las ciudades del mundo. Disponible en: https://unhabitat.org/solid-waste-management-in-the-worlds-cities-water-and-sanitation-in-the-worlds-cities-2010-2.

[7] Ministerio del Medio Ambiente. (2022). Residuos Orgánicos. Economía Circular.Disponible en: https://economiacircular.mma.gob.cl/residuos-organicos/.

[8] Deublein D and Steinhauser A. (2008). Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction. Wiley-VCH. Disponible en: https://chemistry.pixel online.org/files/ed_pack/04/further03/Deublein%20D.%20Steinhauser%20A. Biogas%20from%20Waste%20and%20Renewable%20Resources.pdf.

[9] Chynoweth, D. P., Owens, J. M. and Legrand, R. (2001). Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. Renewable Energy. 22(1-8). doi:10.1016/S0960-1481(00)00019-7.

[10] Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía. (2007). Biomasa: Digestores Anaerobios. 2007. Disponible en: https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_Digestores_Anaerobios_A2007_0d62926d.pdf.

Preparación de biocarbón de origen agroindustrial y posterior evaluación de la adsorción de fármacos

C1 VHF

Viridiana Hernández-Fernandez[1], Irma Robles[2]*

[1]Universidad Autónoma de Querétaro Campus Pedro Escobedo, Avenida Panamericana No. 180 Int. 100, C.P. 76700, Centro, Pedro Escobedo, Querétaro, México.

[2]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., Parque Tecnológico Querétaro SN, 76703 San Fandila, Qro., México.

*E-mail: irobles@cideteq.mx

Resumen

Este trabajo se enfocó en la preparación de biocarbón a partir de residuos agroindustriales (cáscaras de naranja y coco), con el objetivo de evaluar su capacidad adsorbente de fármacos comunes en aguas residuales mexicanas, como diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno. La caracterización fisicoquímica del material incluyó análisis mediante espectrofotometría UV-Vis, titulaciones ácido-base (Boehm y potenciométrica) y la determinación del punto de carga cero (PCC). Los estudios de adsorción se realizaron bajo diferentes condiciones de concentración, pH y tiempo de contacto. Los resultados indicaron que el biocarbón de naranja presentó un mejor rendimiento de adsorción en comparación con el biocarbón de coco, asociado a su mayor contenido de grupos funcionales activos y un PCC más adecuado para la atracción de especies aniónicas. El biocarbón demostró ser una alternativa viable, sostenible y de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales.

Palabras Clave: biocarbón, adsorción, contaminantes farmacéuticos, carbonización, residuos agroindustriales, caracterización superficial.

1. Introducción

El uso extensivo de fármacos en medicina humana y veterinaria ha generado una creciente preocupación ambiental debido a la presencia de compuestos activos farmacéuticos en cuerpos de agua. Estos compuestos son persistentes, no biodegradables y tienden a acumularse en el ambiente, lo que representa un riesgo para los ecosistemas y la salud pública.

Diversas tecnologías han sido propuestas para la remoción de estos contaminantes, incluyendo métodos físicos, químicos y biológicos. La adsorción destaca por ser una técnica

eficiente, económica y ambientalmente amigable, que no genera subproductos tóxicos y permite la regeneración del adsorbente [1].

La adsorción ocurre cuando un contaminante tiene baja solubilidad en los residuos, cuando el contaminante tiene mayor afinidad por el carbono [2].

En este contexto, los residuos agroindustriales han sido identificados como una fuente prometedora de materiales adsorbentes por su contenido en polímeros naturales como celulosa, lignina y hemicelulosa. A través de procesos de carbonización, estos residuos pueden transformarse en biocarbón, un material rico en carbono, con alta porosidad y funcionalidad superficial. Las propiedades adsorbentes del biocarbón están ligadas a características como su acidez y basicidad superficial, y su punto de carga cero (PCC) [3].

El biocarbón es una sustancia sólida porosa producida a partir de diversas materias primas de biomasa [4]. Los materiales principales utilizados para producir biocarbón incluyen biomasa, residuos municipales, residuos de cultivos y estiércol animal [5].

El objetivo de este trabajo fue obtener biocarbón a partir de cáscaras de naranja y cáscara de coco, y su posterior evaluación en la adsorción de fármacos representativos como diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno, para lo cual se consideraron variables como el pH, la concentración y el tiempo de contacto. Este estudio permitirá determinar la viabilidad de implementar biocarbones de residuos agroindustriales en la retención de compuestos farmacéuticos presentes en cuerpos de agua.

2. Metodología experimental

2.1 Obtención de biocarbón

Para la producción de biocarbón, se utilizaron cáscaras de naranja y de coco como materias primas, sometiéndolas previamente a limpieza, secado y reducción de tamaño. Se pesaron 150 g de cáscara de naranja y 110 g de cáscara de coco (Balanza OHAUS PA3202), los cuales fueron colocados en tubos de cerámica conectados a hornos tubulares (Horno Tubular THERMO SCIENTIFIC) con flujo continuo de nitrógeno. La carbonización se realizó a 600 °C para la naranja, y 300 °C para el coco, durante una hora en atmósfera inerte [6]. Tras el enfriamiento, se recolectó y pesó el biocarbón generado. Posteriormente, este material se caracterizó mediante las técnicas de titulación de Boehm, titulación potenciométrica y punto de carga cero. Para finalmente evaluar su capacidad de adsorción y le efecto del pH en este proceso.

2.2 Caracterización de la superficie del biocarbón

El método de titulación de Boehm fue utilizado para determinar la concentración de grupos funcionales superficiales del biocarbón. La regla principal de este método consta en que los grupos que contienen oxígeno en la superficie del carbón tienen diferente acidez y pueden ser neutralizados usando bases de diferente fuerza [7].

En frascos herméticos con tapa agregó 0.02 gramos de cada uno de los materiales, y les fue añadido un volumen de 20 mL de NaOH, Na_2CO_3, $NaHCO_3$ y HCl para evaluar los grupos funcionales afines. Inicialmente, se tomó lectura de pH (en Potenciómetro Orión), posterior a ello se llevaron a agitación en un Motor Ajustable Solbdbat, durante 5 días y 250 rpm. Transcurridas las primeras 24 horas se tomaron 5 mL de cada frasco para medir el pH. Esta muestra se tituló con HCl 0.1 M para las soluciones básicas, y con NaOH 0.1 M para la solución ácida, utilizando fenolftaleína como indicador. El mismo procedimiento se completó a 5 días.

Para desarrollar la titulación potenciométrica en biocarbones se prepararon frascos herméticos con 0.05 g de cada muestra (precursores y biocarbones) y 20 mL de agua desionizada. Se midió el pH inicial tras 20 minutos de agitación a 250 rpm. Luego, se agregó 1 mL de NaOH, se agitó y se midió el pH nuevamente. Posteriormente, se añadió HCl en incrementos de 1 mL, con agitación de 10 minutos entre cada adición, hasta alcanzar un pH ácido, registrando el pH en cada paso. El procedimiento se repitió por duplicado y los datos fueron analizados en una hoja de cálculo.

El punto de carga cero (PCC), es el valor de pH que corresponde al punto de equilibrio de las cargas externas e internas del material adsorbente [8]. Se prepararon frascos herméticos con 0.02 g de cada material (precursores y biocarbones) y 20 mL de soluciones (agua desionizada) ajustadas a pH 1, 3, 5, 7, 9 y 11, usando HCl o NaOH 0.1 M según el caso del pH al que se desea llegar. Las soluciones se verificaron con potenciómetro. Tras agregar las soluciones a los frascos, se agitaron durante 48 horas, se dejaron reposar y se midió nuevamente el pH.

2.3 Estudio del proceso de adsorción

Para realizar el experimento de adsorción se preparó una solución del fármaco de interés con concentración conocida, posteriormente se añadió un volumen de 30 mL a 0.01 g de biocarbón, a temperatura ambiente y bajo agitación constante a 250 rpm. La toma de muestras se realizó en distintos intervalos de tiempo durante un periodo de 48 horas. La concentración del fármaco remanente en solución se determinó por espectrofotometría UV-Vis a la longitud de onda característica del fármaco para evaluar la cantidad adsorbida.

Adicionalmente, los experimentos de adsorción se realizaron también a distintos pH con el objetivo de conocer la estabilidad del proceso de adsorción. La influencia del pH en la adsorción de fármacos sobre biocarbón es un aspecto crítico que afecta tanto la eficiencia del proceso como los mecanismos de interacción entre el adsorbente y el adsorbato. El pH determina la ionización de los grupos funcionales presentes en la superficie del biocarbón y del fármaco, lo que a su vez influye en las interacciones electrostáticas, la formación de enlaces de hidrógeno y otras fuerzas intermoleculares [9].

Todos los procedimientos se realizaron por duplicado y a temperatura ambiente.

3. Resultados y discusión

El biocarbón obtenido de cáscara de naranja presentó el aspecto que se muestra en la Figura 1. Mientras que el de coco tiene una apariencia y color similar.

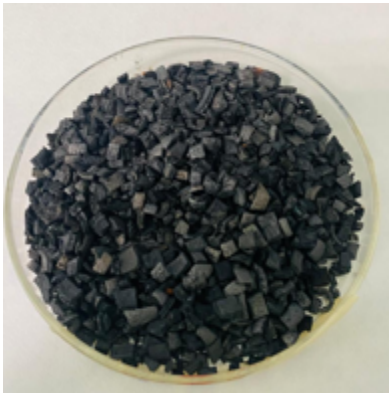


Figura 1. Biocarbón de cascara de naranja obtenido durante el estudio.

3.1 Identificación de fármacos en UV-Vis

Los análisis espectrofotométricos UV-Vis de los fármacos diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno demostraron una alta precisión en la identificación de sus señales características.

En la Figura 2 se aprecia la identificación realizada mediante UV-Vis, de manera cualitativa se validó la posibilidad de utilizar la técnica para hacer el seguimiento en las etapas sucesivas de este estudio. El ibuprofeno presentó un pico a 223 nm (vs. 224 nm respecto a lo reportado en la literatura), el naproxeno a 229 nm (vs. 231 nm), y el diclofenaco a 275 nm (vs. 276 nm). En conjunto, los resultados muestran buena concordancia con la literatura, validando la eficacia del método utilizado.

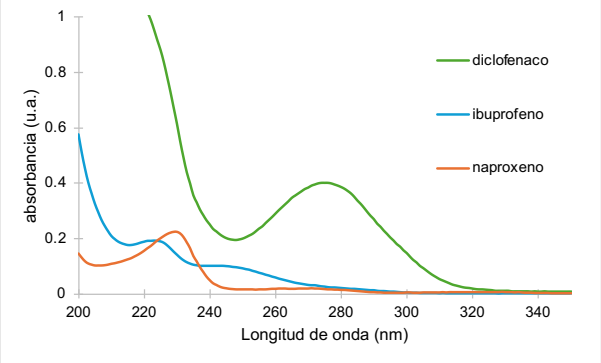


Figura 2. Identificación cualitativa de fármacos mediante prueba espectrofotométrica.

3.2 Caracterización del material adsorbente

En la titulación de Boehm, el precursor de cáscara de naranja presentó alta concentración de ácidos carboxílicos (1.48 mmol/g) y grupos básicos (1.76 mmol/g), mientras que el precursor de coco mostró menor cantidad de ácidos carboxílicos (0.32 mmol/g) pero una cantidad similar de grupos básicos (1.6 mmol/g). Tras la carbonización, el biocarbón de naranja mostró una reducción de ácidos carboxílicos (0.72 mmol/g) y un ligero aumento de grupos básicos (1.84 mmol/g). Por otro lado, el biocarbón de coco aumentó significativamente su contenido de ácidos carboxílicos (1 mmol/g) y también incrementó ligeramente sus grupos básicos (1.8 mmol/g). En todos los casos se mantuvo la ausencia de lactonas y fenoles. Estos resultados indican que los materiales poseen naturaleza anfótera, y que la carbonización modifica la proporción de grupos funcionales, haciéndolos adecuados para la adsorción de compuestos ácidos.

En la titulación potenciométrica, todas las muestras mostraron un punto de inflexión entre 4.5 y 5.5 mL de HCl, lo que indica la neutralización de los sitios básicos en la superficie. El biocarbón de cáscara de naranja requirió un mayor volumen de HCl, lo que sugiere una mayor cantidad de grupos básicos. Tras el punto de inflexión, el pH descendió hasta valores ácidos (~2), confirmando la neutralización completa. Estos resultados indican que la carbonización incrementó la cantidad de sitios básicos en el biocarbón de naranja en comparación con su precursor.

En el análisis del punto de carga cero (PCC), el precursor de cáscara de naranja mostró un valor cercano a pH 1, indicando una superficie cargada positivamente a pH < 1 y negativamente a pH > 1. Tras la carbonización, el biocarbón de naranja presentó un PCC de aproximadamente pH 3, lo que sugiere una modificación de los grupos funcionales

superficiales y una mayor estabilidad en soluciones más ácidas. En el caso del coco, tanto el precursor como el biocarbón mostraron un PCC cercano a pH 3, lo que indica que la carbonización no alteró significativamente su carga superficial. La mayor variación observada fue en la cáscara de naranja, reflejando cambios en su composición química tras el proceso de carbonización.

3.3 Estudio del proceso de adsorción de fármacos en biocarbón

El estudio de adsorción de naproxeno, ibuprofeno y diclofenaco utilizando materiales adsorbentes (carbón activado comercial – CAC, biocarbón de cáscara de naranja – BioN, y biocarbón de cáscara de coco COC) a diferentes valores de pH (3, 5, 7 y 9) mostró que la eficiencia del proceso depende fuertemente del pH de la solución y del tipo de adsorbente, los resultados se muestran en la Figura 3.

En general, se observó que la mayor parte de la adsorción ocurre durante los primeros 20 a 30 minutos, alcanzando posteriormente un equilibrio. Para los tres fármacos evaluados, los valores de pH ácidos (principalmente pH 3 y 5) favorecen significativamente la adsorción, mientras que en condiciones alcalinas (pH 9), la capacidad adsorbente disminuye drásticamente. Esto se debe posiblemente a la ionización de los compuestos en medios básicos, lo cual reduce la interacción con las superficies de los adsorbentes. En el caso del naproxeno, la adsorción fue más eficiente con BioN a pH 3 y 5, manteniéndose casi constante a lo largo del tiempo.

Para el ibuprofeno, se observaron picos de adsorción en los primeros minutos, especialmente a pH 3 BioN, mientras que el CAC mostró menor eficiencia. En cuanto al diclofenaco, la adsorción fue más rápida y estable en los dos biocarbones. El biocarbón de cáscara de naranja resultó más eficiente para la recuperación de diclofenaco a pH neutro, mientras que el biocarbón de coco resultó ser mejor adsorbente de este fármaco en pH 3 y 5. En conjunto, estos resultados indican que el biocarbón de cáscara de naranja presenta un desempeño eficiente para la remoción de fármacos en medios ácidos, lo que lo posiciona como un material promisorio para el tratamiento de aguas contaminadas con residuos farmacéuticos.

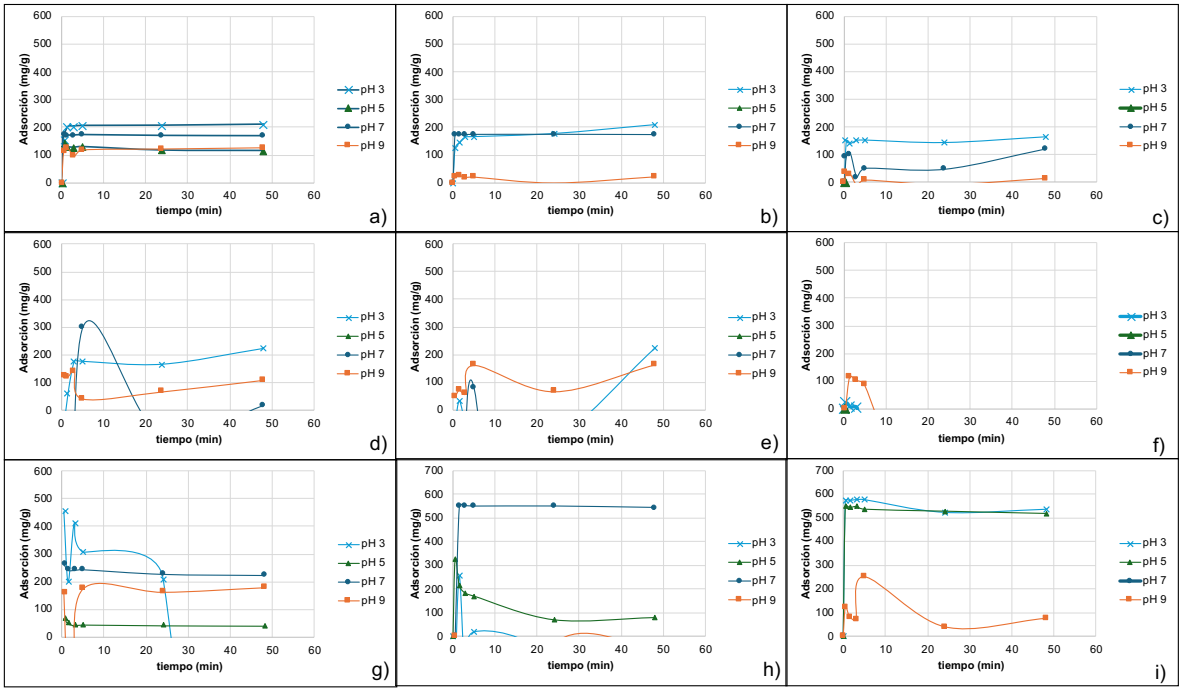


Figura 3. Comparación del proceso de adsorción respecto al pH para los fármacos: Naproxeno (a-c), ibuprofeno (d-f), diclofenaco (g-i), en carbón activado comercial (a, d, g), biocarbón de cascara de naranja (b, e, h), y biocarbón de cascara de coco (c, f, i).

4. Conclusiones

Los resultados sugieren que el biocarbón de cáscaras de coco y naranja representa una opción viable, ecológica y de bajo costo para el tratamiento de aguas contaminadas con compuestos farmacéuticos.

Mediante titulación de Boehm, se identificó la presencia de grupos funcionales ácidos (principalmente carboxílicos) y básicos en los precursores y sus respectivos biocarbones. El precursor de naranja mostró mayor cantidad de grupos ácidos, mientras que el de coco presentó una menor cantidad, pero aumentó su acidez tras la carbonización. Ambos materiales mostraron un incremento leve de grupos básicos tras el tratamiento térmico. La titulación potenciométrica confirmó la existencia de sitios básicos capaces de neutralizar ácidos en ambos tipos de biocarbón y precursores. Esta característica es relevante para procesos donde se requiere adsorción de compuestos ácidos. La determinación del PCC permitió predecir el comportamiento de adsorción según el pH.

El estudio de adsorción demostró que tanto el biocarbón de naranja es una alternativa para la adsorción de fármacos en solución acuosa, a temperatura ambiente y resultó más eficiente para la retención de naproxeno y diclofenaco. Mientras que, el biocarbón de coco retiene una mayor concentración de diclofenaco. Se observó que la mayor parte del proceso

de adsorción ocurre durante las primeras 5 horas, alcanzando el equilibrio entre 5 y 24 horas.

Asimismo, el pH influye en la eficiencia de adsorción debido a las interacciones electrostáticas entre el adsorbente y el adsorbato. A pH menor al punto de carga cero (PCC), la superficie del adsorbente tiene carga positiva, favoreciendo la adsorción de especies aniónicas, mientras que a pH mayor al PCC ocurre lo contrario. Por lo tanto, optimizar el pH es esencial para maximizar la remoción de cada fármaco.

5. Agradecimientos

Las autoras agradecen al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, CIDETEQ S.C. por las facilidades para desarrollar esta investigación; también agradecen el apoyo técnico de Alina, Z. Vela, Jorge A. Olivarez y Hana Mandujano. V. Hernández agradece a CIDETEQ por la beca recibida de la convocatoria Becas Fiscales 2025-1.

6. Referencias

[1] A.M. Awad, R. Jalab, A. Benamor, M.S. Nasser, M.M. Ba-Abbad, M. El-Naas, A.W. Mohammad, Adsorption of organic pollutants by nanomaterial-based adsorbents: An overview, J Mol Liq 301 (2020) 112335. https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2019.112335.

[2] B.S. Rathi, P.S. Kumar, Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater, Environmental Pollution 280 (2021) 116995. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.116995.

[3] F. Amalina, A.S.A. Razak, S. Krishnan, A.W. Zularisam, M. Nasrullah, A comprehensive assessment of the method for producing biochar, its characterization, stability, and potential applications in regenerative economic sustainability – A review, Cleaner Materials 3 (2022). https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100045.

[4] S. Krishnan, N.S. Zulkapli, H. Kamyab, S.M. Taib, M.F.B.M. Din, Z.A. Majid, S. Chaiprapat, I. Kenzo, Y. Ichikawa, M. Nasrullah, S. Chelliapan, N. Othman, Current technologies for recovery of metals from industrial wastes: An overview, Environ Technol Innov 22 (2021) 101525. https://doi.org/10.1016/J.ETI.2021.101525.

[5] R. S, B. P, The potential of lignocellulosic biomass precursors for biochar production: Performance, mechanism and wastewater application—A review, Ind Crops Prod 128 (2019) 405–423. https://doi.org/10.1016/J.INDCROP.2018.11.041.

[6] A.Z. Vela-Carrillo, R.J. Martínez, L.A. Godínez, J. de J. Pérez-Bueno, F. Espejel-Ayala, I. Robles, Study of chemical, kinetic, and theoretical sorption properties of activated carbons obtained from agroindustrial origin: comparison of anionic and cationic model molecules, Biomass Convers Biorefin (2022). https://doi.org/10.1007/s13399-022-02367-7.

[7] I. Dobrosz-Gómez, M.Á. Gómez, C. Santa, Optimization of the Cr(VI) adsorption process on bituminous activated carbon, Informacion Tecnologica 29 (2018) 43–56. https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000600043.

[8] R. Dhumal, P. Sadgir, Bioadsorbents for the removal of salt ions from saline water: a comprehensive review, Journal of Engineering and Applied Science 70 (2023). https://doi.org/10.1186/s44147-023-00253-1.

[9] X. Jornadas, C. De Catálisis, Y. Adsorción, Adsorción de contaminantes emergentes usando carbón activado elaborado a partir de neumáticos fuera de uso, Chile, 224AD. www.catalisisyadsorcionchile.cl.

Residuos inorgánicos

ÁREA TEMÁTICA 2

Reciclaje de baterías de ion litio y separación de materiales activos de electrodos: estabilidad estructural, regularidad morfológica y gestión de residuos

O2 SESO

Samuel Eduardo Salud Ordon, Alejandra Xochitl Pérez Maldonado, José de Jesús Pérez Bueno*

Centro de investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, Parque Tecnológico Querétaro, s/n, San Fandila, Pedro Escobedo, C.P. 76703, Querétaro, México.

*E-mail: jperez@cideteq.mx

Resumen

Las baterías de iones de litio (LIB) son cruciales para el almacenamiento de energía en dispositivos móviles y sistemas estacionarios debido a su alta densidad energética y durabilidad. Este trabajo se enfoca en la recuperación de materiales de baterías gastadas, específicamente partículas de $Li_xM_yO_z$ y grafito, para su reutilización. Se utilizó un método de niebla ultrasónica y plasma a presión atmosférica (APPJ) para crear un recubrimiento homogéneo de $Li_xM_yO_z$ sobre láminas de aluminio y material carbonoso usado sobre lámina de cobre. En el ánodo el análisis XRD mostró el efecto de mecano-síntesis sobre material carbonoso y SEM confirma un depósito homogéneo. Pruebas electroquímicas evaluaron las características redox de las superficies tratadas evidenciando la intercalación de litio. Para el cátodo el análisis SEM-EDS confirmaron la composición del material que se depositó, que contiene Ni, Co, O y C.

Palabras Clave: Baterías de ion litio, APPJ.

1 Introducción

El mercado de las baterías cada vez va en aumento y se estima en miles de millones de dólares. Se estima que, para 2025, el mercado de las baterías de ion litio (LIB por sus siglas en inglés) alcance los 105 mil millones de dólares [1]. Un análisis llevado a cabo por el Banco Interamericano para el Desarrollo (BID) [2], destaca la creciente importancia de fomentar el reúso y reciclaje de las LIB debido al aumento de la demanda de vehículos eléctricos (EV, por sus siglas inglés), productos electrónicos y energías renovables.

En América Latina y el Caribe (ALC), la demanda de LIB está creciendo rápidamente debido a la expansión de las energías renovables y la adopción de vehículos eléctricos. Sin embargo, la región carece de un marco normativo sólido para gestionar adecuadamente

estas baterías al final de su vida útil, lo que aumenta la presión sobre la extracción de litio virgen y sus impactos ambientales [2,3].

Este trabajo tiene como objetivo reciclar el material activo del ánodo y el cátodo de baterías de ion litio usadas para su reutilizarlos en electrodos en nuevas baterías.

2 Metodología experimental

2.1 Recuperación de material activo

Se recibieron baterías de ion litio donadas por una empresa recicladora de material electrónico. Se descargaron en solución de cloruro de sodio 2M por 24 h para proceder a desensamblar mecánicamente las celdas tipo 18650 usadas, posteriormente el electrodo catódico se trata térmicamente por 2 horas a 450 °C para proceder con una exfoliación mecánica del material activo; el electrodo anódico se lleva a baño ultrasónico por 20 segundos y después a una parrilla eléctrica a 100°C para la evaporación del agua y posteriormente una recuperación del material activo.

2.2 Preparación de material y deposito por APPJ

Se empleó un tratamiento de mecano-síntesis por 1 hora para disminuir el tamaño de partícula. Se preparó una solución de 100 mL al 0.2% (p/v) de una mezcla de material prístino de cátodo NMC con 10% de material activo recuperado y 10% de negro de humo conductor. Para el ánodo se preparó una solución de 100 mL al 0.8% (p/v) de una mezcla con 50% material recuperado y 50% de grafito comercial. El depósito se realizó con un equipo de plasma PlasmaJet®, en un sistema automatizado con brazo robótico Yasakawa®, que utiliza nitrógeno y oxígeno como gas para generar plasma. Se generó una niebla que arrastra las partículas con ayuda de un nebulizador. Este flujo se proyectó sobre el jet de plasma lo que causa una mejora en la cohesión y adherencia de las partículas sobre los sustratos poliméricos y metálicos.

2.3 Caracterización

Caracterización morfológica. Se aplicó difracción de rayos X (XRD) para caracterizar la estructura cristalina del grafito reciclado. Se usó microscopia electrónica de barrido (SEM) equipado con espectroscopía de energía dispersiva de rayos-X (EDS) para observar la morfología y la distribución de impurezas en el grafito.

Caracterización electroquímica. Los electrodos de grafito se depositaron durante 24 minutos en ciclos de 4 minutos de inyección de niebla y 2 minutos de tratamiento con plasma. la masa sobre el electrodo es de 2.3 mg/cm^2 y se ensambló en una *celda para materiales de batería ion litio Gamry,* alambre de litio metálico como referencia, una lámina de litio metálico como contra-electrodo y como electrolito $LiPF_6$ comercial todo ensamblado en una cámara de guantes con ambiente inerte. La intercalación de litio se estudió por voltametría cíclica con un potenciostato multicanal VMP3 (*BioLogic*) en el rango de voltaje de 0-1.5 V a una velocidad de barrido de 0.8 mV/s. En el caso del cátodo se usaron las mismas condiciones.

3 Resultados y discusión

Análisis XRD. La Figura 1 muestra los patrones de difracción de rayos-X de grafito no purificado y grafito depositado, la estructura del grafito se mantiene ya que la intensidad del pico del plano (002) sigue siendo el más intenso, además se observa un ensanchamiento debido a la mecano-síntesis de una hora se reportan resultados similares en [4].

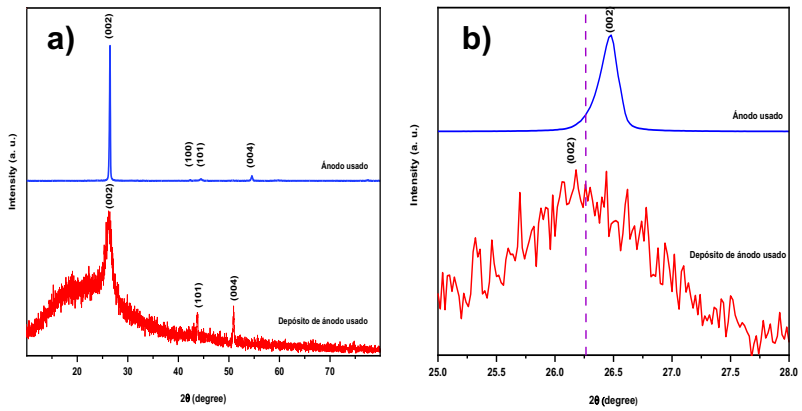


Figura 1. XRD de a) ánodo usado y deposito ánodo:grafito (50:50), b) pico del plano (002).

Análisis SEM. La Figura 2 muestra imágenes SEM de grafito de ánodo recuperado y depósito de ánodo recuperado-grafito en el ánodo recuperado se observan partículas de alrededor de 15 µm y una disminución de tamaño debido a la mecano-síntesis, resultados similares se han reportado en [4,5].

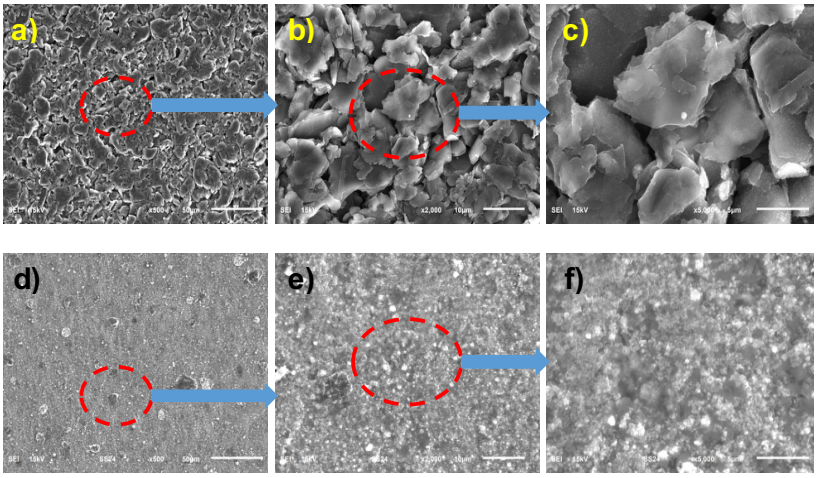


Figura 2. Micrografía SEM que revela la superficie de un ánodo de batería de ion-litio usada, a-c) se observan partículas de 15 µm y la presencia de aglutinante, con un aumento de 500X, 2000X y 5000X, d-f) revela la superficie de un depósito de ánodo usado mezclado con grafito industrial con mecano-síntesis en molino de alta energía por 1 hora.

Pruebas electroquímicas. La Figura 3 muestra voltamperogramas cíclicas (CV) de depósito de ánodo recuperado:grafito y de una barra de grafito. Se observan picos de intercalación de litio en 0.29 y 0.26 V, respectivamente. En el depósito se observa un pico en 0.43 V que indica la formación de la capa de interfase electrolito-sólido (SEI) en el primer ciclo y que desaparece en ciclos posteriores [4,6].

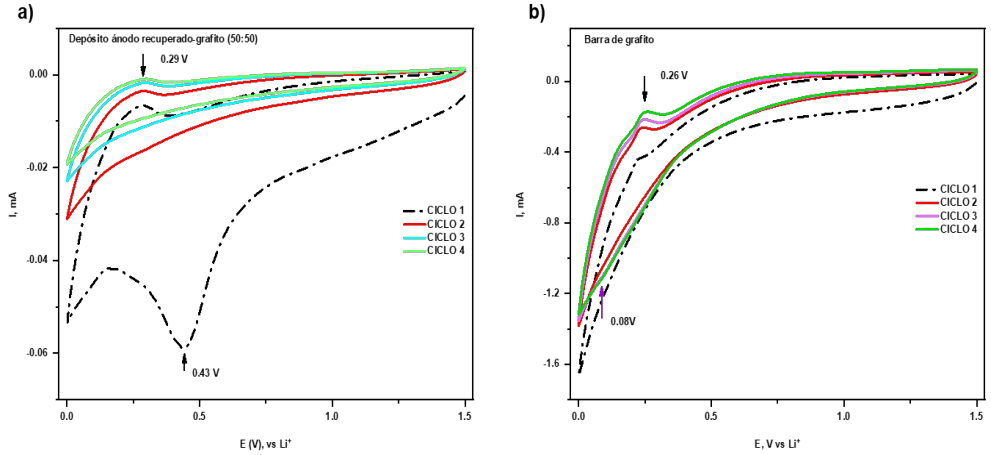


Figura 3. Curvas CV de a) depósito de ánodo recuperado:grafito (50:50) y b) barra de grafito a una velocidad de barrido de 0.8 mV/s.

Análisis SEM. La Figura 4 muestra la conformación de un depósito de material activo de cátodo por medio de la técnica APPJ, se aprecia un espesor más delgado y un recubrimiento homogéneo, con la recuperación directa se mantienen los elementos (Ni, Co, O, C y F) estás caracterizaciones también se han reportado en [7,8].

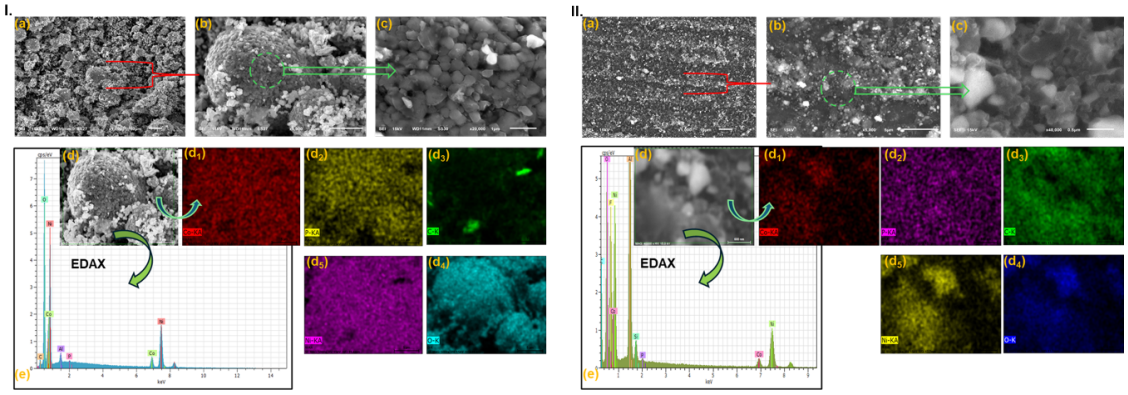


Figura 4. I) Polvo de material activo de ánodo, II) depósito por APPJ después de mecano-síntesis de 1 hora.

4 Conclusiones

Se logró el depósito por APPJ de materiales activos recuperados de baterías Li-ion usadas. Los depósitos son homogéneos y pueden colocarse en grandes áreas con el sistema automatizado.

Los resultados XRD muestran una estructura de grafito sin cambios por la presencia del pico del plano (002).

Las pruebas electroquímicas de media celda confirman la intercalación de Li. Se logró el depósito por APPJ de $Li_xM_yO_z$ recuperado de baterías Li-ion.

5 Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnologías e Innovación (SECIHTI) por la beca de manutención otorgada durante el periodo de realización de este trabajo.

Al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ) por otorgar los materiales e infraestructura para la realización de los experimentos.

6 Referencias

[1] Vanessa Quintero, O. Che, E. Ching, O. Auciello, E. De Ovaldía, Baterías de Ion Litio: características y aplicaciones Lithium Ion Batteries: features and applications, Revista de I + D Tecnológico 17 (2021) 14–22.

[2] V. López Hernández, I. Hilbert, L. Gascón Castillero, A. Manhart, D. García, B. Nkongdem, R. Dumitrescu, C.G. Sucre, C. Ferreira Herrera, Reciclaje y reúso de baterías de litio en América Latina y el Caribe Revisión analítica de prácticas globales y regionales, 2024. http://www.iadb.org.

[3] Y. Ding, Z.P. Cano, A. Yu, J. Lu, Z. Chen, Automotive Li-Ion Batteries: Current Status and Future Perspectives, Electrochemical Energy Reviews 2 (2019). https://doi.org/10.1007/s41918-018-0022-z.

[4] X. Ma, M. Chen, B. Chen, Z. Meng, Y. Wang, High-Performance Graphite Recovered from Spent Lithium-Ion Batteries, ACS Sustain Chem Eng 7 (2019) 19732–19738. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b05003.

[5] Q. Chen, L. Huang, J. Liu, Y. Luo, Y. Chen, A new approach to regenerate high-performance graphite from spent lithium-ion batteries, Carbon N Y 189 (2022) 293–304. https://doi.org/10.1016/j.carbon.2021.12.072.

[6] H. Bashirpour-bonab, Investigation and electrochemical analysis of SEI layer formation in natural graphite anode formation process in lithium-ion battery, E-Prime - Advances in Electrical Engineering, Electronics and Energy 5 (2023). https://doi.org/10.1016/j.prime.2023.100261.

[7] K.K. Jena, A. AlFantazi, D.S. Choi, K. Liao, A. Mayyas, Recycling Spent Lithium Ion Batteries and Separation of Cathode Active Materials: Structural Stability, Morphology Regularity, and Waste Management, Ind Eng Chem Res 63 (2024) 3483–3490. https://doi.org/10.1021/acs.iecr.3c03673.

[8] X. Zhang, Q. Xue, L. Li, E. Fan, F. Wu, R. Chen, Sustainable Recycling and Regeneration of Cathode Scraps from Industrial Production of Lithium-Ion Batteries, ACS Sustain Chem Eng 4 (2016) 7041–7049. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b01948.

Evaluación de fitotoxicidad de colillas de cigarro en plantas comestibles

O2 YAM

Yazmin Arcia Márquez[1], Juan Carlos Álvarez Zeferino[1], Sara Ojeda Benítez[2], Samantha Eugenia Cruz Sotelo[2], Alethia Vázquez Morillas[1], Arely Areanely Cruz Salas[1*]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200, Ciudad de México.

[2]Universidad Autónoma de Baja California, Calle Normal s/n Boulevard Benito Juárez. Col. Insurgentes Este, Parcela 44, 21100 Mexicali, B.C., México.

*E-mail: aacs@azc.uam.mx

Resumen

Este estudio tuvo como objetivo evaluar la fitotoxicidad de colillas de cigarro, en colillas nuevas y usadas, de Marlboro y Pall Mall, en dos plantas comestibles (rábano y la zanahoria), se realizó con distintas cantidades de cápsulas en los filtros (sin cápsula, con una y con dos), por triplicado para cada tratamiento.

El proyecto se realizó en tres etapas: lixiviación, germinación y crecimiento de plantas, siguiendo lo establecido en la NADF-020-AMBT-2011 y la OCDE 208/2006. Las pruebas de lixiviación se realizaron durante 14 días aireando los recipientes durante un minuto a diario. Posteriormente, se realizaron ensayos de germinación en semillas de rábano y zanahoria regando las plantas con lixiviados de las colillas, se midió el porcentaje de germinación relativa y el crecimiento de radícula.

Los resultados mostraron que las colillas afectan negativamente el desarrollo de las plantas, reduciendo la germinación y la longitud de raíces y tallos. Las plantas de zanahoria presentaron mayor fitotoxicidad.

Palabras Clave: lixiviado, zanahoria, rábano, colillas.

1. Introducción

Las colillas de cigarro están compuestas por alrededor de 12,000 fibras un plástico no biodegradable de acetato de celulosa y también contiene grandes cantidades de compuestos tóxicos resultantes de la combustión del tabaco [1]. Las colillas contienen nicotina, hidrocarburos poliaromáticos, alquitrán, arsénico, plomo, otros metales.

Cada año, se desechan aproximadamente 4.5 billones de filtros de cigarrillos en el ambiente [2], debido a que entre el 76 % y el 84 % de los fumadores arrojan sus filtros de cigarrillos

en lugar de desecharlos en un contenedor [3]. Actualmente, las colillas de cigarro son de los principales residuos en el ambiente a nivel mundial. Presentes en calles, playas y zonas naturales, donde una sola de ellas puede contaminar hasta diez litros de agua [4], envenena a los animales y deja una huella plástica persistente que amenaza a la sostenibilidad del planeta [5] y puede comprometer el crecimiento de plantas.

Un estudio publicado en 2019 ha demostrado que la presencia de colillas perjudica el crecimiento normal de plantas como el trébol blanco y la hierba de centeno perenne dificultando su crecimiento y germinación [6] encontraron que la presencia de colillas en el suelo reduce el éxito de la germinación y la longitud del brote (la longitud del tallo) del trébol en un 27 % y 28 % respectivamente, mientras que la biomasa de las raíces (peso de la raíz) se reduce en un 57 %.

Con base en lo anterior, este estudio tuvo como objetivo evaluar la fitotoxicidad de colillas nuevas y usadas, con diferentes cantidades de cápsulas (sin cápsula, una o dos cápsulas), en plantas comestibles como rábano y zanahoria, siguiendo los métodos especificados en la NADF-020-AMBT-2011 [7], y OCDE 208/2006 [8].

2. Metodología experimental

Para la realización del proyecto se efectuaron tres pruebas: 1) lixiviación, 2) germinación y 3) crecimiento de las plantas.

Las pruebas de lixiviación se realizaron en reactores de vidrio de 413 ml. Los tratamientos fueron colillas nuevas y usadas, de Marlboro y Pall Mall, sin cápsula, 1 cápsula y 2 cápsulas, por triplicado para cada tratamiento y tres réplicas del blanco, teniendo en total 21 reactores (Figura 1a). A cada reactor se le agregó 300 ml de agua potable más seis colillas, es importante aclarar que, en el caso de las colillas nuevas, la cápsula se tronó antes de agregarla al reactor. La duración de las pruebas de lixiviación fue de 14 días durante los cuales los recipientes se airearon durante un minuto diariamente (Figura 1b). Durante la realización de la prueba el volumen de agua se mantuvo constante por lo que adicional a los 350 ml se agregaron 50 ml más de agua.

En cuanto a las pruebas de germinación, se siguió lo estipulado en la NADF-020-AMBT-2011 [7]. Por cada uno de los 21 reactores se montó una prueba de germinación en una caja Petri, se colocó papel filtro de tal modo que cubriera todo el diámetro de la caja, se agregaron 10 semillas de rábano o zanahoria, según fuera el caso, y 4 ml de lixiviado del reactor correspondiente, posteriormente se colocó la tapa y se mantuvo la caja en un lugar fresco.

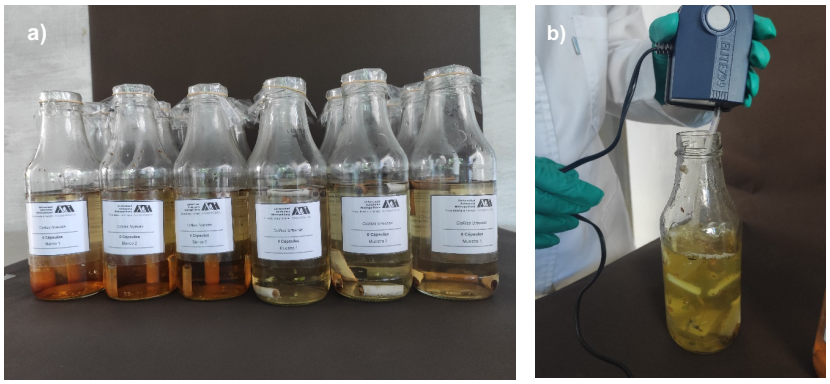


Figura 1. Pruebas de lixiviación: a) montaje de reactores, b) aireación de reactores.

En total se tuvieron 21 pruebas, la duración fue de 6 días para semillas de rábano y 10 días para semilla de zanahoria. Al final se calculó el índice de germinación (IG) a partir de la relación del Porcentaje de Germinación Relativa (PGR) y el Crecimiento de Radícula Relativo (CRR) como se muestra en las siguientes ecuaciones:

$$\mathrm{PGR} = \frac{\text{n° de semillas germinadas en el extracto}}{\text{n° de semillas germinadas en el testigo}} \text{x } 100$$

$$\mathrm{CRR} = \frac{\text{elongación de radículas en el extracto}}{\text{elongación de radículas en el testigo}} \text{ x } 100$$

$$\mathrm{IG} = \frac{\mathrm{PGR \text{ x } CRR}}{100}$$

Las pruebas de crecimiento se realizaron con base en lo indicado en la OCDE 208/2006 [8], para cada reactor se montaron dos réplicas, excepto en el blanco donde solo se manejó una, teniendo así 39 pruebas por semilla. Para estas pruebas se utilizaron bolsas plásticas de 4 x 15 cm a las cuales se les agregó 44 g de suelo de río, tamizado por una malla de apertura de poro de 2 mm, el cual se humedeció sustrato con 12 ml de agua potable. En cada bolsa se colocaron dos semillas, de rábano o zanahoria según fuera el caso, se regaron cada tercer día con 1 ml de la solución de cada tratamiento teniendo una duración de 15 días después de que germinara el 50 % de las semillas sembradas. Al término de la prueba se determinó la longitud de la parte aérea y raíz.

3. Resultados y discusión

Se observó que las plantas de zanahoria mostraron un menor índice de germinación (78.62 – 134.1 %) y crecimiento en comparación con el rábano (59.68 – 157.26 %), indicando una mayor sensibilidad a la fitotoxicidad de las colillas de cigarro, por otro lado, se observó que

el tratamiento de colillas nuevas para las plantas de rábano afecto en mayor proporción que el tratamiento de colillas usadas (Tabla 1), mientras que para las plantas de zanahoria sucedió lo contrario afectando más el tratamiento de colillas usadas (Tabla 2).

Tabla 1. Promedio y desviación estándar del PGR Y CRR de las colillas empleadas para rábano

Rábano					
Colillas usadas			Colillas nuevas		
0 cápsulas	1 cápsula	2 cápsulas	0 cápsula	1 cápsula	2 cápsulas
157.26±39.92	128.7±61.89	111.68±35.65	102.26±46.86	59.68±28.66	107.17±29.76

Tabla 2. Promedio y desviación estándar del PGR Y CRR de las colillas empleadas para zanahoria.

Zanahoria					
Colillas usadas			Colillas nuevas		
0 cápsulas	1 cápsula	2 cápsulas	0 cápsula	1 cápsula	2 cápsulas
78.62±26.89	110.07±9.09	89.05±28.15	134.10±31.92	95.58±22.24	92.76±26.75

Las pruebas realizadas con base en lo indicado a la OCDE 208/2006 [8] permitieron determinar los valores promedio para el largo de la raíz y parte aérea de la planta, la Figura 2 muestra los promedios de largo para zanahoria observándose que los valores de ambos tratamientos fueron similares presentando variaciones para los tratamientos de cero capsulas. La Figura 3 muestra los datos obtenidos para las plantas de rábano donde se observó un menor promedio para el tratamiento de dos cápsulas.

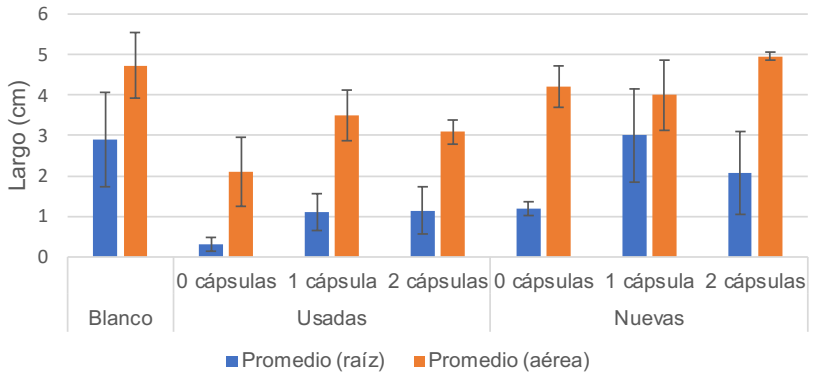


Figura 2. Promedios de largo de raíz y parte aérea para pruebas en zanahoria.

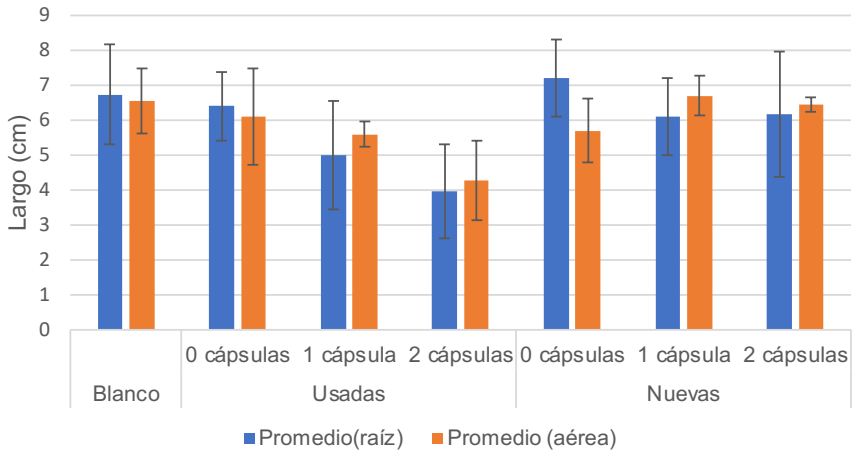


Figura 3. Promedios de largo de raíz y parte aérea para pruebas en rábano.

4. Conclusiones

La evaluación de la fitotoxicidad de colillas de cigarro en plantas comestibles como el rábano y la zanahoria reveló que las colillas, tanto nuevas como usadas, afectan negativamente la germinación y el crecimiento de estas plantas. Las pruebas realizadas siguiendo los métodos NADF-020-AMBT-2011 [7] y OCDE 208/2006 [8] mostraron que las colillas disminuyen significativamente la tasa de germinación y la longitud de las raíces, especialmente en las zanahorias, que presentaron una mayor sensibilidad a los efectos tóxicos. Estos resultados subrayan la necesidad de abordar la contaminación por colillas de cigarro para proteger la salud de las plantas y la calidad del suelo.

5. Referencias

[1] Rezero, Las colillas de cigarrillos son 100% de plástico y no hay ninguna regulación ambiental por su toxicidad y contaminación, (2021).

[2] M.C.B. Araújo, A critical review of the issue of cigarette butt pollution in coastal environments, (n.d.).

[3] V. Patel, G.W. Thomson, N. Wilson, Cigarette butt littering in city streets: a new methodology for studying and results, Tob. Control 22 (2013) 59 LP – 62. https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2012-050529.

[4] Ambiental, Las colillas permanecen doce años en la naturaleza, (n.d.).

[5] Staff, Colillas de cigarro: el enemigo ambiental invisible. Forbes México., (2025).

[6] D.S. Green, B. Boots, J. Da Silva Carvalho, T. Starkey, Cigarette butts have adverse effects on initial growth of perennial ryegrass (gramineae: Lolium perenne L.) and

white clover (leguminosae: Trifolium repens L.), Ecotoxicol. Environ. Saf. 182 (2019) 109418. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109418.

[7] SEDEMA - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, 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 especifi, Gac. Of. Del Dist. Fed. (2012) 69–83.

[8] OCDE, Prueba n.° 208: Prueba de plantas terrestres: prueba de emergencia y crecimiento de plántulas, Directrices de la OCDE para el ensayo de sustancias químicas, 2006.

Ánodos de baterías de Li–ion con heteroestructuras de MoS_2/materiales grafénicos depositados sobre láminas de cobre por Plasma Jet a Presión Atmosférica Automatizado

C2 CJUA

Claudia Jema Urrutia Arcelù, José de Jesús Pérez Bueno*

Subdirección de Investigación en Energía, Centro de Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C., Parque Tecnológico, Querétaro-San Fandila, Pedro Escobedo, Santiago de Querétaro 76703, México.

*E-mail: jperez@cideteq.mx

Resumen

La creciente demanda de baterías de ion-litio con mayor capacidad y seguridad impulsa el desarrollo de nuevos materiales para ánodos. En este trabajo se diseñaron y depositaron heteroestructuras compuestas por disulfuro de molibdeno (MoS_2), grafeno, negro de humo conductor (T-Sup-Li) y material recuperado de ánodos comerciales (NCR18650), sobre láminas de cobre. El proceso de recubrimiento combinó un método de pulido por frotación con Plasma Jet a Presión Atmosférica Automatizado (APPJ), tras una limpieza previa mediante lijado y sonicación

Se evaluó la adherencia del recubrimiento según la norma ASTM D3359, así como la morfología (microscopía óptica y SEM) y el espesor de las capas formadas. Los resultados mostraron recubrimientos uniformes con espesores entre 8 y 40 µm y clasificaciones de adherencia entre 0B y 3B, alcanzando hasta un 65 % de remoción mínima. La combinación de materiales favoreció la estabilidad del recubrimiento sobre el sustrato de cobre, lo que evidencia su potencial para aplicaciones en ánodos de baterías de ion-litio.

Palabras Clave: grafeno; plasma jet; ánodo.

1. Introducción

El desarrollo de nuevas y mejores baterías recargables de iones de litio es uno de los retos más importantes de la ciencia moderna. Esto se debe a que estas baterías ofrecen una alta capacidad para almacenar energía, se cargan rápidamente y son más seguras. De hecho, el avance de los vehículos eléctricos (EV) depende en gran parte del éxito en la investigación y desarrollo de baterías de nueva generación que cumplan con los requisitos necesarios para funcionar solo con electricidad [1]. Cambiar los autos con motor de gasolina

por autos eléctricos representa una verdadera revolución ecológica, con beneficios importantes para el medio ambiente y nuestra calidad de vida. Por eso, muchos equipos de investigación y empresas en todo el mundo están trabajando intensamente en el desarrollo de nuevos materiales para estas baterías [2–5]. Este trabajo, después de un estudio sobre las necesidades energéticas actuales de la sociedad, se analiza los avances y desafíos más recientes en la creación de nuevas soluciones para las distintas partes de las baterías: los ánodos.

Las baterías de ion-litio (Li-ion) son actualmente la tecnología de almacenamiento energético más empleada a nivel global, gracias a su alta densidad energética, larga vida útil y eficiencia electroquímica [6].

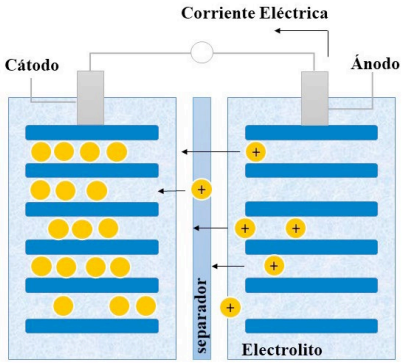


Figura 1. Partes de una Batería [12].

No obstante, los materiales utilizados en sus componentes, particularmente en los ánodos, presentan limitaciones que afectan su rendimiento y sostenibilidad. El grafito, el ánodo más común, posee una capacidad limitada, lo que ha impulsado la búsqueda de nuevos materiales con mayor capacidad y estabilidad [6].

En este contexto, MoS_2/G podrían brindar nuevas oportunidades para las tecnologías de almacenamiento de energía [7]. Debido a que poseen propiedades físicas complementarias y estructuras en capas similares, pueden combinarse para formar heteroestructuras que optimizan el rendimiento y crean un efecto sinérgico significativo (ver Figura 2).

El MoS_2 ofrece una combinación única de alta capacidad de almacenamiento de litio, conductividad eléctrica y estabilidad química. Su estructura cristalina permite la intercalación eficiente de iones de Litio durante el proceso de carga y descarga de la batería, lo que resulta en una alta densidad de energía específica. Mientras que el grafeno mejora la conductividad y dispersión del recubrimiento [2].

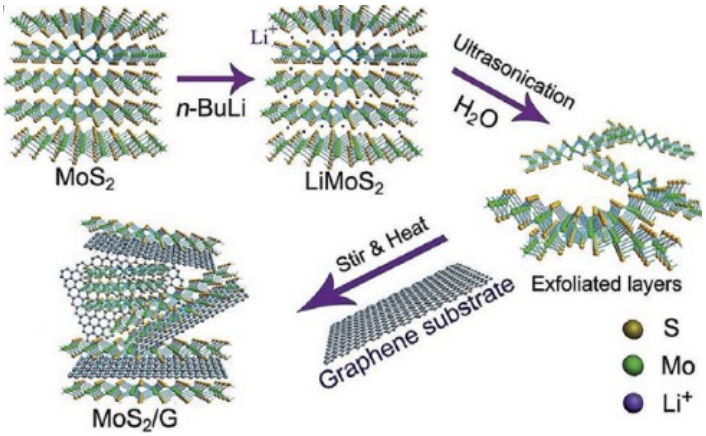


Figura 2. Ilustración esquemática de la síntesis de MoS_2/Grafeno [8].

Además del MoS_2 y el grafeno, se emplearán otros materiales funcionales para fortalecer la eficiencia del ánodo. Uno de ellos es el negro de humo conductor
(T-SUP-Li), un material carbonoso altamente hidrofóbico que mejora la conductividad electrónica del sistema, facilitando el transporte de carga durante los ciclos electroquímicos [9]. A su vez, se incorpora material recuperado de ánodos extraídos de baterías tipo NCR18650, previamente tratados y acondicionados, con el fin de reducir el impacto ambiental y explorar su viabilidad técnica dentro de nuevas formulaciones [10].

Finalmente, se contempla la incorporación de un electrolito sólido tipo Ta-LLZO (óxido de litio-lantano-zirconio dopado con tántalo), conocido por su alta estabilidad térmica, buena conductividad iónica y compatibilidad con materiales activos de ánodo. Este electrolito se evaluará en etapas posteriores del proyecto, con vistas a desarrollar celdas completas en estado sólido.

Para lograr una integración efectiva de estos materiales, se requerirá una técnica de recubrimiento precisa y controlable. En este trabajo, se propone el uso combinado de dos técnicas: frotación y Plasma Jet a Presión Atmosférica Automatizado (APPJ) para depositar sobre las láminas de cobre, evaluando su adherencia, morfología y composición [11].

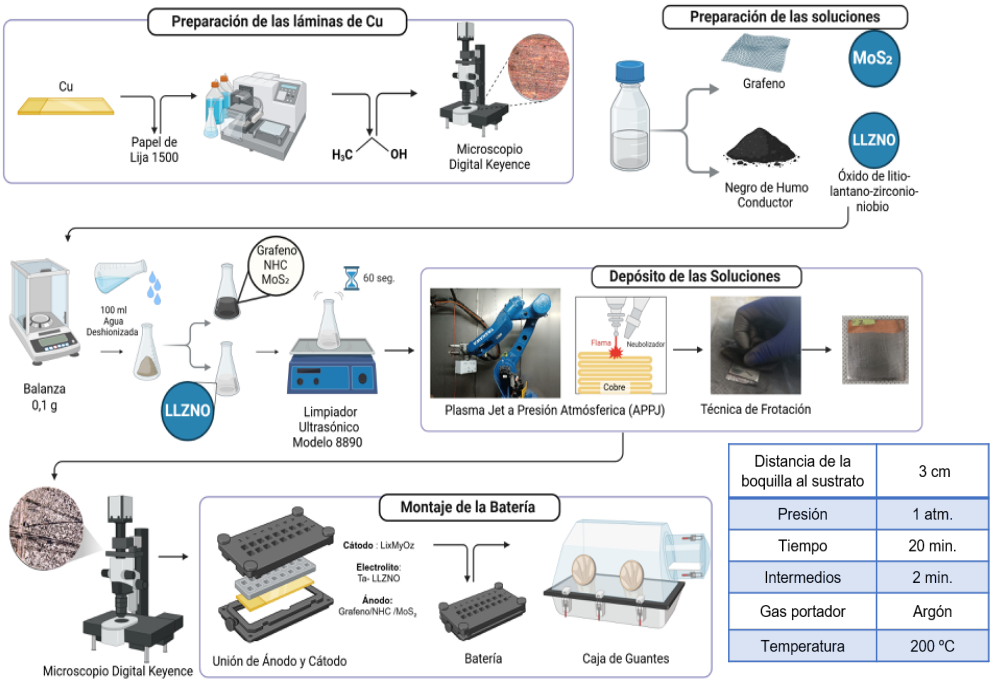
2. Metodología experimental

Para la obtención del ánodo de baterías de ion-litio, se utilizaron los materiales de: disulfuro de molibdeno (99 %, grafeno, negro de humo conductor (T-Sup-Li), ánodo recuperado de la batería de litio marca NCR18650. Todos estos materiales se depositaron sobre una lámina de cobre, en la cual se trazó un proceso de recubrimiento controlado que garantiza

la adherencia y funcionalidad de los materiales activos. En este proceso se utilizó la combinación de dos métodos de deposición: Pulido por frotación y Técnica de Plasma Jet a Presión Atmosférica (APPJ), con el objetivo de tener una buena adherencia y dispersión homogénea de los materiales depositados.

Las láminas de cobre fueron sometidas a un proceso de limpieza minuciosa. Primeramente, se lijaron con papel de lija Fandeli de grano fino 1500 para eliminar cualquier oxidación o rugosidad. Luego son fueron sometidas a sonicación en 30 mL de acetona durante 15 minutos, para desintegrar y disolver las impurezas en la superficie metálica, y por último en agua desionizada. Una vez secas las láminas, se procedió a preparar los materiales aditivos.

En un matraz Erlenmeyer se disolvió una solución de 0,05 g de cada material (disulfuro de molibdeno (99 %), grafeno, negro de humo conductor (T-Sup-Li), ánodo recuperado) en 100 ml de agua desionizada. Tras obtenidas las soluciones, fueron llevadas al nebulizador ultrasónico modelo WH-2000. Con el nebulizador en funcionamiento, fue activado el Plasma Jet a Presión Atmosférica marca YOSWO para comenzar el recubrimiento (ver Figura 3).



Distancia de la boquilla al sustrato	3 cm
Presión	1 atm.
Tiempo	20 min.
Intermedios	2 min.
Gas portador	Argón
Temperatura	200 °C

Figura 3. Proceso de fabricación de ánodos con heteroestructuras MoS_2/grafeno mediante APPJ.

Durante 40 minutos se realizó el recubrimiento de la lámina de cobre, en el cual se empelaron tiempos de intermedios de 10 minutos para intercalar el método de pulido. Una vez obtenido el depósito, se depositó el electrolito sólido LLZNO sobre el recubrimiento de

la combinación. Una vez obtenido el depósito se procedió al montaje de la batería. Para este ensamblaje de baterías se utilizó como cátodo $LiFeO_4$. Este montaje fue realizado en una caja de guantes, donde el ambiente fue controlado para evitar contaminación o humedad.

Esta metodología favoreció a la obtención de capas continuas para el uso de los ánodos de baterías. A medida que se hacia el recubrimiento, se llevaba las muestras al microscopio óptico.

3. Resultados y discusión

Las muestras obtenidas en este trabajo mostraron recubrimientos uniformes y buena adherencia sobre el sustrato de cobre.

Con la ayuda del microscopio digital Keyence con un aumento de 500x, se observó la morfología del recubrimiento obtenido tras la combinación de plasma y pulido. Los resultados de la Figura 4 mostraron una capa uniforme de cada material con una distribución homogénea sobre la superficie de cobre.

En la imagen a) correspondiente al MoS_2 se observan aglomeraciones de partículas que dan lugar a una superficie más compacta, b) a pesar del tiempo de 1hora y 20 minutos de depósito empelado se distingue poca dispersión del grafeno debido a su carencia de grupos funcionales, dificultando su fijación; c) Aunque aparentemente se obtuvo una película uniforme , la adherencia fue de 65% de desprendimiento por el método B de la norma D3359-23 , d) el tiempo de depósito fue de 25 minutos de depósito, donde se observan las líneas definidas del brazo robótico, así como una proporción más distribuida del material disuelto. e) a nivel microscópico se manifiesta una textura rugosa, con líneas paralelas asociadas al estado actual de la lámina de cobre; donde el brillo blanco puntual visible corresponde a un reflejo de la luz incidente del microscopio óptico.

La imagen surgiere de que el depósito presenta una integración parcial de los materiales, sin embargo, la rugosidad observada contribuye favorablemente al incremento del área superficial electroactiva para la intercalación de iones litio; f) puede visualizarse una capa homogénea y paralela del electrolito sólido, reflejando una adherencia en la combinación.

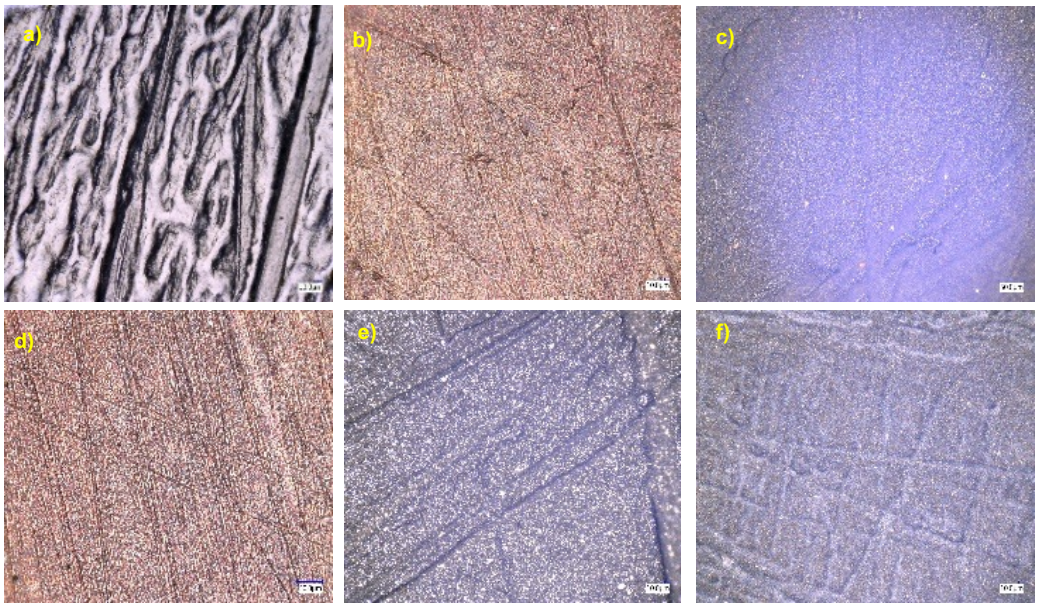


Figura 4. Morfología de los recubrimientos observados con microscopio digital (500x). a) MoS2, b) Grafeno, c) Negro de Humo T-SUP-Li, d) Ánodo Recuperado, e) Combinación de MoS2, Grafeno, Negro de Humo T-SUP-Li y Ánodo Recuperado, f) Deposito del electrolito solido Ta-LLZNO sobre el recubrimiento de la combinación de MoS2, Grafeno, Negro de Humo T-SUP-Li y Ánodo Recuperado.

Tabla 1. Características de los materiales.

Lámina	Recubrimientos	Dimensiones de la lámina A x B x C(cm)	Espesor de Recubrimiento (µm)	ADHERENCIA (NORMA D3359-23)	
				Clasificación	% Removido
1	Disulfuro de Molibdeno	2,96 x 3,17 x 0,24	14,46	3B	15
2	Grafeno	3,12 x 3,14 x 0,24	16,09	2B	15
3	Negro de Humo T-SUP-Li	3,10 x 3,14 x 0,20	8,06	3B	7
4	Ánodo recuperado	3,08 x 3,05 x 0,22	8,02	3B	15
5	MoS_2/Grafeno/ T-SUP-Li /Ánodo Recuperado	3,04 x 3,10x 0,23	11,02	0B	65
6	MoS_2/Grafeno/ T-SUP-Li /Ánodo Recuperado / Electrolito Sólido	2,91 x 2,93 x 0,22	40,53	2B	15

Las muestras de la Figura 4 con las dimensiones de ancho x largo x espesor (A x B x C) alcanzaron un espesor de 8,02 a 40,53 µm como se muestra en la tabla 1.

Las imágenes SEM revelaron una morfología superficial continua para el MoS_2 y las heteroestructuras con distribución homogénea de los elementos

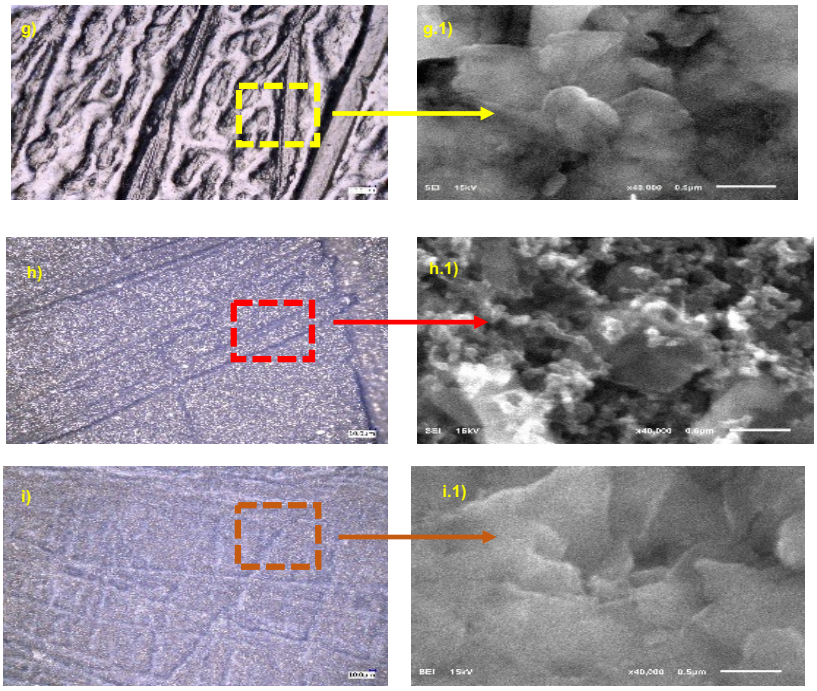


Figura 4. Imágenes SEM g) MoS_2 a 10 µm, g.1) SEM de MoS_2 a una resolución de x40,000; h) Combinación de Combinación de MoS_2, Grafeno, Negro de Humo T-SUP-Li y Ánodo Recuperado, h.1) SEM Combinación a x40,000; i) Depósito del electrolito sólido Ta-LLZNO sobre el recubrimiento de la combinación del inciso h, i.1) SEM Depósito del electrolito sólido Ta-LLZNO sobre el recubrimiento de la combinación del inciso h.

4. Conclusiones

La incorporación de heteroestructuras MoS_2/Grafeno/T-SUP-Li/Ánodo recuperado sobre láminas de cobre mediante APPJ y pulido demostró ser una estrategia efectiva para desarrollar ánodos con mejoradas propiedades físicas y electroquímicas. Además, el uso de materiales reciclados no solo aporta beneficios ambientales, sino que también mantiene una buena eficiencia electroquímica. Estos resultados son alentadores para el desarrollo de baterías de ion-litio de próxima generación más sostenibles y de mayor rendimiento.

5. Agradecimientos

Se expresa un profundo agradecimiento a SECHITI por brindar oportunidad de desarrollo en ámbito de la investigación. Al Dr. José de Jesús Pérez Bueno, gracias por su paciencia, guía y compromiso en cada etapa de este proyecto. Al CIDETEQ, gracias por brindarme un espacio de trabajo tan completo y estimulante.

6. Referencias

[1] V. Quintero, O. Che, E. Ching, O. Auciello, E. De Obaldía, * Autor, Baterías de ion litio: características y aplicaciones Lithium ion batteries: features and applications Universidad de Texas en Dallas, n.d. https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/.

[2] S. Santra, M.S. Ali, S. Karmakar, D. Chattopadhyay, Molybdenum disulfide: A nanomaterial that is paving the way toward a sustainable future, Materials Today Sustainability 25 (2024). https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2023.100659.

[3] A.R. Urade, I. Lahiri, K.S. Suresh, Graphene Properties, Synthesis and Applications: A Review, JOM 75 (2023) 614–630. https://doi.org/10.1007/s11837-022-05505-8.

[4] B. Liu, F. Li, H. Li, S. Zhang, J. Liu, X. He, Z. Sun, Z. Yu, Y. Zhang, X. Huang, F. Guo, G. Wang, X. Jia, Monodisperse MoS2/Graphite Composite Anode Materials for Advanced Lithium Ion Batteries, Molecules 28 (2023). https://doi.org/10.3390/molecules28062775.

[5] K. Wang, Y. Cui, Y. Hao, J. Hu, W. Zhang, J. Wang, Review: development status and modification strategies of nano-MoS2-based anode materials, Ionics (Kiel) (2024). https://doi.org/10.1007/s11581-024-05650-x.

[6] C. Julien, A. Mauger, A. Vijh, K. Zaghib, Lithium Batteries Science and Technology.

[7] J. Kudr, V. Adam, O. Zitka, Fabrication of graphene/molybdenum disulfide composites and their usage as actuators for electrochemical sensors and biosensors, Molecules 24 (2019). https://doi.org/10.3390/molecules24183374.

[8] C. Liu, Y. Bai, Y. Zhao, H. Yao, H. Pang, MoS2/graphene composites: Fabrication and electrochemical energy storage, Energy Storage Mater 33 (2020) 470–502. https://doi.org/10.1016/j.ensm.2020.06.020.

[9] G.A. Kelesidis, S. Benz, S.E. Pratsinis, Process design for carbon black size and morphology, Carbon N Y 213 (2023). https://doi.org/10.1016/j.carbon.2023.118255.

[10] Reciclaje+de+baterías+de+Ion-Li,+una+necesidad+presente+y+futura (1), (n.d.).

[11] H. Ghazal, L.N. Allam, Z.S. Beltagy, L.S. Abd Elaal, M.N. Elshamy, A.G. Maraae, The Role of Plasma Technology in Surface Modification of Textiles, Egypt J Chem 67 (2024) 1–12. https://doi.org/10.21608/ejchem.2024.257516.9035.

[12] V. Quintero, O. Che, E. Ching, O. Auciello, E. De Obaldía, * Autor, Baterías de ion litio: características y aplicaciones Lithium ion batteries: features and applications Universidad de Texas en Dallas, 2021. https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/.

Valorización de residuos metálicos ricos en Fe y Pb como precursores activos para potenciar la fotocorriente de nanotubos de TiO_2 en sistemas electro-fotocatalíticos

C2 LGCC

Laura Grissel Garcia de la Cruz[1], Antonia Sandoval González[1], Mónica Cerro López[2] y Erika Bustos Bustos[1]*

[1]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C., (CIDETEQ), Parque Tecnológico Querétaro, s/n, San Fandila, Pedro Escobedo, Querétaro, 76703, México.

[2] Universidad de las Américas de Puebla, Departamento de Química y Biología, Laboratorio de Electroquímica, Sta. Catarina Mártir, Cholula, Puebla, 72820, México.

*E-mail: ebustos@cideteq.mx

Resumen

La generación de residuos con alto contenido de metales pesados representa un reto ambiental, pero también una oportunidad para su valorización como materiales funcionales. En este estudio, se evaluó y caracterizó la funcionalización de nanotubos de dióxido de titanio ($TiO_{2,nt}$|Ti), además del potencial de residuos industriales con alto contenido en hierro (Fe) y plomo (Pb) como precursores para la síntesis de nanopartículas (NPEs) de magnetita (Fe_3O_4) y dióxido de plomo (PbO_2) utilizadas en la modificación superficial de los $TiO_{2,nt}$|Ti, con el objetivo de potenciar la fotocorriente. Para ello, los $TiO_{2,nt}$|Ti fueron sintetizados mediante anodización electroquímica y posteriormente modificados con NPEs derivadas de extracción química de residuos.

La caracterización estructural y composicional de las diferentes superficies modificadas fue realizada a través de microscopía electrónica de barrido por emisión de campo (FESEM), espectroscopía de dispersión de energía (EDS) y espectroscopía de fotoelectrones emitidos por rayos X (XPS), confirmando la integración efectiva de las fases metálicas sobre la superficie de los nanotubos. El estudio fotoelectroquímico evidencio que las NPEs de Fe_3O_4 incrementan la densidad de fotocorriente bajo irradiación UV-vis, reflejando una mejora en la generación y separación de portadores de carga fotoinducidos, así como una disminución en la recombinación de pares electrón-hueco.

Este enfoque promueve la economía circular al convertir residuos metálicos en precursores para el desarrollo de fotoelectrodos avanzados. Además, contribuye al desarrollo sostenible al reducir la extracción de materias primas vírgenes y ofrecer soluciones tecnológicas orientando el diseño de materiales para su aplicación en sistemas electro-fotocatalíticos enfocados a la remediación ambiental.

Palabras Clave: Economía circular, valorización de residuos, desarrollo sostenible, fotocorriente, plomo y hierro.

1. Introducción

El incremento en la generación de residuos industriales con alto contenido de metales pesados, como el Fe y Pb, representa un desafío ambiental significativo debido a su toxicidad, persistencia y difícil gestión [1,2]. No obstante, estos residuos también pueden considerarse recursos estratégicos bajo un enfoque de economía circular, ya que contienen elementos con propiedades fisicoquímicas valiosas para el diseño de materiales funcionales [1,3]; su reutilización como precursores activos contribuye a disminuir el impacto ambiental, reducir la extracción de materias primas vírgenes y promover procesos sostenibles [4].

Los $TiO_{2,nt}$|Ti han sido ampliamente estudiados por su elevada estabilidad química, área superficial específica y propiedades semiconductoras, que los hacen atractivos en aplicaciones de fotocatálisis y electro-fotocatálisis [5–7]. Sin embargo, su eficiencia se ve limitada por la rápida recombinación de los pares electrón-hueco, lo que compromete su desempeño en procesos de conversión de energía solar o degradación de contaminantes orgánicos [8–11]. Diversos estudios han demostrado que la modificación superficial de dióxido de titanio (TiO_2) con especies metálicas mejora la separación de cargas, incrementando la densidad de fotocorriente y, con ello, la actividad fotoelectroquímica del material [7,8,12]. En este contexto, se plantea la valorización de residuos metálicos ricos en Fe y Pb como fuente para la obtención de nanopartículas de Fe_3O_4 y PbO_2, empleadas en la funcionalización de nanotubos de TiO_2.

2. Metodología experimental

2.1 Síntesis de $TiO_{2,nt}$|Ti

Los $TiO_{2,nt}$|Ti fueron obtenidos mediante anodización electroquímica de un sustrato de titanio con área de 0.75cm^2 en una disolución compuesta por NH4F 0.1 M (J.T Baker, 99%), agua desionizada (3% v/v) y etilenglicol (Karal, 99%) [13]. La anodización se realizó a 50 V en agitación continua por 15 min. Tras la anodización, se eliminó el electrolito residual utilizando etanol (Karal, 99.5%) y se aplicó un tratamiento térmico a 450 °C durante 1 hora para inducir la formación de la fase cristalina anatasa.

2.2 Valorización de residuos de Fe y Pb

La valorización de residuos se realizó empleando materiales con alto contenido metálico: granalla de acero como fuente de hierro y electrodos de baterías de plomo-ácido como fuentes de plomo metálico (Pb°) y PbO_2. El objetivo fue obtener NPEs de Fe_3O_4 y PbO_2 a partir de dichos residuos mediante un proceso de extracción química, utilizando acetato de cesio y ácido acético 0.5 M como medio solubilizante. La selección de estas soluciones se debe a su papel fundamental en la solubilización de metales, la formación de complejos y su capacidad para oxidarlos [14]. Es así como, se dispuso de 1 g de residuo en contacto con 20 mL de solución durante cinco días para permitir la disolución progresiva de los metales presentes. La concentración de especies de Fe y Pb en solución fue monitoreada periódicamente mediante tiras reactivas para análisis de agua (Widealiff), que proporcionaron una estimación semicuantitativa del proceso de solubilización. Una vez alcanzada la máxima concentración detectable, las soluciones con iones metálicos disueltos fueron utilizadas como electrolitos soporte para procesos posteriores de electrodeposición de nanopartículas sobre superficies de $TiO_{2,nt}$|Ti.

2.2.1 Modificación de $TiO_{2,nt}$|Ti con las NPEs de Fe_3O_4 y PbO_2

La modificación se desarrolló mediante un electrodepósito, sobre los electrodos de $TiO_{2,nt}$|Ti en una celda convencional de tres electrodos con las soluciones obtenidas, bajo un régimen galvanostático donde el electrodo de trabajo (ET) fue $TiO_{2,nt}$|Ti, el electrodo de referencia (ER) de sulfato mercuroso (Hg|Hg_2SO_2) y el contraelectrodo (EC) fue un alambre de platino (Pt); durante el electrodepósito se aplicó una densidad de corriente de 38 mA/cm^2 durante 5s de tiempo de electrolisis [15,16].

2.3 Caracterización de superficies

La caracterización del sistema se realizó en 4 niveles: (i) electroquímico, mediante voltamperometría de barrido lineal (LSV) y electrólisis a potencial controlado (CPE), para determinar la fotocorriente en presencia y ausencia de luz UV (365 nm) en función del área geométrica; se empleó un sistema de tres electrodos donde el CE fue un alambre de Pt, los ET fueron los $TiO_{2,nt}$|Ti y los modificados con las NPEs R-Fe_3O_4 (R: residuo de granalla de acero), R1-PbO_2 (R1: residuo de Pb°) y R2-PbO_2 (R2: residuos de PbO_2) teniendo como ER al Ag/AgCl (KCl 3 M), empleando como electrolito soporte Na_2SO_4 50 mM; (ii) morfológico, mediante microscopía electrónica de barrido por emisión de campo acoplado

a espectroscopía de dispersión de energía (FESEM-EDS, MAIA3 TESCAN); (iii) químico-estructural, mediante espectroscopía de fotoelectrones emitidos por rayos X (XPS) y (iv) óptico a través de reflectancia difusa para determinar el Band-Gap.

3Resultados y discusión

3.1 Valorización de residuos

En la Tabla 1 se observan las concentraciones obtenidas de acuerdo con el rango establecido por las tiras reactivas.

Tabla 1. Valorización de residuos de Fe, Pb y PbO_2 empleando las tiras reactivas para analizar el agua en estudio.

Solución 0.5 M	Parámetro											
	pH 6.2-8.4			Hierro [0-250 ppm]			Plomo [0-500 ppm]			Dureza [0-425 ppm]		
	Pb	PbO_2	Fe	Pb	PbO_2	Fe	Pb	PbO_2	Fe	Pb	PbO_2	Fe
CH_3COOH	6.2	6.2	6.2	-	-	100	500	200	-	425	425	425
CH_3COOCs	7.6	7.6	7.6	-	-	500	200	200	-	25	25	25

De acuerdo con lo obtenido, los electrodos de Pb° y PbO_2 de una batería de plomo-ácido pueden disolverse en ácido acético (CH_3COOH), aunque el proceso es más lento y menos agresivo en comparación con ácidos más fuertes como el HNO_3 o el H_2SO_4, debido a la formación de compuestos solubles de plomo en el medio ácido. El plomo es un metal que no reacciona fácilmente con ácidos no oxidantes en ausencia de un agente complejante. Sin embargo, en presencia de CH_3COOH y O_2 del aire, el plomo puede reaccionar formando acetato de plomo ($Pb(CH_3COO)_2$) soluble [14,17,18]:

$$Pb^{2+} + 2\,CH_3COOH + O_2 \rightarrow Pb(CH_3COO)_2 + H_2O \quad (1)$$

En donde el plomo es oxidado por el O_2 del aire a Pb^{2+} y se forma $Pb(CH_3COO)_2$, que es soluble en agua. La presencia de O_2 es clave para que la reacción ocurra, pues el CH_3COOH por sí solo es un ácido débil y no oxida el plomo fácilmente [14,17,19].

Por otra parte, el PbO_2 es más resistente a los ácidos débiles, pero en un medio con CH_3COOH y un agente reductor, también puede disolverse, donde el PbO_2 se reduce a Pb^{2+} y se forma $Pb(CH_3COO)_2$ soluble, liberándose O_2 gaseoso. La reacción general es [14,18]:

$$PbO_2 + 4\,CH_3COOH \rightarrow Pb(CH_3COO)_2 + 2H_2O + O_2 \quad (2)$$

En cuanto al Fe, puede reaccionar con los protones del CH_3COOH de la siguiente manera [14,19,20]:

$$Fe + 2CH_3COOH \rightarrow Fe(CH_3COO)_2 + H_2 \quad (3)$$

En donde el Fe se oxida a ion ferroso (Fe^{2+}) formándose acetato de hierro(II) ($Fe(CH_3COO)_2$), que es soluble en agua y se libera hidrógeno gaseoso (H_2), en cantidades muy pequeñas. Así mismo, al emplear CH_3COOCe, el Pb metálico es relativamente estable en medios neutros o ligeramente básicos. Sin embargo, el ion acetato ($CH3COO^-$) puede formar complejos solubles con Pb^{2+} facilitando una leve disolución del Pb si hay un agente oxidante presente, como el oxígeno disuelto en agua [18,21].

$$Pb + \frac{1}{2}O_2 + H_2O + 2CH_3COO^- \rightarrow Pb(CH_3COO)_{2,soluble} \quad (4)$$

En cambio, el PbO_2 es un material más resistente a la disolución, especialmente en soluciones neutras o básicas, pero en presencia de iones reductores o ligeros ácidos (como el CH_3COOH generado por la disociación del acetato, $[C_2H_3O_2]^-$) puede reducirse a Pb2+ que luego se solubiliza si [14,18,21]:

$$PbO_2 + 4\,H^+ + 2e^- \rightarrow Pb^{2+} + H_2O \quad (5)$$

$$Pb^{2+} + 2CH_3COO^- \rightarrow Pb(CH_3COO)_{2,Soluble} \quad (6)$$

Si el medio contiene oxígeno, la reducción del PbO_2, se ve favorecida, permitiendo su conversión en Pb^{2+} soluble en forma de $Pb(CH_3COO)_2$. Con respecto al Fe metálico, es más reactivo que el Pb y se oxida más fácilmente en presencia de oxígeno y agua, formando Fe^{3+} y Fe^{2+}, que luego se combinan con los iones acetato para formar acetatos solubles [17,19,20]:

$$Fe + \frac{1}{2}O_2 + H_2O + 2CH_3COO^- \rightarrow Fe(CH_3COO)_{2,Soluble}$$

$$Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + H_2O + 2CH_3COO^- \rightarrow Fe(CH_3COO)_{2,Soluble}$$

En comparación con el plomo, el hierro se disuelve más fácilmente, ya que su potencial de oxidación es menor y el O_2 presente en la solución acelera su conversión en acetatos solubles de Fe(II) y Fe(III), CH_3COOFe^{2+} y $CH_3COO\ Fe^{3+}$, respectivamente [14,22].

3.2 Caracterización electroquímica

De acuerdo con la Figura 1, la evaluación fotoelectroquímica por LSV y CPE de los $TiO_{2,nt}$|Ti funcionalizados con NPEs, la superficie de NPEs R-Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$|Ti mostró una mejora significativa en la densidad de corriente foto-inducida en comparación con los $TiO_{2,nt}$|Ti sin modificar, además de una alta estabilidad y repetibilidad en los ciclos de irradiación. Estos resultados reflejan una separación más eficiente de los pares electrón-hueco y una menor recombinación, favorecida por la incorporación de las especies férricas como sitios de trampa de carga superficial.

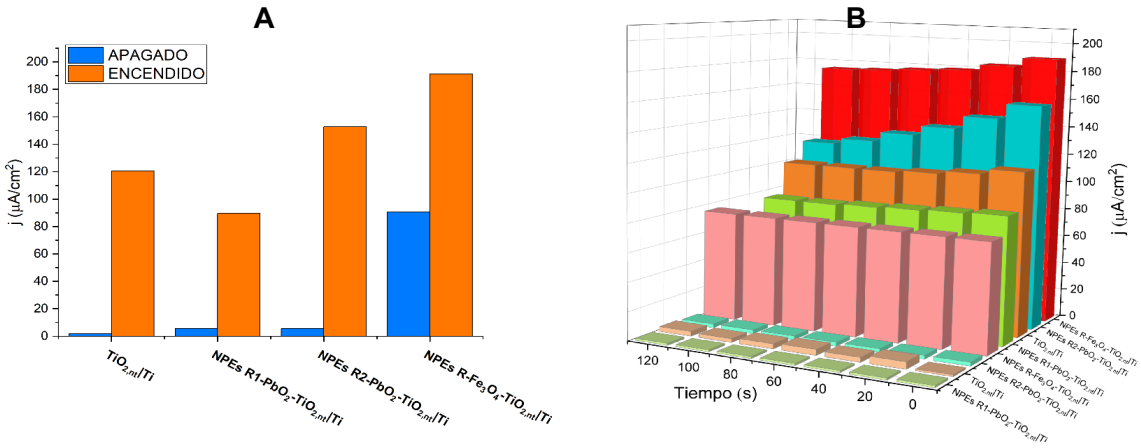


Figura 1. Comparación de la fotocorriente en función del potencial (A) así como en función del tiempo (B) y tipo de electrodo, en ausencia y presencia de luz UV (365nm) de los $TiO_{2,nt}$|Ti sin modificar y con NPEs R-Fe_3O_4 NPEs, R1-PbO_2 y NPEs R2-PbO_2.

En contraste, las NPEs R1-PbO_2-$TiO_{2,nt}$|Ti y las NPEs R2-PbO_2-$TiO_{2,nt}$|Ti no evidenciaron una mejora significativa en la densidad de corriente con respecto a los $TiO_{2,nt}$|Ti. Considerando este comportamiento electroquímico diferencial, se propone el uso de los $TiO_{2,nt}$|Ti sin modificar como ánodo y como cátodo las NPEs R-Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$|Ti en el diseño de un sistema electro-fotocatalítico avanzado.

3.3 Caracterización morfológica

El análisis morfológico por FESEM-EDS (Figura 2A) de los $TiO_{2,nt}$|Ti (Figura 2B) modificados con NPEs de R-Fe_3O_4, NPEs R1-PbO_2 (Figura 2C) y NPEs R2-PbO_2 (Figura 2D) sintetizadas a partir de los residuos antes mencionados mostraron una cobertura parcial y homogénea de la superficie nanotubular. Sin embargo, se identificó que al emplear el residuo de Pb° para modificar los $TiO_{2,nt}$|Ti (Figura 2C), existe la presencia simultánea de PbO_2 (forma oxidada) y Pb metálico (forma reducida), lo cual ocurre por una deposición incompleta o no uniforme de la capa oxidada o por condiciones electroquímicas que

favorecen la co-deposición de especies metálicas. Mientras que al utilizar el residuo de PbO_2 (Figura 2D), se determinó que el proceso de oxidación de Pb^{2+} ha sido efectivo. Sin embargo, la estructura amorfa observada sugiere que las condiciones del depósito favorecieron un crecimiento desordenado, probablemente debido a una combinación de alta velocidad de nucleación, por lo que puede influir tanto en la actividad catalítica como en la estabilidad del electrodo como se observó en el análisis electroquímico. Así mismo, al funcionalizar los $TiO_{2,nt}$|Ti con NPEs R-Fe_3O_4 (Figura 2D), confirma un depósito exitoso, aunque su distribución es relativamente homogénea pero consistente en la superficie de los $TiO_{2,nt}$|Ti. Por esta razón al tener Fe_3O_4 se correlaciona directamente con el aumento de la densidad de corriente medida experimentalmente.

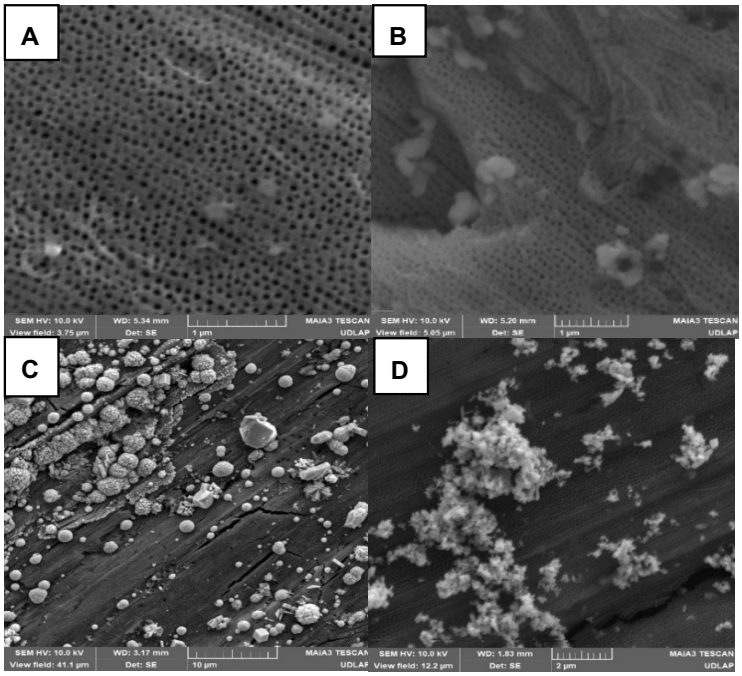


Figura 2. Imágenes de FESEM de los electrodos (A) $TiO_{2,nt}$|Ti, (B) NPEs R-Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$, (C) NPEs R1-PbO_2-$TiO_{2,nt}$|Ti y (D) NPEs R2-PbO_2-$TiO_{2,nt}$|Ti.

3.4 Caracterización químico-estructural.

En el análisis químico de las superficies, se excluyeron los electrodos funcionalizados con NPEs de R1-PbO_2 y R2-PbO_2, debido a que no presentaron mejoras significativas en la respuesta fotoelectroquímica. En consecuencia, el análisis de XPS se centró en los electrodos NPEs R-Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$|Ti y en los $TiO_{2,nt}$|Ti. En estos se identificaron señales características de Ti^{4+}, indicativas de la fase cristalina anatasa del TiO_2, así como picos

correspondientes a especies mixtas de Fe^{2+}/Fe^{3+}, confirmando la presencia de Fe_3O_4. Estos resultados, corroboran la formación de las fases activas esperadas y su adecuada integración en la matriz semiconductora de TiO_2. Adicionalmente, los espectros obtenidos por reflectancia difusa (DR) evidenciaron una disminución en el ancho de banda prohibida (band-gap) en los electrodos modificados con NPEs R- Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$|Ti. Esta reducción se atribuye a la introducción de estados electrónicos intermedios dentro de la banda prohibida, generados por la incorporación de las nanopartículas metálicas; tales estados facilitan una mayor absorción de radiación en la región cercana al visible, lo que conlleva a una mejora en la actividad fotocatalítica del sistema.

4 Conclusiones

Con base en los resultados de caracterización morfológica (FESEM-EDS), estructural, óptica, química y electroquímica, se concluye que los $TiO_{2,nt}$|Ti obtenidos por anodización presentan una estructura ordenada y fase anatasa activa, adecuada para su uso como ánodo en sistemas electro-fotocatalíticos, al favorecer la generación de radicales hidroxilo. La funcionalización con NPEs R- Fe_3O_4-$TiO_{2,nt}$|Ti, confirmada por XPS y EDS, mejora la conductividad superficial y la respuesta electroquímica, lo que justifica su empleo como cátodo. Esta configuración anódica-catódica basada en la valorización de residuos metálicos ofrece un enfoque funcional, sostenible y eficiente para la degradación de contaminantes en aire.

5 Agradecimientos

Los autores agradecen a CIDETEQ por las facilidades para el desarrollo de este proyecto y a SECITHI por el apoyo financiero con el proyecto CBF 2023-2024-1835. L.G. García de la Cruz agradece a SECIHTI por la beca de posgrado.

6 Referencias

[1] L. Mei, A. Iizuka, E. Shibata, Recent Progress on Utilization of Metal-Rich Wastes in Ferrite Processing: A Review, Waste Biomass Valorization 9 (2018). https://doi.org/10.1007/s12649-017-9909-x.

[2] H. Ali, E. Khan, I. Ilahi, Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation, Journal Chemistry 2019 (2019). https://doi.org/10.1155/2019/6730305.

[3] T. Mwebembezi, J. Wakatuntu, J. Jjagwe, C. Kanyesigye, R.N. Kulabako, P.W. Olupot, Synthesis, characterization and application of steel waste-based iron oxide nanoparticles for removal of heavy metals from industrial wastewaters, Heliyon 10 (2024). https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.

[4] M. Geissdoerfer, P. Savaget, N.M.P. Bocken, E.J. Hultink, The Circular Economy – A new sustainability paradigm?, Journal of Cleaner Production 143 (2017) 757–768. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048.

[5] U. Bellè, M. Invernizzi, E. Polvara, A. Lucotti, M.V. Diamanti, S. Sironi, M. Pedeferri, A novel nanotubular TiO_2-based Plug-Flow reactor for gas phase photocatalytic degradation of toluene, Chemical Engineering Journal 437 (2022) 135323. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135323.

[6] P. Roy, S. Berger, P. Schmuki, TiO_2 nanotubes: Synthesis and applications, Angewandte Chemie - International Edition 50 (2011) 2904–2939. https://doi.org/10.1002/anie.201001374.

[7] Q. Guo, C. Zhou, Z. Ma, X. Yang, Fundamentals of TiO_2 Photocatalysis: Concepts, Mechanisms, and Challenges, Advanced Materials 31 (2019) 1901997. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/adma.201901997.

[8] H. Abdelouahab Reddam, R. Elmail, S.C. Lloria, G. Monrós Tomás, Z.A. Reddam, F. Coloma-Pascual, Synthesis of Fe, Mn and Cu modified TiO_2 photocatalysts for photodegradation of Orange II, Boletin de La Sociedad Espanola de Ceramica y Vidrio 59 (2020) 138–148. https://doi.org/10.1016/j.bsecv.2019.09.005.

[9] M. Hussain, N. Russo, G. Saracco, Photocatalytic abatement of VOCs by novel optimized TiO_2 nanoparticles, Chemical Engineering Journal 166 (2011) 138–149. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.040.

[10] J. Rusek, A. Karafiátová, M. Baudys, J. Krýsa, Photocatalytic removal of VOCs on TiO_2 nanotube layers. Effect of layer thickness and humidity, Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 454 (2024) 115747. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2024.115747.

[11] L. Ren, Y. Li, J. Hou, J. Bai, M. Mao, M. Zeng, X. Zhao, N. Li, The pivotal effect of the interaction between reactant and anatase TiO_2 nanosheets with exposed 001 facets on photocatalysis for the photocatalytic purification of VOCs, Applied Catalysis B: Environmental 181 (2016) 625–634. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.08.034.

[12] O. Carp, C.L. Huisman, A. Reller, Photoinduced reactivity of titanium dioxide, Progress in Solid State Chemistry 32 (2004) 33–177. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.progsolidstchem.2004.08.001.

[13] K.V. Bolaños-Romero, A. Sandoval-González, G. Oza, J. Manriquez, E. Bustos, Electrochemical Degradation of Toluene Using TiO_2 Nanotubes, ECS Meeting Abstracts MA2023-02 (2023) 1336–1336. https://doi.org/10.1149/MA2023-02241336mtgabs.

[14] M. Pourbaix, Atlas of Electrochemical Equilibria in-Aqueous Solutions, 2nd ed., Houston, Texas, 1966.

[15] A.A. Pujol, I. León, J. Cárdenas, S. Sepúlveda-Guzmán, J. Manríquez, I. Sirés, E. Bustos, Degradation of phenols by heterogeneous electro-Fenton with a Fe_3O_4-chitosan composite and a boron-doped diamond anode, Electrochimica Acta 337 (2020) 135784. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.electacta.2020.135784.

[16] M. Cerro-Lopez, Y. Meas-Vong, M.A. Méndez-Rojas, C.A. Martínez-Huitle, M.A. Quiroz, Formation and growth of PbO_2 inside TiO_2 nanotubes for environmental applications, Appl Catal B 144 (2014) 174–181. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.07.018.

[17] D.R. Lide, G. Baysinger, L.I. Berger, R.N. Goldberg, H. V Kehiaian, K. Kuchitsu, D.L. Roth, D. Zwillinger, CRC Handbook of Chemistry and Physics, (2005).

[18] E. Yoğurtcuoğlu, Characterization of the effects of acetic acid on the recovery of valuable contents from flotation tailings of non-sulfide metals, Physicochemical Problems of Mineral Processing 60 (2024) 1–13. https://doi.org/10.37190/ppmp/185168.

[19] Y. Hibi, H. Mano, Effect of Acetic Acid on Wear Properties of Ferrous and Titanium-Based Materials under Ethanol Lubrication, Materials Transactions 61 (2020) 2419–2427. https://doi.org/10.2320/matertrans.MT-M2020103

[20] M. Stehurajan, Metallurgical sludges-Bio/leaching and heavy metals recovery (Zn & Cu), Université Paris-Est, (2015) ⟨NNT : 2015PESC1202⟩. ⟨tel-01407248⟩.

[21] F.A. Cotton, G. Wikinson, C.A. Murillo, M. Bochman, Advanced inorganic chemistry, 6th ed., (1999).

[22] R.C. Paul, R.C. Narula, S.K. Vasisht, Iron(III) acetates, Transition Metal Chemistry 3 (1978) 35–38. https://doi.org/10.1007/BF01393501.

Análisis del reciclaje en residuos de PP-talco industrial

C2 MLML

Reséndiz Domínguez Sofía Cristina, Escoto Hernández María Fernanda, Ovalle Tovar María Concepción, Pérez Ramos Martha Elva, María Luisa Mendoza López*.

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Querétaro, Av. Tecnológico s/n, Col. Centro, Santiago de Querétaro, C.P. 76000, Querétaro, México.

*E-mail: maría.ml@queretaro.tecnm.mx

Resumen

La industria queretana destaca por su participación en industria automotriz, aeronáutica, metalmecánica, entre otras, generando residuos durante la fabricación de componentes que son manejados por empresas autorizadas para procesamiento posterior. De los residuos, algunos son empleados como materia prima para otras empresas después de procesos físicos y/o químicos. Una opción de tratamiento para polímeros es la trituración y peletización que incluye calentamiento; sin embargo, cada calentamiento promueve cambios estructurales generando variaciones en propiedades térmicas y mecánicas. Es posible la recuperación de propiedades tales como procesabilidad, plasticidad, resistencia a flama, resistencia mecánica, etc. [1, 2], empleando aditivos los cuales incrementan los costos y posible afectación al usuario dependiendo de la aplicación, así como degradación en procesos de manufactura. En el presente trabajo se realiza un estudio del impacto de calentamiento en polipropileno con carga (PP-talco) evaluando resistencia a la tensión y efectos térmicos mediante DSC-TGA así como FTIR para estructura estudiando parte del ciclo de vida del polímero considerando impresión 3D y moldeo para la obtención de muestras.

Palabras Clave: reciclaje, polipropileno, análisis de ciclo de vida.

1. Introducción

Los materiales poliméricos industriales permiten continuar con la cadena de valor mediante la reutilización de residuos para una aplicación secundaria, considerando la ausencia de aditivos que permitan reestablecer propiedades del material. El uso de aditivos tales como antioxidantes, lubricantes, plastificantes, estabilizadores, retardantes de flama, etc. permite reinsertar el polímero en la aplicación primaria con posibles degradaciones de este durante el procesamiento del material [1,2]. En México, la producción de polipropileno (PP) está centrado en una empresa teniendo necesidad de importación de material, es necesario

incrementar la reinserción de materiales de reciclaje con el fin de cubrir en mayor porcentaje los requerimientos del material. En 2021 se reportó una producción del PP de 459,362 toneladas, siendo requeridas 849,071 toneladas importadas y solo 47,182 toneladas exportadas [3].

El reciclaje de polímeros requiere de procesos ecoamigables, bajo impacto ambiental-social-económico que permita una mayor incorporación de residuos en las cadenas productivas, Uekert *et al* [4], se tiene un compendio de tecnologías de reciclaje aplicadas a polímeros comunes siendo los procesos mecánicos y pirólisis con mayor aceptación. Una forma de tratar los polímeros de desecho es mediante la incineración o recuperación de energía, procesos como la pirolisis rápida y la gasificación [5] muestran que tienen menor impacto ambiental al evaluar el ciclo de vida. Sin embargo, el uso de herramientas que permitan la evaluación del impacto en las propiedades del material es requerida para determinar el ciclo de vida de estos, siendo investigaciones documentales [6–8] y experimental [9–11] las aproximaciones para dicho análisis. La incorporación de aditivos o agentes que permitan la modificación estructural es una opción para reestablecer propiedades, un ejemplo es el ácido amino acético que, en combinación con otros materiales, promueven la resistencia al impacto, mejor tenacidad y rigidez.

La incorporación de refuerzos a la matriz polimérica de polipropileno tiene efectos derivados de cantidad, distribución, composición y forma del refuerzo. La mejora de la interfase se incrementa con modificadores como ácido esteárico [12] empleado $CaCO_3$ como partícula de refuerzo. En la búsqueda de reincorporación de residuos se han realizado propuestas enfocadas a la generación de compuestos reforzados con fibras orgánicas, otros polímeros [9] y particulados cerámicos [12].

En el presente trabajo se emplean residuos del PP con adición de talco empleado en la industria queretana proporcionado por la empresa Reciclajes Victoria, se aplicaron ciclos de calentamiento derivados de proceso de manufactura para la obtención de probetas para ensayos mecánicos y térmicos, se determinaron propiedades en diferentes ciclos de calentamiento sin incorporación de aditivos correlacionando cambios microestructurales con propiedades. Los resultados permitieran identificar futuras aplicaciones de estos materiales desde la empresa de reciclaje aumentando la cantidad de usuarios de materiales poliméricos sin uso de aditivos.

2. Metodología experimental

2.1 Fabricación de probetas

Se trabajó con residuos industriales del PP-talco proveniente de una empresa de reciclaje que fue considerado como el ciclo de calentamiento 1, se fabricó filamento (extrusora Filabot EX2) para impresión 3D de probetas para ensayo de tensión acorde a norma ASTM D638 (impresora Creator pro). Esta fabricación se consideró como un ciclo de tratamiento térmico que incluye dos calentamientos, en extrusor e impresora, posteriormente se caracterizaron. Se emplearon los residuos de los ensayos para la fabricación de probetas en el siguiente ciclo de proceso. Adicionalmente, se fabricaron probetas con un ciclo de calentamiento empleando un molde de aluminio con la forma de probeta calentando en estufa (Memmert HPP), reduciendo un calentamiento en el ciclo de proceso de molde en comparación con impresión 3D.

2.2 Caracterización estructural

Para la caracterización se usó un espectrofotómetro infrarrojo (FTIR Bruker Tensor 37, con ATR). Se colocaron muestras del PP, talco, así como muestras de las probetas por moldeo e impresión 3D cubriendo el área de muestreo del equipo. Se realizó un barrido de 400 a 4000 cm^{-1} identificando las bandas de vibración de enlaces característicos del PP y del talco.

2.3 Ensayos térmicos.

Las muestras de los ciclos 2 y 3 se evaluaron en calorimetría diferencial de barrido y en análisis termogravimétrico (SDTQ600 TA-INSTRUMENTS). Se emplearon crisoles de alúmina e intervalos de temperatura de 25 °C a 450 °C.

2.4 Ensayos mecánicos

Se realizaron ensayos de tensión a las probetas fabricadas por moldeo y por impresión 3D (Instron 647). Con los resultados se determinó el módulo de Young y la resistencia la cedencia para las probetas con ciclo 2 y 3.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización estructural

Los análisis de FTIR muestran los hombros característicos de vibración para los materiales empleados, Figura 2a, siendo notable la incorporación de talco a la matriz del PP que muestra la suma de las bandas de los materiales base. La Figura 2b muestra las vibraciones

para el ciclo 3 para los dos métodos de fabricación. Se observa que en impresión 3D, con dos calentamientos, se tienen un decremento de la intensidad de picos que son relacionados con el deterioro de la cadena polimérica directamente al no tener aditivos que permitan la reestructuración de esta. Cabe mencionar que un objetivo del trabajo es identificar el impacto de calentamiento en la estructura del polímero, en la Figura 2b es evidencia del impacto en el deterioro de la cadena polimérica que no cambia en grupos funcionales, pero si en intensidad de cada pico.

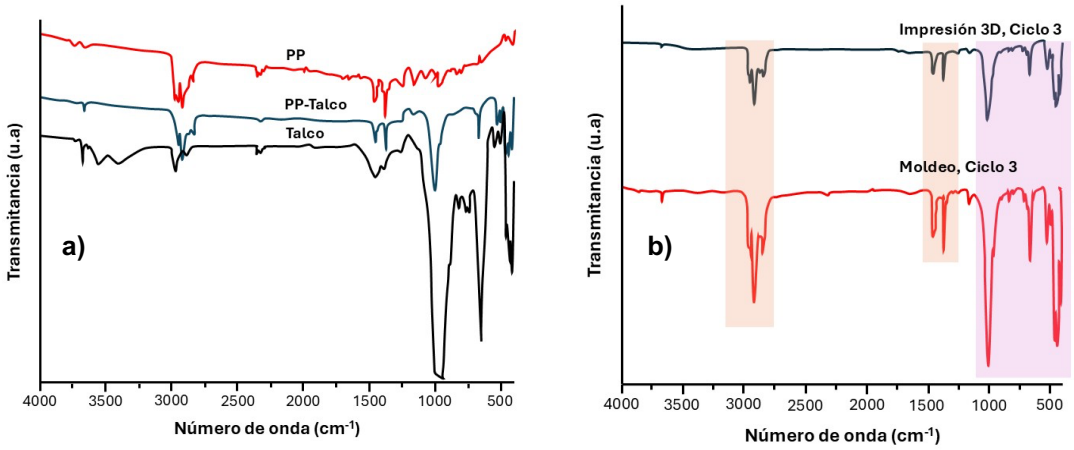


Figura 1. Caracterización FTIR, a) PP, talco y PP-talco y b) muestras fabricadas por dos métodos en ciclo 3 de procesamiento.

En la tabla 1 se muestran los numero de onda característicos de los materiales individuales y la mezcla de estos. Se puede corroborar que la vibración de los enlaces CH_3 cerca de 1500 cm^{-1}, en 1300 cm^{-1} la deformación simétrica de C-H disminuyen, así como las deformaciones del enlace C-C.

Tabla 1. Número de onda característico de los enlaces representativos en los materiales usados.

Material	Número de onda (cm^{-1})	Descripción
Polipropileno (PP)	1450	Flexión de los grupos metilenos y metilos (CH_2 y CH_3)
	2800-3000	Estiramiento de C-H
Talco	400-600	Flexión de Si-O-Si y Si-O
	1000	Estiramiento de Si-O
	3600-3700	Estiramiento =-H
PP-Talco	2800-3000	Estiramiento C-H
	400-1000	Flexión y estiramiento de Si-O-Si y Si-O

3.2 Ensayo térmicos

En las pruebas de calorimetría se observó un incremento de la temperatura requerida para el procesamiento del polímero, siendo de 18-20 °C, es importante considerar que se tiene mezcla de polímeros de reciclaje y tiene variabilidad en propiedades. Se analizaron las piezas en varios ciclos de calentamiento considerando que el material inicialmente ya tenía un ciclo de calentamiento y solo se identifican los ciclos 2 y 3.

3.3 Caracterización estructural

El recuadro naranja muestra la sección de pérdida de agua, en TGA se muestra inicio de pérdida de material por secado a 100 °C y 492 °C para calcinación en ciclo 2, así como 103 °C y 480 °C para el ciclo 3. Con los resultados anteriores, la degradación del polímero modifica la temperatura de proceso y, mediante DSC, Figura 2b, siendo menor la energía requerida para la degradación manteniendo la temperatura de reblandecimiento.

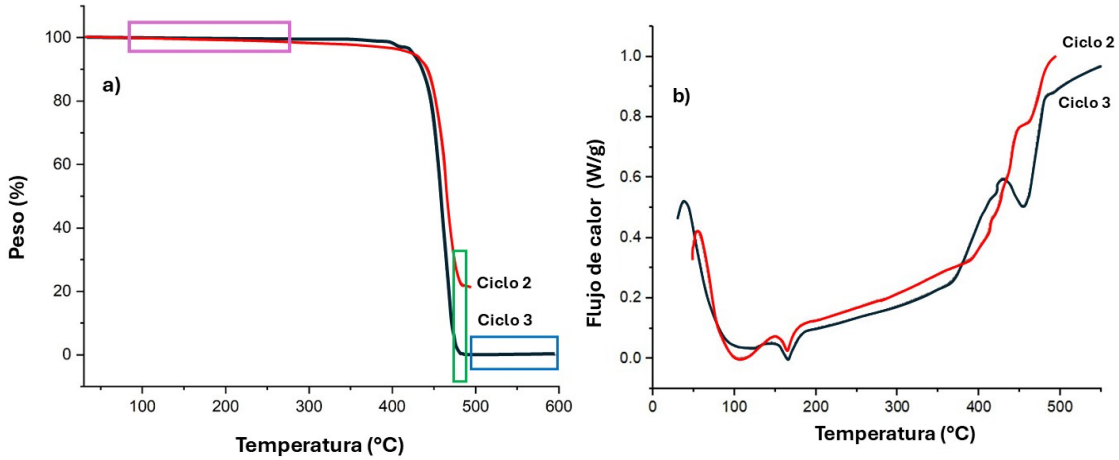


Figura 2. calorimetría a) TGA y b) DSC para los polímeros del ciclo 2 y 3.

3.3 Ensayos mecánicos

Se observa que el segundo ciclo tiene un comportamiento más dúctil que el tercer ciclo, con un módulo de elasticidad de 3.7 MPa y 3 MPa respectivamente, resistencia a la fluencia de 4.05 MPa para el ciclo 2 y de 37.14 para el ciclo 3. Es evidente el aumento de la rigidez para el PP-talco con el ciclo de calentamiento reduciendo la capacidad de deformación de este. La resiliencia, energía absorbida en la deformación elástica, decrece a medida que el material es expuesto a mayor número de ciclos de calentamiento. La Figura 3 muestra la gráfica de esfuerzo vs deformación para las muestras del ciclo 2 y ciclo 3 obtenidas por impresión 3D.

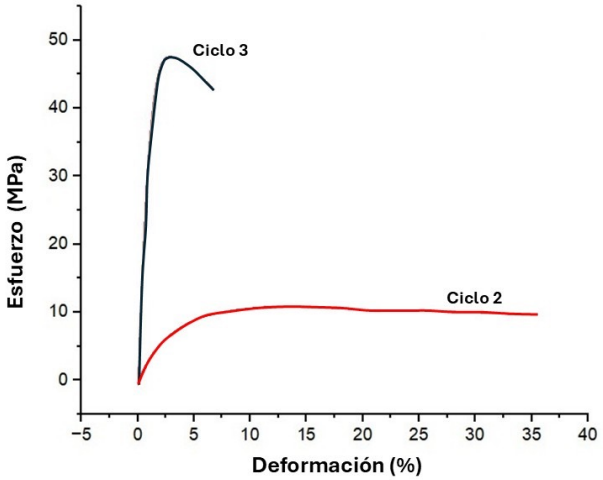


Figura 3. Ensayo de tensión para probetas impresas en 3D para ciclo de calentamiento 2 y 3.

4. Conclusiones

Aunque el material experimenta perdida de propiedades mecánicas, puede reincorporarse a la producción de componentes no estructurales en distintas áreas industriales como tableros interiores, interruptores, canaletas, guanteras, etc. Añadiendo el valor de ser un material 100 % libre de aditivos o materiales vírgenes, lo cual lo encamina en la economía circular.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de los docentes Carlos Velasco Santos, Eduardo Enrique Pérez, Cynthia Graciela Flores Hernández en la realización de pruebas.

6. Referencias

[1] Narain, R. Polymer Science and Nanotechnology Fundamentals and Applications; Narain, R. (2020); ISBN 9780128168066.

[2] Blazquez-Blázquez, E, Benavente, R, Cerrada, M.L. Aditivos en polímeros y su identificación mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (2017). https://www.researchgate.net/publication/318562181.

[3] ANIQ Polipropileno Available online: https://aniq.org.mx/Anuario/2022/Capitulo10/polipropileno.html (accessed on Jun 14, 2025).

[4] Uekert, T.; Singh, A.; DesVeaux, J.S.; Ghosh, T.; Bhatt, A.; Yadav, G.; Afzal, S.; Walzberg, J.; Knauer, K.M.; Nicholson, S.R.; et al. Technical, Economic, and

Environmental Comparison of Closed-Loop Recycling Technologies for Common Plastics (2023). doi:10.1021/acssuschemeng.2c05497.

[5] Bora, R.R.; Wang, R.; You, F. Waste Polypropylene Plastic Recycling toward Climate Change Mitigation and Circular Economy: Energy, Environmental, and Technoeconomic Perspectives (2020). doi:10.1021/acssuschemeng.0c06311.

[6] Mannheim, V.; Simenfalvi, Z. Total Life Cycle of Polypropylene Products: Reducing Environmental Impacts in the Manufacturing Phase (2020). doi:10.3390/polym12091901.

[7] Alsabri, A.; Tahir, F.; Al-Ghamdi, S.G. Life-Cycle Assessment of Polypropylene Production in the Gulf Cooperation Council (GCC) Region (2021). doi:10.3390/polym13213793.

[8] Mayorga Mora, D. Ciclo de vida del plástico (polipropileno) como residuo domiciliario en el barrio la Bella Estancia, Localidad 19, Bogotá D.C. según la NTC ISO 14040, 2020.

[9] Hussain, A.; Podgursky, V.; Goljandin, D.; Antonov, M.; Sergejev, F.; Krasnou, I. Circular Production, Designing, and Mechanical Testing of Polypropylene-Based Reinforced Composite Materials: Statistical Analysis for Potential Automotive and Nuclear Applications (2023). doi:10.3390/polym15163410.

[10] Vidakis, N.; Petousis, M.; Tzounis, L.; Maniadi, A.; Velidakis, E.; Mountakis, N.; Papageorgiou, D.; Liebscher, M.; Mechtcherine, V. Sustainable Additive Manufacturing: Mechanical Response of Polypropylene over Multiple Recycling Processes (2020). doi:10.3390/su13010159.

[11] Garcia-Vazquez, H.D.; Martinez-Hernandez, H.D.; Trujillo-Barragan, M.; Mondragon-Flores, E.; Rodriguez-Juarez, M.E.; Millan-Malo, B.M.; Villada-Villalobos, J.A.; Rodriguez-Garcia, M.E. Impact of thermomechanical reprocessing conditions on polypropylene composites made from automotive waste parts: A path to a circular economy (2023). doi:10.1002/pen.26343.

[12] Soni, P.; Ruiz, E.; Lozano, T.; Morales, A.B.; Lafleur, P.; Martínez, G.; Sánchez, S. Mejoramiento de la Tenacidad de Polipropileno con nanopartículas de Carbonato de Calcio (2014). doi:10.29105/qh4.4-31.

Caracterización de residuos inorgánicos por SEM, EDS y XRD

C2 SCGG

Susana Citlaly Gaucin Gutiérrez*

Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., Parque Tecnológico Querétaro, s/n, Sanfandila, Pedro Escobedo, C.P. 76703, Querétaro, México.

*E-mail: sgaucin@cideteq.mx

Resumen

En el presente trabajo se presenta la caracterización de residuos inorgánicos provenientes tanto de procesos metalúrgicos como de componentes de baterías de ion-litio, utilizando técnicas complementarias como la microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de dispersión de energía (SEM-EDS) y la difracción de rayos X (XRD). En el caso del residuo mineral analizado, se identificó una composición rica en plomo (34.14 %) y azufre (7.25 %), este último en concentraciones superiores a los límites aceptados comercialmente, lo que representa una desventaja económica en su valorización. El análisis microestructural reveló partículas de 20 a 100 µm, mientras que el estudio cristalográfico confirmó la presencia de galena como fase principal, junto con boulangerita y esfalerita. Por otro lado, en las carcasas de baterías de litio desechadas se identificó una aleación de acero recubierto de níquel, caracterizada por la presencia mayoritaria de Ni y Fe, empleada por su elevada resistencia a la corrosión. La integración de SEM-EDS y XRD permitió obtener una visión integral de la composición, distribución y estructura de estos residuos, aportando información clave para su posible aprovechamiento. Estos resultados reafirman la importancia de una caracterización avanzada para diseñar estrategias sostenibles de recuperación y valorización de materiales.

Palabras Clave: SEM, EDS, XRD, Residuos inorgánicos.

1. Introducción

La caracterización estructural y composicional de los residuos es esencial para diseñar estrategias de valorización y reciclaje que favorezcan la economía circular. En este contexto, técnicas avanzadas como la difracción de rayos X (XRD), la microscopía electrónica de barrido combinada con espectroscopía de dispersión de energía (SEM-EDS), y métodos complementarios, ofrecen una comprensión profunda sobre la composición química, fases cristalinas y pureza del material residual [1].

La composición química, microestructuras y estructura cristalina de los residuos puede ser determinada por diferentes método analíticos, en el caso específico de los residuos inorgánicos minerales los métodos convencionales de caracterización son por difracción de rayos X (XRD) en la identificación de fases y microscopia electrónica de barrido (SEM) como método de caracterización de microestructuras en residuos [2], con métodos analíticos como espectroscopía de energía dispersiva (EDS) acoplado a SEM es posible identificar la composición elemental (a excepción de elementos ligeros como el Li, H, gases nobles, entre otros), con lo cual es posible identificar la ubicación espacia de los elementos que constituyen las microestructuras de los residuos [3].

El análisis de componentes de baterías mediante SEM-EDS y XRD, brindan información correspondiente a las proporciones relativas de elementos como aluminio y cobre en celdas de baterías desechadas, lo que es vital para optimizar procesos de lixiviación y purificación, la importancia de identificar con precisión los componentes metálicos presentes en los residuos de baterías de ion-litio, esencial para optimizar las condiciones de procesos posteriores como el lixiviado selectivo y la purificación electroquímica. Esta aproximación permite no solo mejorar la eficiencia en la recuperación de metales valiosos, sino también reducir la generación de residuos secundarios [4].

En el contexto actual de sostenibilidad y economía circular, los residuos minerales, concentrados de baja ley y concentrados con impurezas se reconocen como fuentes secundarias de elementos metálicos y no metálicos estratégicos, para el apropiado aprovechamiento de estos materiales se requiere una comprensión profunda de su composición y estructura, lo que solo es posible mediante técnicas de caracterización avanzadas como lo son XRD y SEM-EDS.

En la comercialización de concentrados minerales, particularmente los de plomo, el contenido de ciertos elementos no deseados juega un papel determinante en la aceptación del material por parte de las fundiciones. Uno de los elementos más críticos es el azufre. Aunque es parte constitutiva de minerales como la galena (PbS), su exceso representa un problema en procesos pirometalúrgicos en la etapa de fusión, donde genera emisiones contaminantes e interferencias en la calidad del metal recuperado. Por lo anterior, el contenido de azufre en los concentrados de plomo se encuentra sujeto a límites, cuando el contenido se ubica entre 1 % y 2 %, comienzan a aplicarse cargos adicionales, que suelen oscilar entre 1 y 3 USD por tonelada de concentrado. Cuando el nivel de azufre supera el 2 %, las penalizaciones se vuelven más significativas, pudiendo reflejarse en descuentos mayores al 3 % sobre el valor total del lote [5].

Este trabajo reporta la caracterización de diversos residuos inorgánicos para su futuro aprovechamiento.

2. Metodología experimental

2.1. SEM y EDS

La caracterización de las microestructuras se realizó por microscopia electrónica de barrido SEM (Carl Zeiss Evo MA15), la composición elemental, así como el mapeo elemental por energía dispersiva de rayos X con detector EDS (Bruker modelo Xflash 6|30).

2.1. Difracción de rayos X (XRD)

La caracterización de fases cristalinas se realizó por difracción de rayos X con equipo XRD (Rigaku miniflex CuKα).

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización de residuos minerales.

Muestra de residuo mineral, el cual fue obtenido por proceso de flotación fue caracterizado por SEM y EDS a 15KV.

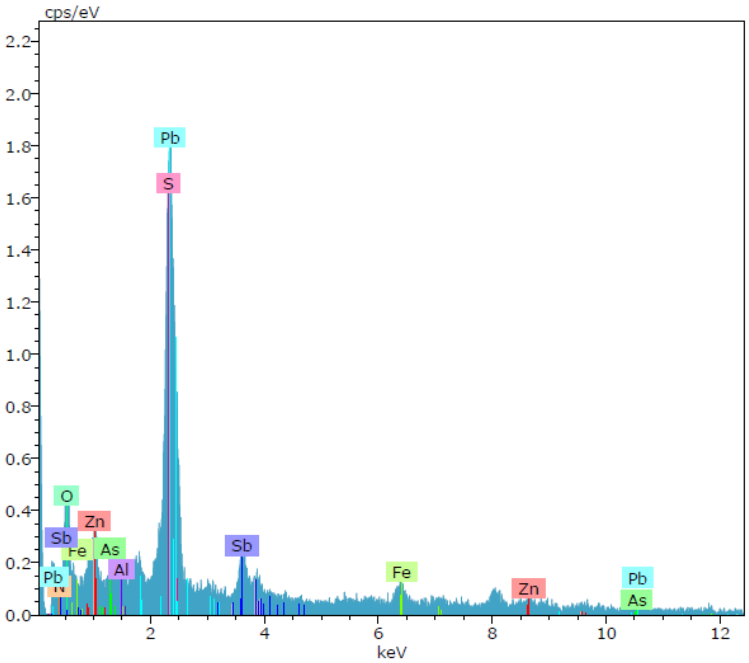


Figura 1. Espectro EDS de mineral.

La caracterización por energía dispersiva de rayos X Figura 1, nos muestra la información de los elementos que componen la muestra, en la cual se identifican como principales componentes en el análisis semicuantitativo los mostrados en la Tabla 1.

En el análisis por EDS podemos identificar el Pb como principal elemento que constituye la muestra con un 34.14% en peso, y el azufre con un 7.25% en peso. Una elevada concentración de azufre en concentrados minerales de plomo, es penalizada económicamente, debido a que este es considerado un contaminante de importancia que puede tener efectos adversos dentro de los procesos metalúrgicos de los minerales, el límite permisible de azufre en muestras de plomo debe ser inferior al 1% en peso [5].

Tabla 1. Análisis elemental por EDS.

Elemento	% peso
Pb	34.14
O	11.07
Sb	10.14
S	7.25
Zn	5.96
Fe	4.94
N	1.54
As	0.27

Conocer la composición elemental de este material de bajo valor comercial, debe ser completada con otro método de caracterización complementario, el cual nos pueda brindar más información, como lo es la microscopia electrónica de barrido. El análisis por SEM de la muestra Figura 2, nos muestra la distribución de los elementos dentro de la muestra, así como la microestructura del material, el cual está conformado por partículas de tamaño entre 100µm y 20µm, constituidas principalmente por Pb.

Para poder obtener las fases cristalinas que componen la muestra se realizó análisis por XRD a la muestra, obtenido el difractograma mostrado en la Figura 3. Al realizar la identificación de fases con las reflexiones observadas en (111), (200), (202), características de la galena, en sistema cúbico COD-96-90-0002 se identifica como principal componente del material en un 47.1%.

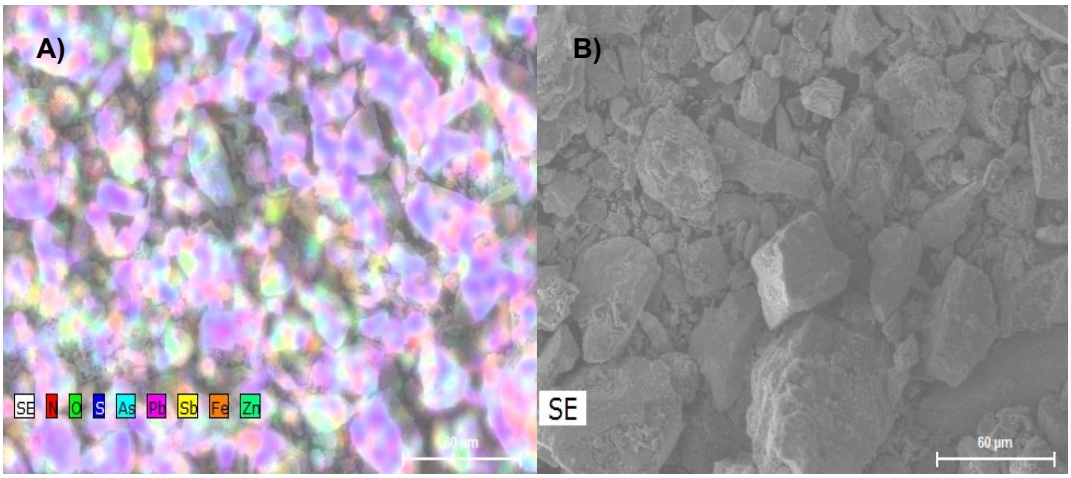


Figura 2. Mapeo elemental por EDS A) y B) imagen por SEM de microestructuras de material mineral

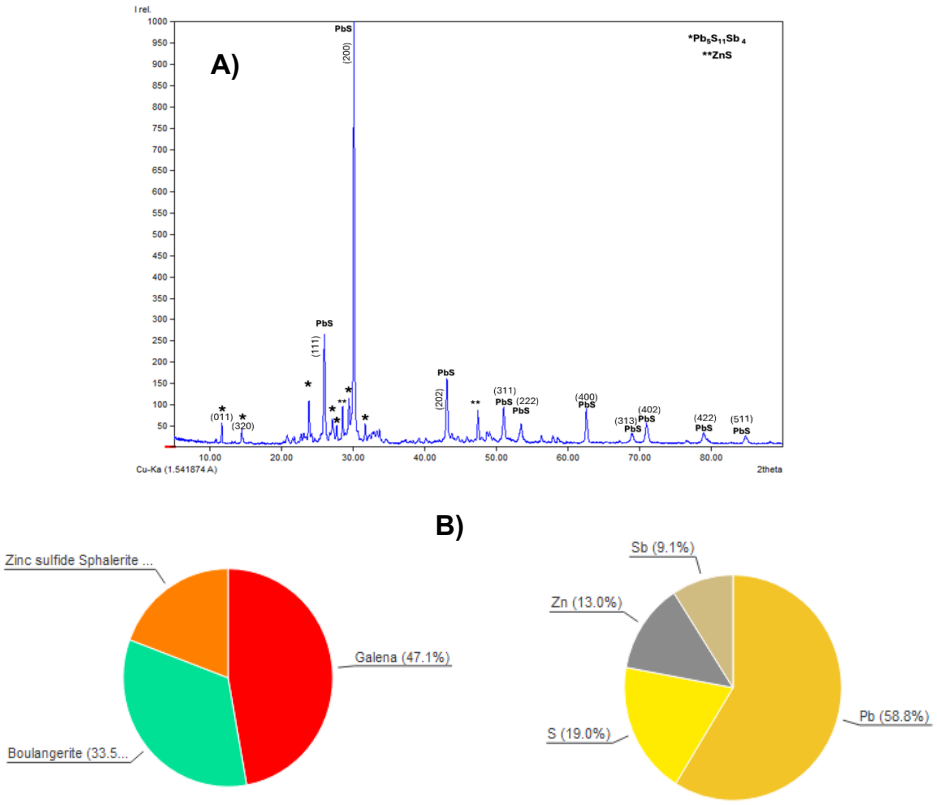


Figura 3. A) Difractograma obtenido por XRD, B) Análisis semicuantitativo mediante el método RIR: % elemental y % de fases cristalinas presentes en muestra mineral.

Dentro de la composición se encontraron fases de Boulangerita ($Pb_5S_{11}Sb_4$) COD96-901-5350 y ZnS COD96-110-1051. Elementos como el Fe, N y As no pueden ser cuantificados

por XRD debido a que el método tiene como límite de detección y cuantificación 4% en peso donde el análisis por EDS nos muestra que la concentración de estos elementos en la muestra es menor. Debido a lo anterior podemos identificar la importancia de la caracterización de materiales por múltiples métodos analíticos, ya que hay información que pude perderse si solo se realiza caracterización por un método o técnica analítica.

3.2. Caracterización de residuos de baterías.

La caracterización de materiales provenientes de baterías de descarte es importante para su posible aprovechamiento, métodos de caracterización como SEM y EDS se usaron para caracterizar el material que compone las carcasas de baterías gastadas de litio. Para la muestra los elementos identificados en la Figura 4 son el Fe, Ni, C, O y Al. en la composición reportada en la Tabla 2.

Tabla 2. Análisis elemental por EDS carcasa de batería.

Elemento	% peso
Ni	57.29
Fe	34.21
C	7.85
O	3.26
Al	0.1

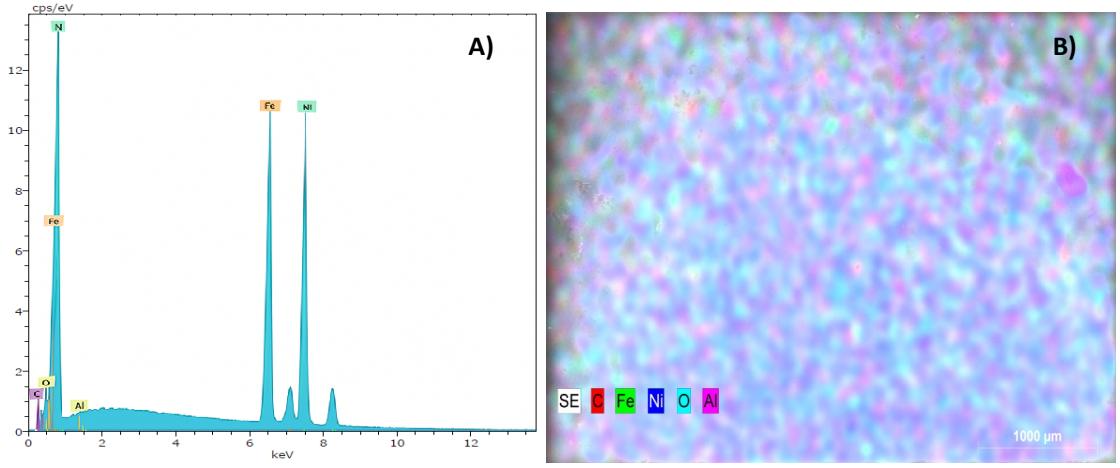


Figura 4. A) Espectro EDS y B) mapeo elemental de carcasa batería.

La composición de la muestra identifica a los elementos en el mapeo elemental distribuidos de manera homogénea sobre el material, Se identifico en el análisis de espectros por EDS

que los elementos que componen la carcasa son el Fe, Ni, C y O, donde se podría identificar como aleación sin embargo en el ámbito de baterías y las carcasas se emplea el acero recubrieron por níquel, lo cual corresponde a la composición del material. El recubrimiento de níquel actúa como una barrera pasiva que evita la disolución catódica de hierro, y esto lleva a una reducción significativa de la formación de productos de corrosión y proporciona una mayor estabilidad química del sistema de la batería [6].

4. Conclusiones

El uso combinado de técnicas como la microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de dispersión de energía (SEM-EDS) y la difracción de rayos X (XRD) ha demostrado ser una herramienta fundamental para comprender en detalle la composición y estructura de diversos materiales. Estas técnicas permiten no solo identificar los elementos presentes y su distribución en la muestra, sino también explorar su morfología y las fases cristalinas que la conforman. Cuando se aplican de forma complementaria, ofrecen una visión más completa del material, lo que resulta especialmente útil en el estudio de residuos inorgánicos, subproductos industriales o concentrados minerales. Esta información aporta una base sólida para evaluar su potencial de valorización, así como para tomar decisiones informadas sobre posibles rutas de tratamiento o aprovechamiento. El conocer la estructura cristalina del material permite generar modelos y simulaciones más precisas de procesos como lixiviación, sinterizado o tratamientos térmicos.

5. Agradecimientos

A CIDETEQ por el apoyo brindado en el uso de equipos de laboratorio SEM-EDS
Maestro José Daniel Gómez Cruz por proporcionar material de análisis.

6. Referencias

[1] Pourmohammad M, et al. (2025). The characterization of black mass from spent lithium-ion scooter batteries using multi-analytical techniques. Recycling, 10(2).

[2] Jamieson HE, Walker SR, Parsons MB. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. Appl. Geochem., 57, 85–105.

[3] Georget F, Wilson W, Scrivener KL. (2021). edxia: Microstructure characterisation from quantified SEM-EDS hypermaps. Cem. Concr. Res., 141, 106327.

[4] Khatibi H, Hassan E, Frisone D, Amiriyan M, Farahati R, Farhad S. (2022). Recycling and reusing copper and aluminum current-collectors from spent lithium-ion batteries. Energies, 15(23).

[5] CRU. (2025). Lead and Zinc Concentrates Methodology and Definitions Guide. CRU Group, London.

[6] Masatsugu M, Yamanaka S, Takahashi T. (2025). Corrosion resistance of Ni-coated steel sheets in lithium-ion battery electrolyte.

Valorización de residuos de hierro en la síntesis de Fe_3O_4 y su aplicación como catalizador en un proceso Fenton para la remoción de colorantes

C2 SFGO

Sandra Fabiola González Olvera [1], Daniel Eduardo Escalante Reyes[2], Rodolfo González Chávez[2], Carolina Martínez Sánchez[3]*

[1]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C, Parque Tecnológico Querétaro Sanfandila, 76703 Pedro Escobedo, Querétaro, México.

[2]Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de San Luís Potosí, Zona Universitaria Poniente, 78240 San Luis Potosí. San Luis Potosí, México.

[3]SECIHTI-Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C, Parque Tecnológico Querétaro Sanfandila, 76703 Pedro Escobedo, Querétaro, México.

*E-mail: csanchez@cideteq.mx

Resumen

La industria acerera del país genera una elevada cantidad de residuos de $FeSO_4$ durante el proceso de decapado químico, vendiéndose a un precio significativamente menor comparado con el $FeSO_4$ grado reactivo. Por este motivo, crece el interés aprovechar este residuo. En este proyecto, se utilizó como precursor para la síntesis por el método de coprecipitación de Fe_3O_4. Los materiales obtenidos fueron caracterizados por medio de Espectroscopia Infrarroja, Difracción de rayos X y Microscopia Electrónica de Barrido, confirmando la formación de Fe_3O_4, identificando las diferencias entre los nanomateriales obtenidos en las distintas condiciones de síntesis. Posteriormente, estos materiales se aplicaron como catalizador en un proceso Fenton para la eliminación del colorante Azul de Metileno, encontrando que, empleando Fe_3O_4 sintetizada a 25°C se eliminó un 82 % de color en 120 minutos de tratamiento, con una constante de velocidad de primer orden de 0.0139 min^{-1}. Los resultados sugieren que aprovechando el residuo se obtiene Fe_3O_4 lo que podría disminuir los costos de síntesis y que además tiene aplicaciones como catalizador en un proceso Fenton.

Palabras Clave: catalizador, colorante, Fe_3O_4, Fenton, residuos $FeSO_4$.

1. Introducción

La industria acerera del país genera una gran cantidad de residuos durante el proceso de decapado químico, en el cual se limpian las superficies de metal, removiendo impurezas y

suciedad mediante un baño en H_2SO_4, obteniendo como residuo el $FeSO_4$. Este residuo, comercializado a un precio inferior en comparación con el mismo compuesto en grado reactivo, ha sido empleado en nuestro grupo de trabajo en procesos Fenton para la remoción de colorantes como el Naranja de Metilo y Rojo Granada [1]. Estos procesos tienen como objetivo la degradación de moléculas orgánicas, como fármacos o colorantes [2].

El proceso Fenton consta en agregar a un medio acuoso un catalizador de sal ferrosa soluble y peróxido de hidrogeno, generando radicales hidroxilos según la reacción (1).

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{+3} + OH^- + HO^{\bullet} \quad (1)$$

Estos radicales oxidan las moléculas orgánicas hasta descomponerlas, generando en última instancia H_2O y CO_2 [3].

Este proceso requiere una sal de hierro que actúe como catalizador, que se disuelve por completo en el medio, formando lodos con alto contenido de hierro al final del tratamiento. Por este motivo, en la actualidad, existe un gran interés en el desarrollo de materiales sólidos a base de hierro para ser empleados como catalizadores en el proceso Fenton. Una de estas alternativas es la magnetita, un óxido de hierro con fórmula Fe_3O_4, con propiedades magnéticas y una estructura de espinela inversa [4]. Debido a la presencia de Fe^{2+} en su estructura química, se puede utilizar como catalizador para el proceso Fenton, además por la alineación del spin de los iones Fe^{3+} en su estructura, la magnetita presenta ferromagnetismo. Estas propiedades magnéticas son una ventaja, ya que facilita la separación de este catalizador heterogéneo de la solución al concluir con la reacción de degradación, evitando la formación de lodos.

Para la obtención de la magnetita existen numerosas alternativas, siendo la más viable la síntesis por el método de coprecipitación, por ser una reacción simple que puede realizarse a condiciones estándar, bajo atmósfera de nitrógeno, en tiempos relativamente cortos de reacción que al final permite obtener producción alta de material [4,5]. Este método se basa en la precipitación simultanea de sales férricas y ferrosas en una solución básica, según la reacción (2).

$$Fe^{+2} + 2Fe^{+3} + 8OH^- \rightarrow Fe(OH)_2 + 2Fe(OH)_3 \rightarrow Fe_3O_4 \downarrow + 4H_2O \quad (2)$$

Como precursor para esta síntesis, se requieren dos sales de hierro, siendo el cloruro de hierro y sulfato de hierro. Algunos autores proponen el uso de residuos de hierro en la

síntesis de materiales como la magnetita [6] y su aplicación en el tratamiento del agua, con ello se aplican principios del modelo de economía circular. Además, se disminuyen considerablemente los costos de síntesis, siendo estos los limitantes para la producción en masa de estos materiales. Por este motivo surge el interés en emplear el residuo $FeSO_4$ proveniente de la industria acerera para sintetizar la magnetita, así como la posterior evaluación en procesos Fenton para la degradación de colorantes como el Azul de Metileno (AM). El AM es considerado uno de los colorantes textiles más utilizados, debido a su firme adherencia en los espacios intersticiales de las fibras de algodón [7]. No obstante, altas concentraciones de AM pueden tener efectos adversos en la salud, mientras que la presencia de este colorante en cuerpos de agua, aún en bajas concentraciones, puede dar pie a la formación de subproductos dañinos a la salud, así como el propio efecto del colorante al limitar el paso de la luz solar [8].

Por ello, el objetivo de este trabajo es sintetizar nanopartículas de Fe_3O_4 mediante el método de coprecipitación, empleando como precursor el residuo de $FeSO_4$, para finalmente emplear el material obtenido en un proceso Fenton.

2. Metodología experimental

2.1 Síntesis y caracterización de Fe_3O_4 empleando como precursor residuos de $FeSO_4$

Para la síntesis de Fe_3O_4 se disolvieron en 100 ml de agua $FeCl_3$ y $FeSO_4$ proveniente de la industria acerera en una relación 1:2 molar dentro de un matraz sellado herméticamente y manteniendo una agitación constante durante 1 h. Después de disolver las sales, se inyectó N_2 para evitar la oxidación no controlada de las partículas de Fe_3O_4. Posteriormente se adicionaron 25 mL de NH_4OH, notando que inmediatamente la solución tomó una coloración obscura formándose un precipitado que corresponde a Fe_3O_4. Se trabajó con dos temperaturas de síntesis, 25 y 50 °C.

Concluida la reacción, el contenido del matraz se filtró con papel filtro de poro No. 40, dejándolo secar en un horno a 50°C durante 5 horas. Al residuo seco en el papel, se le realizaron 6 lavados con 200mL de agua desionizada utilizando un imán entre lavados para evitar pérdidas de Fe_3O_4 obteniendo como producto un polvo fino negro.

Como material control, se sintetizó Fe_3O_4 empleando como precursor $FeSO_4$ grado reactivo. El Fe_3O_4 se caracterizó por Espectroscopía Infrarroja (FT-IR) para lo que se empleó un Espectrofotómetro UV-VIS modelo SHIMADZU®/UV-160a, Microscopía Electrónica de

Barrido (MEB) usando un equipo Zeiss EVO MA15 y Difracción de Rayos X (DRX) analizando la muestras en un equipo Bruker modelo D8 Advance.

2.2 Aplicación de Fe_3O_4 como catalizador en un proceso Fenton

Para evaluar la actividad de Fe_3O_4 en un proceso Fenton, se preparó una solución 10 mg/L de AM y se ajustó a pH 3 con H_2SO_4. Se tomaron 50 mL de esta solución y se adicionó 1 g/L de Fe_3O_4 y 4 mL de H_2O_2 (30%). El experimento se mantuvo bajo agitación constante y para seguir los cambios en la remoción del contaminante se tomaron muestras a diferentes tiempos y se analizaron por espectroscopia de UV-vis a una λ de 665 nm.

Como pruebas control se realizó una prueba de adsorción bajo las condiciones descritas anteriormente, pero en ausencia de H_2O_2.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización de Fe_3O_4 sintetizado a partir de residuos de hierro

El material Fe_3O_4 sintetizado a partir de residuos de hierro se caracterizó y en la Figura 1 se muestran los espectros de IR donde se compara el espectro de Fe_3O_4 sintetizada con el residuo y Fe_3O_4 obtenido con el $FeSO_4$ grado reactivo, ambas a la misma temperatura 50 °C, además se agregó el espectro obtenido de Fe_3O_4 sintetizado con el residuo a 25 °C.

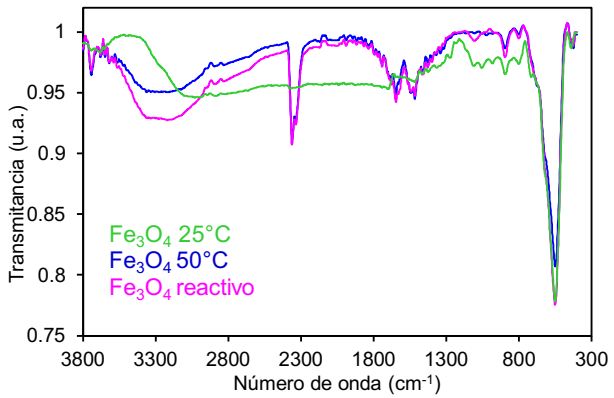


Figura 1. Espectros de FT-IR para Fe_3O_4 sintetizado usando como precursor $FeSO_4$ grado reactivo y residuos de $FeSO_4$ a (temperatura de síntesis 25 y 50 °C).

En las tres muestras se observa en ~500 cm^{-1} el pico del estiramiento Fe-O relacionado con los iones Fe^{2+} y Fe^{3+} ubicados en los sitios octaédricos y los iones Fe^{3+} ubicados en los sitios tetraédricos, confirmando la formación de la estructura Fe_3O_4 [9]. En este mismo espectro se encuentra un pico correspondiente al estiramiento O-H en aproximadamente

3000 cm^{-1}, indicando que quedan rastros del hidróxido de amonio en la estructura de Fe_3O_4 o bien a la humedad del ambiente. Este resultado indica que los materiales obtenidos con el residuo contienen los mismos grupos funcionales que el Fe_3O_4 sintetizado con el precursor grado reactivo. Por otro lado, al comparar el Fe_3O_4 sintetizado con el residuo a dos diferentes temperaturas, se observa que la intensidad de la banda ubicada en alrededor de 500 cm^{-1} es muy similar siendo ligeramente mayor para el material obtenido a 25°C.

Debido a que el espectro de FT-IR del Fe_3O_4 sintetizado a 50 °C fue similar al de grado reactivo se seleccionó para caracterizarlo por difracción de Rayos X, Figura 2. Los picos en los ángulos 2θ de con valores de 29.86, 35.41, 57.12 y 62.62 se identifican como la difracción de los planos (220), (311), (511) y (440) respectivamente, siendo similares a los picos identificados en el espectro estándar del Fe_3O_4 y que indican que el material sintetizado tiene estructura cúbica centrada en la cara [10].

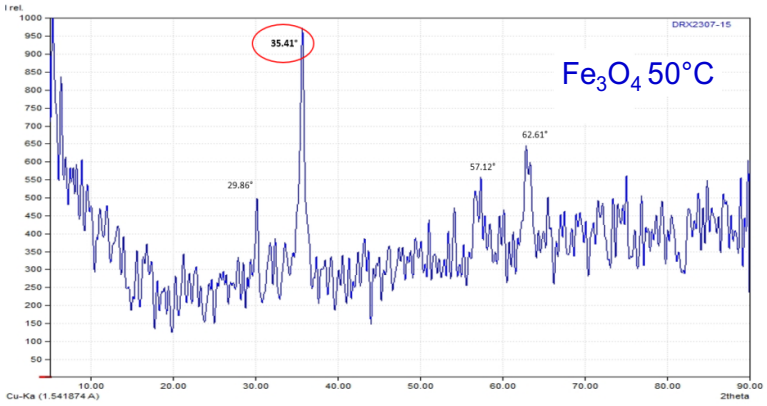


Figura 2. Difractogramas DRX de Fe_3O_4 sintetizado a 50 °C y usando como precursor residuos de $FeSO_4$.

Por último, los resultados de MEB se observan en la Figura 3. Las imágenes indican que los materiales muestran un tamaño de partícula menor a 100 nm, con una forma esférica y se encuentran aglomeradas formando partículas más grandes. Es importante mencionar que el fenómeno de aglomeración se debe a las interacciones magneto-dipolo entre las partículas, de forma que es una evidencia de las propiedades magnéticas de los materiales sintetizados.

De acuerdo con la literatura [11], una alta superficie de contacto, así como los defectos microestructurales en la superficie del catalizador, favorece la formación de los radicales hidroxilo (•OH) a partir del H_2O_2 favoreciendo la eliminación del contaminante. Las partículas, al tener una forma esférica, podrían ocasionar un aumento en la superficie de contacto entre Fe_3O_4 y H_2O_2.

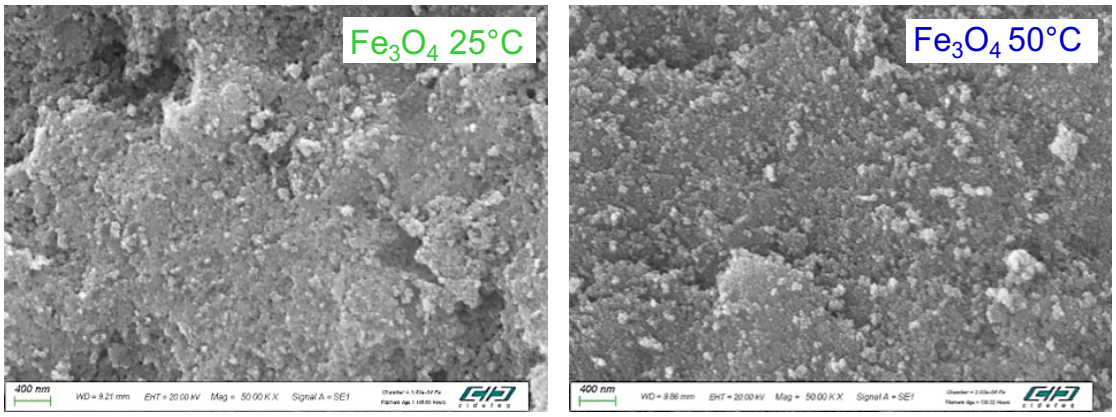


Figura 3. Imágenes MEB de Fe_3O_4 sintetizado a 25 y 50 °C y usando como precursor residuos de $FeSO_4$.

3.2 Aplicación de Fe_3O_4 como catalizador en un proceso Fenton para la eliminación de AM

Una vez que se sintetizaron y caracterización los materiales se probaron como catalizadores en un proceso Fenton, los resultados se muestran en la Figura 4. A manera de control, primero se evaluó la remoción de AM al adicionar únicamente el Fe_3O_4 sin adicionar H_2O_2 con lo que se descarta ocurra la reacción de Fenton y por lo tanto toda remoción de color se puede atribuir a un proceso de adsorción. De acuerdo con el resultado se descarta la adsorción de AM en Fe_3O_4. Posteriormente se realizó un comparativo entre Fe_3O_4 sintetizada con $FeSO_4$ grado reactivo y $FeSO_4$ residuo en la decoloración por Fenton de forma que también se adicionó al medio H_2O_2. Se observó que en los primeros 40 minutos la eliminación de AM es similar con ambos materiales, de alrededor de 47 %. Después la remoción se favorece ligeramente al emplear Fe_3O_4 sintetizado con el $FeSO_4$ reactivo, ya que a los 120 min se decoloró un 80 % mientras que con el Fe_3O_4 sintetizado con el residuo se logró un 70 % de remoción de AM. Esto indica que el comportamiento de material obtenido a partir de un residuo tiene un comportamiento similar al de Fe_3O_4 sintetizado con precursores de grado analítico (ver recuadro de Figura 4). Este resultado está en concordancia con lo reportado por otros autores donde el uso de residuos permitió alcanzar eficiencias similares al tratamiento Fenton convencional [12].

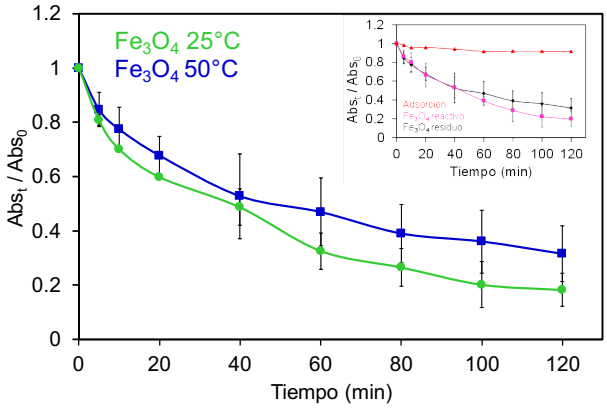


Figura 4. Decoloración de AM (10 mg/L) por Fenton empleando como catalizador Fe_3O_4 (1g/L) obtenido a partir de residuos y 4mL de H_2O_2 (30%).

Cuando se emplearon Fe_3O_4 sintetizados con el residuo a 25 y 50 °C se decoloró 82 y 68 % respectivamente de forma que el material tiene actividad catalítica para ser usado en procesos Fenton y para este caso en particular el material sintetizado a temperatura ambiente favorece la decoloración. Este resultado se acompaña con la evaluación de la cinética de decoloración donde se encontró que los datos se ajustan al modelo de primer orden [13] que la constante cinética para Fe_3O_4-25°C fue de 0.0139 min^{-1} (R^2=0.9767) y con Fe_3O_4-50°C de 0.0091 min^{-1} (R^2=0.9556), de forma que la perdida de color es más rápida con Fe_3O_4-25°C.

Este comportamiento posiblemente se relacione a que la caracterización por FT-IR mostró que posiblemente haya mayor presencia de grupos Fe-O lo que aumentaría el número de sitios activos para llevar a cabo la reacción de Fenton y por lo tanto formar con mayor rapidez los $^{\bullet}OH$ que eliminan el color.

4. Conclusiones

Este trabajo mostró la viabilidad de utilizar residuos de $FeSO_4$ de la industria acerera para la síntesis de Fe_3O_4 y su aplicación como catalizador en un proceso Fenton para la decoloración de AM. La caracterización por FT-IR, DRX y MEB indicaron la formación de Fe_3O_4. Al utilizar el material en un proceso Fenton se encontró que el comportamiento fue similar a cuando se empleó Fe_3O_4-reactivo, lo que indica la capacidad catalítica del material obtenido a partir del residuo. El empleo en Fenton de Fe_3O_4 preparado a 25 °C permitió un 82 % de decoloración de AM, en un tiempo de 120 min con una constante cinética de primer

orden de 0.0139 min^{-1}. Estos resultados sugieren que es posible valorizar un residuo de hierro local en la síntesis de un material con aplicaciones para el tratamiento de agua.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dra. Susana Citlaly Gaucin Gutiérrez por los análisis DRX y SEM y al Dr. Rodolfo González Chávez por el análisis FT-IR.

6. Referencias

[1] X. Berrones, Empleo del residuo FeSO4 proveniente de la industria acerera de san Luis Potosí como promotor en un proceso Fenton para la degradación de naranja de metilo y rojo granada de origen comercial., (2021) 1–56.

[2] M.S. Hossain, F. Omar, A.J. Asis, R.T. Bachmann, M.Z. Islam Sarker, M.O. Ab Kadir, Effective treatment of palm oil mill effluent using FeSO4.7H2O waste from titanium oxide industry: Coagulation adsorption isotherm and kinetics studies, J Clean Prod 219 (2019) 86–98. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.069.

[3] C. Martínez-Sánchez, I. Robles, L.A. Godínez, Review of recent developments in electrochemical advanced oxidation processes: application to remove dyes, pharmaceuticals, and pesticides, International Journal of Environmental Science and Technology 19 (2022) 12611–12678. https://doi.org/10.1007/s13762-021-03762-9.

[4] A.G. Niculescu, C. Chircov, A.M. Grumezescu, Magnetite nanoparticles: Synthesis methods – A comparative review, Methods 199 (2022) 16–27. https://doi.org/10.1016/j.ymeth.2021.04.018.

[5] L.S. Ganapathe, M.A. Mohamed, R.M. Yunus, D.D. Berhanuddin, Magnetite (Fe3O4) nanoparticles in biomedical application: From synthesis to surface functionalisation, Magnetochemistry 6 (2020) 1–35. https://doi.org/10.3390/magnetochemistry6040068.

[6] J. Lian, Q. Ouyang, P.E. Tsang, Z. Fang, Fenton-like catalytic degradation of tetracycline by magnetic palygorskite nanoparticles prepared from steel pickling waste liquor, Appl Clay Sci 182 (2019) 105273. https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105273.

[7] I. Khan, K. Saeed, I. Zekker, B. Zhang, A.H. Hendi, A. Ahmad, S. Ahmad, N. Zada, H. Ahmad, L.A. Shah, T. Shah, I. Khan, Review on Methylene Blue: Its Properties, Uses, Toxicity and Photodegradation, Water (Switzerland) 14 (2022). https://doi.org/10.3390/w14020242.

[8] S. Zhou, Z. Du, X. Li, Y. Zhang, Y. He, Y. Zhang, Degradation of methylene blue by natural manganese oxides: Kinetics and transformation products, R Soc Open Sci 6 (2019). https://doi.org/10.1098/rsos.190351.

[9] G. Rani, K. Krishna, K.N. Yogalakshmi, Enhancing the electrochemical performance of Fe3O4 nanoparticles layered carbon electrodes in microbial electrolysis cell, J Environ Chem Eng 9 (2021). https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106326.

[10] R. Huang, Z. Fang, X. Fang, E.P. Tsang, Ultrasonic Fenton-like catalytic degradation of bisphenol A by ferroferric oxide (Fe3O4) nanoparticles prepared from steel pickling waste liquor, J Colloid Interface Sci 436 (2014) 258–266. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2014.08.035.

[11] S.X. Liang, Q. Zhang, Z. Jia, W. Zhang, W. Wang, L.C. Zhang, Tailoring surface morphology of heterostructured iron-based Fenton catalyst for highly improved catalytic activity, J Colloid Interface Sci 581 (2021) 860–873. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.07.138.

[12] H.T. Van, L.H. Nguyen, T.K. Hoang, T.T. Nguyen, T.N.H. Tran, T.B.H. Nguyen, X.H. Vu, M.T. Pham, T.P. Tran, T.T. Pham, H.D. Nguyen, H.P. Chao, C.C. Lin, X.C. Nguyen, Heterogeneous Fenton oxidation of paracetamol in aqueous solution using iron slag as a catalyst: Degradation mechanisms and kinetics: Iron slag-based heterogeneous Fenton degradation of paracetamol, Environ Technol Innov 18 (2020) 100670. https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100670.

[13] O. Romero-Espinoza, I. Robles, L.A. Godínez, V. Rodríguez-González, C. Martínez-Sánchez, Electro-Fenton degradation of diclofenac: study of the effect of the operating variables on degradation kinetics and the mineralization of the pollutant, J Appl Electrochem 54 (2024) 1699–1712. https://doi.org/10.1007/s10800-024-02074-3.

Microplásticos

ÁREA TEMÁTICA 3

Presencia de microplásticos en la composta de la UAM Azcapotzalco

O3 AYCG

Aidee Yeraldy Cruz Guadarrama, Arely Areanely Cruz Salas, Rosa María Espinosa Valdemar, Alethia Vázquez Morillas, Juan Carlos Álvarez Zeferino*

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

*E-mail: jucaf@azc.uam.mx

Resumen

Los microplásticos (MPs) hoy en día son omnipresentes en el ambiente, sin embargo, existen entornos poco estudiados, como la composta; es importante determinar su presencia en este medio y sus características fisicoquímicas para evaluar las repercusiones potenciales de este tipo de contaminación. El objetivo del estudio fue cuantificar y clasificar los MPs existentes en una muestra de composta producida en la planta de composta de la UAM-A. A las muestras se les realizó un tren de tratamiento que consistió en tamizado, digestión, filtración, observación en microscopio y cuantificación. Se encontró una concentración de 9.50 ± 2.66 MP/g en base seca con un intervalo de 3.60 – 16.80 MP/g. En cuanto al color los tres más relevantes fueron: azul (32.43 %), blanco (19.46 %) y transparente (19.46 %). En el caso del tamaño, el más frecuente fue de 0.06 mm con un 4.81 %, mientras que las fibras fueron los MPs más comunes, con una proporción de 61.08 %. La presencia de MPs en composta pueden generar impactos negativos en las redes tróficas, por esta razón es importante monitorear su presencia la cual aún no es contemplada en la normatividad.

Palabras Clave: fragmentación, mejorador de suelos, plástico, redes tróficas, suelo.

1. Introducción

Los microplásticos (MPs) son piezas de plástico con una medida menor o igual a 5 milímetros [1]. Hoy en día están presentes en diversas matrices, como agua, aire y suelo, además de encontrarse en alimentos, ya que están dentro de las redes tróficas; sin embargo, existen pocos estudios de MPs en composta.

En la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM-A) se encuentra la Planta de composta (PlanCom) la cual trata un 60 % de los residuos de poda y jardinería generados [2] provenientes de áreas verdes, donde se realizan distintas actividades

recreativas, generando una alta cantidad de microplásticos primarios, es decir, que se fabrican en la escala menor a 5 mm (diamantina, papel de fiesta) como residuos que debido a la fragmentación pueden convertirse en microplásticos secundarios (envolturas de dulces, botellas plásticas, entre otros).

La mayor parte de los residuos inorgánicos que llegan a la PlanCom son plásticos que son retirados durante el procesamiento de los residuos desde la recepción hasta el tamizado del material maduro, sin embargo, hay algunos que persisten. Al tener un volteo manual con bieldos se propicia la degradación mecánica y por ende la fragmentación de estos residuos.

Algunos beneficios de la aplicación de composta al suelo son mejorar la capacidad de intercambio catiónico por el enriquecimiento de la fracción húmica, incrementar los nutrientes disponibles, también mejorar la estructura que ayuda a la infiltración del agua, además de aumentar la actividad microbiana [3]. Mantener una buena calidad en la producción de composta es de suma importancia y al contener residuos plásticos esta disminuye; la NMX-AA-180-SCFI-2018 menciona que los mesoplásticos (>5 mm) deben ser menores al 1 % en base seca [4] dejando de lado a los microplásticos cuya presencia en la composta afecta a las redes tróficas.

Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue cuantificar y clasificar los MPs existentes en una muestra de composta de la UAM-A y comparar los valores obtenidos con estudios de la misma índole.

2. Metodología experimental

La metodología se dividió en tres etapas: 1) obtención de la muestra, 2) extracción de MPs y 3) determinación de la abundancia y características de MPs.

2.1 Obtención de la muestra

Se analizó composta producida en la PlanCom con 1 año de proceso, extraída de una pila de 12 toneladas que había sido previamente tamizada con una malla de 6 mm y de forma aleatoria se extrajo una muestra de 1 kg. Se realizó cuarteo con un cuadrado de 40 x 40 cm hasta obtener una muestra representativa de 240 g de la cual se tomaron cuatro submuestras de 10 g cada una para realizar la experimentación.

2.2 Extracción de microplásticos

Cada muestra se tamizó con dos tamaños de malla diferente (4.75 y 1.13 mm), por lo que los MPs del presente estudio estuvieron en el intervalo de 0.012 – 4.750 mm. Se identificaron las partículas mayores a 4.750 mm que se sospechaba que eran plásticas, posteriormente se retiraron y almacenaron en cajas Petri para su análisis.

El material retenido en la malla de 4.75 mm se descartó, mientras que el restante fue digerido con KOH al 10 % durante 3 días a 50 °C. Posteriormente se añadieron 150 ml de NaCl para extraer por flotación los MPs presentes. Después se filtró al vacío con membranas Millipore de acetato de celulosa de 0.45 µm.

2.3 Cuantificación y caracterización de microplásticos

Las membranas fueron observadas con el microscopio digital trinocular, OMAX con el objetivo 10X. Los MPs encontrados se cuantificaron y clasificaron por color, tipo y tamaño. Para eliminar falsos positivos entre las partículas previamente almacenadas en cajas Petri, estos se sumergieron en HNO_3 0.5 N para descartar los calcáreos y en H_2O_2 al 30 % para descartar los orgánicos. Los mesoplásticos encontrados se analizaron en un espectrofotómetro por transformada de Fourier (FTIR) por reflectancia total atenuada (ATR) de la marca Agilent, modelo Cary 630, con un intervalo de longitud de onda de 600 - 4000 cm^{-1} y 32 escaneos por muestra para asegurar una lectura confiable.

3. Resultados y discusión

La muestra analizada presentó una concentración media de 9.50 ± 2.66 MP/g en base seca, asimismo, al realizar el análisis por submuestras se encontraron concentraciones en el intervalo de 3.60 – 16.80 MP/g (Figura 1).

De acuerdo con un estudio en Países Bajos en 2021, en composta realizada con residuos de jardinería e invernaderos, se obtuvo una abundancia de 1.25 ± 0.56 MP/g. Por otra parte, en un análisis de composta producida a partir de residuos orgánicos municipales presentó un valor de 2.80 ± 0.62 MPs/g [5]. Comparando los dos valores anteriores con el que se obtuvo en este estudio, las concentraciones fueron menores, una hipótesis puede estar relacionada con la cultura ambiental en ambos países ya que la gestión de residuos cuenta con multas en caso de no disponer correctamente de éstos.

Las dimensiones de los MPs se encontraron en un intervalo de 0.012 – 3.340 mm y la más frecuente fue de 0.060 mm con un 4.81 %, se obtuvo una mediana de 0.270 mm y una media de 0.512 mm. Con los datos anteriores se puede observar en la Figura 2 una distribución no normal con datos atípicos.

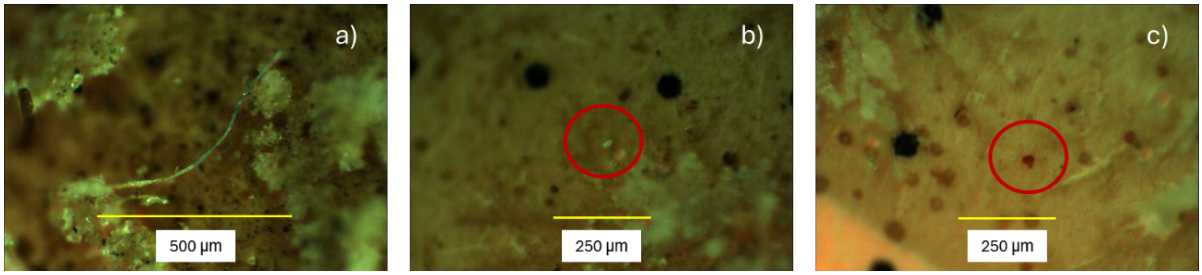


Figura 1. Observación de microplásticos en microscopio. a) Fibra, b) espumado y c) fragmento

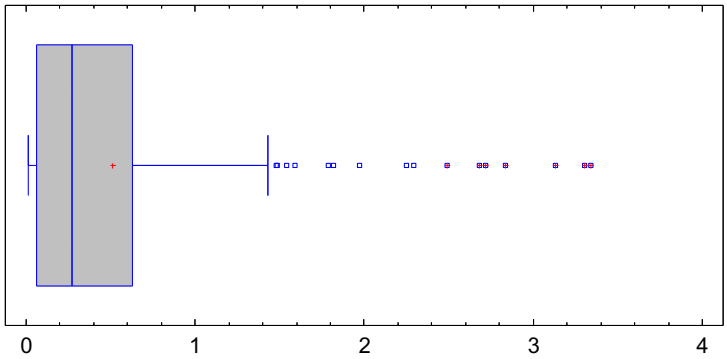


Figura 2. Diagrama de caja y bigotes de medidas de MP.

En cuanto al color, los tres más relevantes fueron azul (32.43 %), transparente (19.46 %) y blanco (19.46 %) (Figura 3). De acuerdo con un estudio anterior que se le realizó a la misma pila se determinó que dentro de los residuos sin fragmentar, los cubrebocas desechables se encontraron en segundo lugar con un 14.85 % en términos de masa [6], el color azul podría estar asociado a las fibras generadas por la degradación de éstos. Respecto al color dorado, aunque no ocupa los primeros lugares es de relevancia ya que su procedencia se atribuye a las reuniones sociales y celebraciones en las áreas verdes.

En un proyecto realizado en la CDMX se estudió la presencia de MPs en siete mejoradores de suelos (cuatro compostas y tres lombricompostas), siendo el transparente el color predominante [7]. Conocer el color de los MPs es relevante porque se ha descubierto que ciertos organismos muestran predilección por distintos colores. En una investigación realizada con cuatro tipos de peces diferentes se observó que hay una diferencia entre el consumo de MPs con luz y obscuridad, en donde determinaron que la visión de los colores si se ve afectada en el consumo de éstos y las mayores tasas de consumo fueron para MPs de color rojo, amarillo, y verde [8], sin embargo, en los ecosistemas terrestres no hay estudios que correlacionen la ingesta por colores.

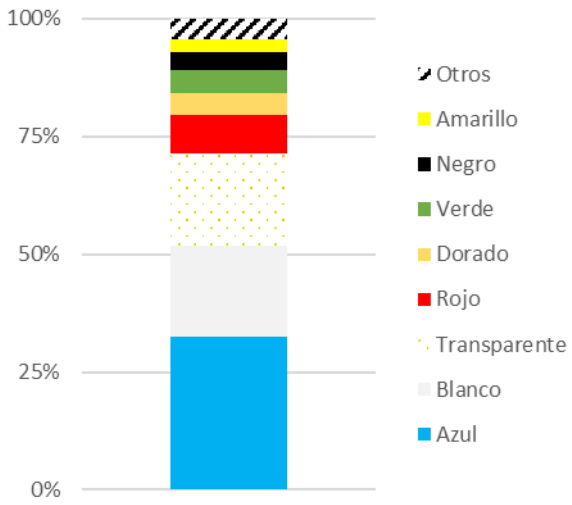


Figura 3. Proporción de MPs de acuerdo con el color, por pieza.

Para el tipo o morfología, las fibras fueron los MPs más comunes, con una proporción en piezas de 61.08 %, después se encuentran los fragmentos con 24.86 % y por último los espumados 14.05 %, como se muestra en la Figura 4. En una investigación realizada en 124 muestras de composta elaboradas a partir de estiércol de ganado, estiércol de aves de corral, paja de cultivo y residuos sólidos en China se detectó que la mayor proporción fueron las fibras, seguido de fragmentos [9], lo que coincide con lo obtenido en este estudio.

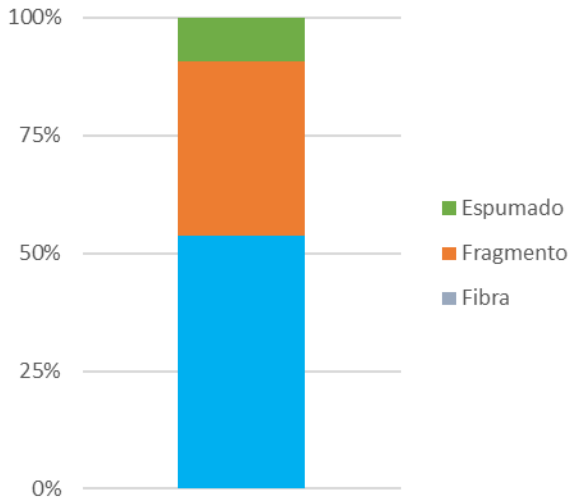


Figura 4. Proporción en piezas de MPs de acuerdo con el tipo.

Respecto a los mesoplásticos se obtuvo una concentración de 0.050 mesoplásticos/g, los cuales se encontraron en un intervalo de 15 - 16 mm y al ser analizados se demostró la procedencia de PET y poliéster.

Los MPs presentes en la composta pueden impactar negativamente la salud del suelo debido a que altera su estructura física, el desarrollo de los microorganismos y puede influir en el ciclo del carbono, además al ser plástico puede contener otras sustancias potencialmente tóxicas [10], del mismo modo la sorción radicular puede afectar la germinación y el crecimiento de las plantas [11].

Debido a que las pruebas de flotación se fueron realizaron con NaCl, existe la probabilidad de subestimar la cantidad de MPs presentes, ya que algunos como el PET y el PVC poseen una densidad mayor que la de la solución y por lo tanto no flotarían.

4. Conclusiones

Se evidenció la presencia de MPs en la composta de la UAM-A la cual obtuvo una concentración de 9.500 ± 2.665 MP/g, además se determinó que el color predominante fue el azul, así como el tamaño de 0.06 mm y tipo fibra.

En algunas ocasiones el origen de los MPs se puede asociar a las actividades que se realicen en el lugar del cual provienen los residuos orgánicos, como fue en este caso.

Con base en este estudio, los MPs pueden provocar afectaciones a las redes tróficas, por lo que es importante monitorear su presencia en compostas.

Respecto a la normatividad, ésta solo contempla los mesoplásticos, sin embargo, se recomienda que el tema de MPs sea considerado.

5. Agradecimientos

A la planta de composta de la UAM-A y todos los participantes que han precedido y que actualmente se encuentran activos, al Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la UAM-A.

6. Referencias

[1] A. Priya, A. Jalil, K. Dutta, S. Rajendran, Y. Vasseghian, J. Qin, M. Soto-Moscoso, Microplastics in the environment: Recent developments in characteristic, occurrence, identification and ecological risk., Chemosphere (2022) 134161. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134161.

[2] Luna Rivera Paola, Ramos Quintana Alondra, Espinosa Valdemar Rosa María, Álvarez Zeferino Juan Carlos, Diseño e implementación de la planta piloto de composta en la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco, Universidad Autónoma Metropolitana, 2021.

[3] J.R. Mora Delgado, Contribuciones del compost al mejoramiento de la fertilidad del suelo, Luna Azul (2000) 1 de 6.

[4] Secretaria 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 fi, (2018).

[5] B. van Schothorst, N. Beriot, E. Huerta Lwanga, V. Geissen, Sources of Light Density Microplastic Related to Two Agricultural Practices: The Use of Compost and Plastic Mulch, Environments 8 (2021). https://doi.org/10.3390/environments8040036.

[6] A.Y. Guadarrama Cruz, J. Zeferino álvarez Zeferino, A.A. Salas Cruz, R.M. Valdemar Espinosa, Caracterización de residuos plásticos en la composta de la UAM Azcapotzalco, (2024).

[7] L. Rodríguez, B. Estephanie, J. Carlos, Á. Zeferino, de suelo Proyecto de investigación Presenta: Dra. Rosa María Espinosa Valdemar Departamento de Energía Co-Asesor: Departamento de Energía Declaratoria, (2025).

[8] K. Okamoto, M. Nomura, Y. Horie, H. Okamura, Color preferences and gastrointestinal-tract retention times of microplastics by freshwater and marine fishes., Environmental Pollution (2022) 119253. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119253.

[9] J. Zhang, N. Guo, W. Ding, B. Han, M. Zhao, X. Wang, J. Wang, B. Cao, G. Zou, Y. Chen, Microplastic pollution and the related ecological risks of organic composts from different raw materials., Journal of Hazardous Materials 458 (2023) 131911. https://doi.org/10.2139/ssrn.4385323.

[10] M. Vithanage, S. Ramanayaka, S. Hasinthara, A. Navaratne, Compost as a carrier for microplastics and plastic-bound toxic metals into agroecosystems, Current Opinion in Environmental Science & Health 24 (2021) 100297. https://doi.org/10.1016/J.COESH.2021.100297.

[11] Z. Zhang, Q. Cui, L. Chen, X. Zhu, S. Zhao, C. Duan, X. Zhang, D. Song, L. Fang, A critical review of microplastics in the soil-plant system: Distribution, uptake, phytotoxicity and prevention., Journal of Hazardous Materials (2021) 127750. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127750.

Determinación de microplásticos asociados a la inadecuada disposición de residuos sólidos en una comunidad rural de Papantla, Veracruz

O3 PXSN

Cynthia Yadira Rodríguez Herrera, Berenice Elisama García Santiago[1], Juan Carlos Álvarez Zeferino[2], Arely Areanely Cruz Salas[1], Rosa María Espinosa Valdemar[1], Alethia Vázquez Morillas[1], Perla Xóchitl Sotelo Navarro[1]*.

[1]Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo, No. 420, Col. Nueva el Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, México.

[2]Escuela Militar de Ingeniería, Av. Industria Militar No. 261, Col. Lomas de San Isidro, Municipio Naucalpan de Juárez, C.P. 53960, Estado de México, México.

*E-mail: perlaso@azc.uam.mx

Resumen

La producción global de plásticos ha alcanzado 9 mil millones de toneladas, de las cuales solo 9 % se ha reciclado; el resto (~7 mil millones) se ha dispersado en el ambiente y se ha fragmentado hasta originar partículas más pequeñas incluidos los microplásticos (MPs). Estos MPs, estudiados sobre todo en océanos, provienen principalmente de fuentes terrestres y alteran ciclos biogeoquímicos, afectando ecosistemas y la salud humana. En comunidades rurales, la falta de recolección de residuos propicia prácticas inadecuadas como quema o entierro de basura. En la localidad El Morgadal (Papantla, Veracruz), durante 2018-2020 se enterraron desechos domésticos (especialmente pañales) en un traspatio, por lo que derivado de ello se investigó la presencia de MPs en dicho suelo. Se recolectó en el sitio 1 kg de suelo a 1 m de profundidad y se procesó mediante digestión alcalina (KOH 10 %) y separaciones por densidad con NaCl y $CaCl_2$ para extraer MPs, las muestras se filtraron al vacío y tiñeron con rojo Nilo, posteriormente los MPs se identificaron y clasificaron por tamaño y forma bajo microscopio óptico. Se encontró una concentración promedio de 66,000 partículas de MP por kg de suelo seco, valor dentro del rango reportado en suelos contaminados por residuos. Predominaron fibras (59.6 %) y fragmentos (33.8 %), sobre películas (6.6 %), con tamaños de ~0.04 a 3.5 mm. Estos resultados evidencian que la disposición inadecuada de residuos en zonas rurales dispersa MPs al ambiente, convirtiendo traspatios en fuentes de contaminación plástica persistente que amenaza al entorno y la salud humana.

Palabras Clave: contaminación plástica, comunidad rural, pañales, residuos municipales, suelo, traspatio.

1. Introducción

La durabilidad, versatilidad y bajo costo de producción, son características que han fomentado el aumento en la producción global de plásticos vírgenes desde 1950, alcanzando 9 mil millones de toneladas hasta 2025, estimando que se triplique esta cantidad para el año 2050 [1]. Su aplicación en una amplia variedad de productos, particularmente de embalaje y artículos de un solo uso (146 millones de toneladas), ha favorecido su consumo y descarte, contribuyendo a los 7 mil millones de toneladas de residuos plásticos que se dispersan en el ambiente debido una disposición inadecuada [2]. Únicamente el 9 % de estos residuos plásticos son reciclados [1], el resto queda expuesto a los diferentes mecanismos de degradación que derivan en su fragmentación, dando lugar a microplásticos (MPs) que se definen como el material plástico particulado con tamaño menor o igual a 5 mm [3], estimando alrededor de 2.7 millones de toneladas en el ambiente. Su presencia se ha estudiado principalmente en el océano y ambientes acuáticos, sin embargo, su principal origen son fuentes terrestres y su estudio en comparación es menor [4]. Se ha probado que altera los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno (N), fósforo (P), carbono (C) y con ello las propiedades de diferentes matrices, afectando el metabolismo de los diversos organismos, incluido el ser humano [5].

Por otro lado, el saneamiento y el acceso a servicios básicos son parte de los múltiples desafíos que enfrenta cualquier asentamiento humano, la situación en comunidades rurales no es la excepción y la infraestructura referente a la gestión de residuos sólidos es una problemática que se refleja en los 1.9 billones de personas que carecen de acceso a sistemas de recolección de residuos sólidos municipales en estas zonas [6]. Lo anterior contribuye a la prevalencia de prácticas inadecuadas de quema, entierro y vertido indiscriminado de los mismos, que conducen a la proliferación no solo de vertederos sino de focos de infección que afectan la salud y el entorno de las propias comunidades.

Casos particulares como el que se presenta en este estudio, en la localidad rural el Morgadal del municipio de Papantla Veracruz, donde se utiliza el suelo de traspatio como depósito de residuos sólidos, principalmente de pañales y residuos orgánicos, visibilizan la importancia de conocer las fuentes emisoras de microplásticos en contextos menos estudiados como son las localidades rurales.

Por lo cual, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar la concentración y caracterización física de microplásticos presentes en un área de suelo empleada particularmente para el entierro de residuos sólidos.

2. Metodología

Para el desarrollo de este estudio se tomaron como referencia las metodologías para analizar microplásticos en diferentes matrices y en fracción fina de residuos sólidos [7, 8].

2.1 Recolección de muestra

Sitio de muestreo. El estudio se realizó en un sitio de muestreo ubicado en la localidad del Morgadal en el municipio de Papantla, Veracruz. Bajo las coordenadas geográficas 20°24'10.8'' N 97°21'21.9'' W, se ubicó un depósito que fue utilizado durante 2 años (2018-2020) para enterrar residuos, principalmente de pañales y de manera esporádica residuos orgánicos.

Toma de muestra. Se tomó una muestra compuesta de aproximadamente 1 kg, a partir de la recolección aleatoria de suelo a una profundidad de 1 m y se almacenó en bolsas selladas a temperatura ambiente para su transporte.

2.2 Análisis en laboratorio

a) Preparación de muestra. Conforme a una modificación a la NMX-AA-015-1985 [9], dentro de un cuadrante de 20 x 20 cm se homogeneizó la muestra para realizar un cuarteo con toda la masa recolectada (0.995 kg) hasta obtener 0.505 kg, de la cual se obtuvieron 5 submuestras para una eficiente manipulación, de 10 g cada una. Las muestras se colocaron en estufa a temperatura de 109 °C por 24 horas para eliminar la humedad y registrar la masa seca obtenida.

b) Extracción de MPs. En una primera etapa se llevó a cabo la digestión de la materia orgánica presente en las muestras, añadiendo 70 mL de KOH al 10%, se cubrió con aluminio y se agitó constantemente por 20 horas en orbital a una velocidad de 100 rpm, para liberar la materia orgánica que estuviera adherida a los microplásticos. Posteriormente se llevó a cabo una primera prueba de flotación añadiendo 100 mL NaCl con una densidad de 1.2 g/cm^3 [8] para separar por diferencia de densidades los microplásticos presentes, después se filtró el sobrenadante con membrana Millipore de 47 mm de diámetro y 0.45 µm de apertura de poro.

Con los sedimentos previos (de la prueba de flotación con NaCl) se realizó una segunda prueba de flotación añadiendo 60 mL de $CaCl_2$, con la finalidad de obtener en el sobrenadante aquellos microplásticos con densidad menor al $CaCl_2$ (1.5 g/ cm^3) [8].

Posteriormente se centrifugó (Centrificient IV CRM Globe) a 2300 rpm por 5 minutos y el sobrenadante obtenido se filtró utilizando membranas de las mismas características que en la primera extracción. Las membranas con el material retenido se almacenaron en cajas Petri de vidrio a temperatura ambiente.

c) Identificación de falsos positivos. Para aquellas partículas que se sospechaban que eran microplásticos, pero no existía certeza, se procedió a sumergirlos en solución de HCl al 36 % para descartar que se tratara de material calcáreo.

d) Identificación y clasificación de MPs. Las membranas resultantes de ambas extracciones se tiñeron con rojo Nilo en etanol al 90 %, para facilitar su observación con luz UV bajo microscopio óptico Krüss. Para la identificación se empleó un objetivo 10X y luz UV, tomando como criterios de clasificación la forma (fibras, fragmentos o películas) y el tamaño en mm, para su visualización se empleó cámara Euromex y el software Imagen Focus.

3. Resultados y discusión

Después de realizar el conteo de MPs de las membranas, se encontró que, en una concentración promedio de 66 piezas/g_{ss} que equivale a 66,000 piezas/kg_{ss}. La concentración de partículas reportadas para suelos varía entre 40 – 236,000 piezas/kg, dependiendo de su origen [4, 10]. Sin embargo, no hay determinaciones especificas relacionadas con la práctica del entierro de residuos, las concentraciones asociadas indirectamente a esta práctica son las que se reportan en contextos similares, es decir para suelos empleados como vertederos cuyo intervalo va de 225-91,000 piezas/kg [10]. Aunque los resultados obtenidos para la concentración promedio con base a un kilogramo se ubican dentro de este intervalo, es importante dimensionar, las cantidades, el tiempo y las condiciones que llevan estos residuos depositados. De esta manera, en vertederos que presenten alta cantidad de materia orgánica las temperaturas aumentan, lo cual es un factor en la degradación de los plásticos.

Por otro lado, la profundidad a la cual se realizó el muestreo (1 m) debido al espacio que ocupaban los residuos, contrasta con profundidades reportadas para la determinación de microplásticos en suelo con distintos usos, cuyo intervalo es de 3 a 30 cm, es decir se trata de muestreos superficiales [4].

De acuerdo con los datos de la Tabla 1, las fibras son la forma predominante en las muestras con una proporción media en piezas de 59.6 %, seguida de fragmentos con 33.8 % y en menor proporción las películas con 6.6 %.

Tabla 1. Caracterización física de microplásticos encontrados.

Forma	Proporción (%)	Intervalo de tamaño (mm)	
		Min	Max
Fibra	59.6	0.052	3.486
Fragmento	33.8	0.041	1.177
Película	6.6	0.088	0.532

Las proporciones encontradas confirman que la presencia de fibras y fragmentos son denominador común en matrices de suelo, sin embargo, es la fuente de origen, profundidad, difusión en el ambiente y las condiciones de exposición, factores que influyen en su prevalencia [4]. De esta manera un alto porcentaje de fibras y fragmentos pueden ser el resultado de que los residuos se encuentran bajo condiciones de erosión hídrica y sobre todo con actividad microbiana, un conjunto de factores que favorecen su degradación. Respecto a su intervalo de tamaño, éste oscilo entre 0.041 a 3.486 mm, en la Tabla 1 se especifican los intervalos de tamaño para cada una de las formas.

Otros estudios han evaluado la degradación de pañales en proceso de composteo aerobio y anaerobio [11, 12], obteniendo resultados que demuestran que existe una degradación de los pañales en un periodo corto de tiempo, dado que un porcentaje de los pañales (35 %) es materia orgánica y el resto, dadas sus características sintéticas, no se degradan. Extrapolando esta información en el presente trabajo, donde se tiene que el cavar un hoyo en el suelo para posteriormente agregar material orgánico constituye un proceso de composteo pasivo anaerobio. Dada la alta humedad ambiental de la zona (> 60 %), es probable que los residuos y pañales se degraden y consecuentemente den origen a microplásticos.

4. Conclusiones

El ejercicio continuo de este tipo de prácticas de disposición final de residuos en lugares donde la gestión de residuos siga siendo un desafío, convertirán a estos lugares como puntos de fuga y entrada de microplásticos en las diferentes matrices.

Las mismas propiedades que caracterizan a los plásticos debido a los aditivos que contienen, dificultan su degradación por la naturaleza y su integración a los ciclos

bioquímicos, representado un riesgo latente en el ambiente y en la salud humana debido a que son difíciles de asimilar por la naturaleza

La identificación de microplásticos en suelo permite comprender además de su fuente, la distribución y con ello plantear estrategias de difundir los hallazgos para que la comunidad tenga información al respecto y pueda tomar decisiones conscientes sobre el manejo adecuado de sus residuos.

5. Agradecimientos

De manera general pero no limitativa se agradece a los autores del presente trabajo por abrir la oportunidad a participar en este proyecto. El presente estudio no hubiera sido posible sin la iniciativa de la Ing. Berenice al señalar la problemática que motivo el presente trabajo. Al Dr. Juan Carlos y la Dra. Perla por abrir la oportunidad a participar en este proyecto y al igual que a la Dra. Arely por facilitar el acompañamiento y ser la guía en el laboratorio. A la Dra. Alethia por permitir la inclusión en los equipos de trabajo y al laboratorio. A la Ing. Elizabeth del Laboratorio de Tecnologías Sustentables por la facilitar el día a día en el laboratorio. A todos y cada uno de los autores por las revisiones y comentarios realizados.

6. Referencias

[1] R. Geyer, J.R. Jambeck, K.L. Law, Production, use, and fate of all plastics ever made, 2017. http://advances.sciencemag.org/.

[2] Closing the Loop, UN ESCAP, Cities and Marine Plastic Pollution: Building a Circular Economy, (2024).

[3] R.C. Thompson, Y. Olson, R.P. Mitchell, A. Davis, S.J. Rowland, A.W.G. John, D. McGonigle, A.E. Russell, Lost at Sea: Where Is All the Plastic?, Science (1979) 304 (2004) 838. https://doi.org/10.1126/science.1094559.

[4] M. Raza, J.Y. Lee, J. Cha, Microplastics in soil and freshwater: Understanding sources, distribution, potential impacts, and regulations for management, Sci Prog 105 (2022). https://doi.org/10.1177/00368504221126676.

[5] Nguyễn Hoàng Ly, Lalitha Gnanasekaran, Tejraj M. Aminabhavi, Yasser Vasseghian, Sang-Woo Joo, Role of micro- and nano-plastics in altering biogeochemical cycles, Curr Opin Environ Sci Health 45 (2025).

[6] F.C. Mihai, S. Gündogdu, L.A. Markley, A. Olivelli, F.R. Khan, C. Gwinnett, J. Gutberlet, N. Reyna-Bensusan, P. Llanquileo-Melgarejo, C. Meidiana, S. Elagroudy,

V. Ishchenko, S. Penney, Z. Lenkiewicz, M. Molinos-Senante, Plastic Pollution, Waste Management Issues, and Circular Economy Opportunities in Rural Communities, Sustainability (Switzerland) 14 (2022). https://doi.org/10.3390/su14010020.

[7] K.P. Avila-Escobedo, K.Y. Moctezuma-Parra, J.C. Alvarez-Zeferino, R.M. Espinosa-Valdemar, P.X. Sotelo-Navarro, A. Vázquez-Morillas, A.A. Cruz-Salas, Methodology for the Analysis of Microplastics in Fine Fraction of Urban Solid Waste, (2024). https://doi.org/10.20944/preprints202411.1368.v1.

[8] M. Rani, S. Ducoli, L.E. Depero, M. Prica, A. Tubić, Z. Ademovic, L. Morrison, S. Federici, A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices, Molecules 28 (2023). https://doi.org/10.3390/molecules28155710.

[9] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales – muestreo - método de cuarteo. Environmental protection - soil pollution - municipal solid residues – sampling - quarter method (1985).

[10] A.A. De Souza Machado, C.W. Lau, W. Kloas, J. Bergmann, J.B. Bachelier, E. Faltin, R. Becker, A.S. Görlich, M.C. Rillig, Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance, Environ Sci Technol 53 (2019) 6044–6052. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339.

[11] P.X. Sotelo Navarro, R.M. Espinosa Valdemar, M. Beltrán Villavicencio, A. Vázquez Morillas, Evaluación de la degradación de pañales desechables usados mediante composteo en biorreactores aerobios (2019).

[12] A. Morales González, Degradación de pañales desechables usados mediante digestión anaerobia. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco] (2016).

Determinación de la presencia de microplásticos en lirio acuático de la presa Endhó, Tula de Allende y Tepetitlán, Hidalgo

O3 SLLP

Sandra Lizbeth López-Pérez, Juan Carlos Álvarez-Zeferino, Perla Xochilt Sotelo-Navarro, Arely Areanely Cruz-Salas, Alethia Vázquez-Morillas

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

*E-mail: sanllp5071@gmail.com

Resumen

En la actualidad, los plásticos están ampliamente presentes en las actividades cotidianas. La problemática surge especialmente con aquellos de un solo uso, debido a su corta vida útil y a una gestión inadecuada posterior a su descarte. La fragmentación de plásticos o la producción deliberada de partículas de menores o igual a 5 mm, conocidas como microplásticos (MP), genera múltiples impactos negativos en los ecosistemas, con potenciales riesgos también para la salud humana.

En este estudio, se determinó la presencia de microplásticos en lirio acuático recolectado de la presa Endhó. La metodología incluyó el muestreo del lirio, determinación de masa seca, tratamiento de muestras, cálculo de la concentración y caracterización de los MP.

Los resultados indicaron que la forma predominante fue la de fragmentos (81.9 %), el color transparente el más común (25.7 %). El tamaño más frecuente de partícula se ubicó en el intervalo de 2 – 4 mm (34.7 %). La concentración de microplásticos en base seca osciló entre 0.7 y 8.4 MP/g, con un valor promedio de 3.3 ± 2.7 MP/g.

La elevada concentración de microplásticos adheridos a las raíces del lirio acuático, así como la predominancia de fragmentos en tamaños intermedios, sugiere que estos contaminantes provienen de residuos plásticos expuestos a procesos de degradación o erosión en el ambiente.

Palabras Clave: Plásticos, plantas acuáticas, degradación, afectaciones

1. Introducción

El uso de plásticos ha ido en aumento con el paso de los años debido a su bajo costo de producción y practicidad en la vida diaria de las personas, se estima que se producen más

de 380 toneladas de plástico en el mundo de los cuales tres cuartas partes se vuelven residuos que afectan a los diferentes ecosistemas [1].

A raíz de esto, la fragmentación de estos provoca la aparición de microplásticos [2].

Se denominan microplásticos (MP) a las partículas con un tamaño entre 1-5 mm, que pueden provenir de diversas fuentes, en forma de fragmentos por degradación de plásticos, pellet por producción de perlas de plástico, fibras por la degradación en textiles, película provenientes de plásticos de un solo uso y espumas por embalajes [3].

Los MP se clasifican en primarios, los cuales son los fabricados industrialmente, siendo los productos cosméticos los principales contenedores de estos como un ingrediente. Y los secundarios, los cuales son resultado de la degradación de plásticos por diversos factores como los rayos UV, los microorganismos, la degradación química y física [4].

Los MP presentan un peligro en la contaminación de ambientes marinos, esto por la capacidad de sorción de algunas especies, debido al tamaño de partícula de estos facilitan su adherencia en plantas acuáticas, como lo es el lirio acuático.

El lirio acuático proviene de la cuenca de las amazonas, la cual es una especie invasora con una alta capacidad de adaptación y reproducción acelerada en cuerpos de agua dulce, provocando un impacto negativo para las especies nativas alterando su función en los ecosistemas, la interrupción en el ciclo de alimentación y atracción de vectores [5].

2. Metodología experimental

En esta sección se presenta la metodología realizada para la elaboración del proyecto.

2.1 Muestreo de lirio acuático

La investigación fue de tipo experimental en donde se muestreó temporada: invierno (noviembre). Se eligieron 5 puntos a lo largo de la presa Endhó con base en su accesibilidad en los cuales se recolectaron aleatoriamente 5 plantas de lirio acuático con ayuda de bieldos, para posteriormente guardarlas en bolsas plásticas y trasladarlas al laboratorio.

2.2 Determinación de masa seca

Cada planta de lirio acuático se seccionó en dos partes: aérea y radicular, se inspeccionaron de manera visual con el fin de extraer los microplásticos visibles los cuales se colocaron en cajas Petri de vidrio, previamente etiquetadas. Posteriormente, la parte radicular de cada lirio se pesó en una balanza analítica por separado, se metieron a una estufa a 80 °C por 24 horas, pasado ese tiempo se volvieron a pesar para obtener la masa seca.

2.3 Tratamiento de las muestras

Las raíces, se dejaron en una solución salina de cloruro de sodio (NaCl) en agitación constante a 150 rpm en un agitador orbital durante 24 horas, con la finalidad de que los microplásticos adheridos se desprendieran. Posteriormente, el sobrenadante se filtró por medio de vacío donde se retuvo el material particulado en un papel filtro de celulosa con tamaño de poro de 8 µm.

2.4 Cálculo de la concentración de microplásticos

La determinación del cálculo de la concentración de microplásticos se determinó con la ecuación 1:

$$\frac{MP}{m_{seca}} = \frac{\#MP}{m_{Lirio\ seco\ a\ 80\ °C\ por\ 24\ h}} \qquad \text{Ecuación 1}$$

2.5 Determinación de las características de los microplásticos

Los microplásticos se clasificaron de acuerdo con su color y forma analizados visualmente y su tamaño mediante el uso de un microscopio óptico con el objetivo 10X.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos de la concentración se muestran en la Tabla 1, donde se analizaron los 5 puntos muestreados, la Figura 1 muestra algunas de las formas, tamaños y colores obtenidos en los microplásticos analizados.

Tabla 2. Concentración obtenida en masa seca en lirio acuático.

Punto	Concentración (MP/g)
1	8.4
2	0.7
3	2.2
4	3.4
5	1.7

La concentración obtenida resultó en un intervalo de 0.7 - 8.4 MP/g, con un valor medio de 3.3 ± 2.7 MP/g en base seca lo que indica un alto contenido de microplásticos en una cantidad menor de masa seca.

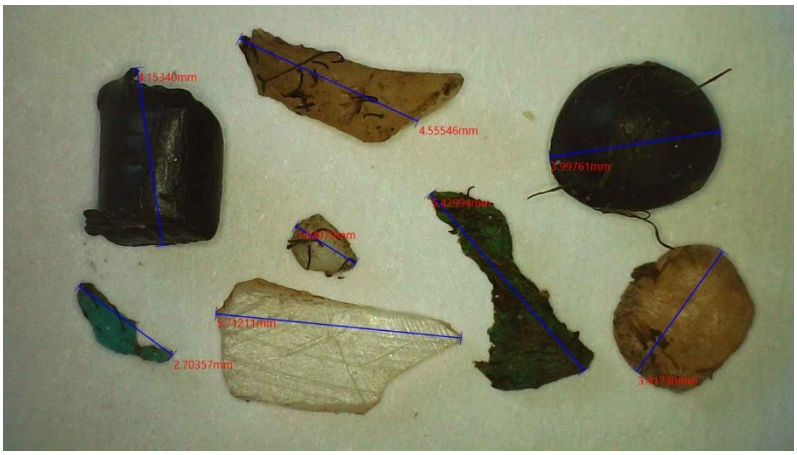


Figura 1. Microplásticos obtenidos.

Los datos obtenidos en el fragmento fueron desde el 69.6 % hasta 88.3 %, colocándolo como el microplástico con mayor presencia en las raíces del lirio acuático en los 5 puntos muestreados, lo que da como resultado un MP secundario, mismos que se fueron fragmentando de plásticos que llegaron al cuerpo de agua de la presa Endhó.

La variabilidad de colores obtenidos indica diferente procedencia de los microplásticos, el intervalo general de tamaño se presentó en 2-4 mm con un resultado de 34.7 % del total de microplásticos analizados en los 5 puntos de muestreo, la Figura 2 muestra los resultados obtenidos en la forma, la Figura 3 muestra los datos obtenidos en color y la Figura 4 muestra los datos del tamaño en mm.

La presa Endhó recibe el agua residual de la zona metropolitana del valle de México, Tula y Tepeji del Río, en donde también llegan residuos domésticos que fueron depositados de manera irresponsable por los habitantes alrededor de la presa o que fueron arrastrados por las corrientes. Esto indica que la contaminación de microplásticos se debe principalmente por el uso y desecho de plásticos al ambiente de manera deliberada.

No obstante, el agua es utilizada para riego de cultivos, la cual también está contaminada con agua residual, y debido a los residuos plásticos que albergan en ella tiende a contener microplásticos por la fragmentación de los residuos más grandes, mismos que se adhieren a las raíces del lirio acuático.

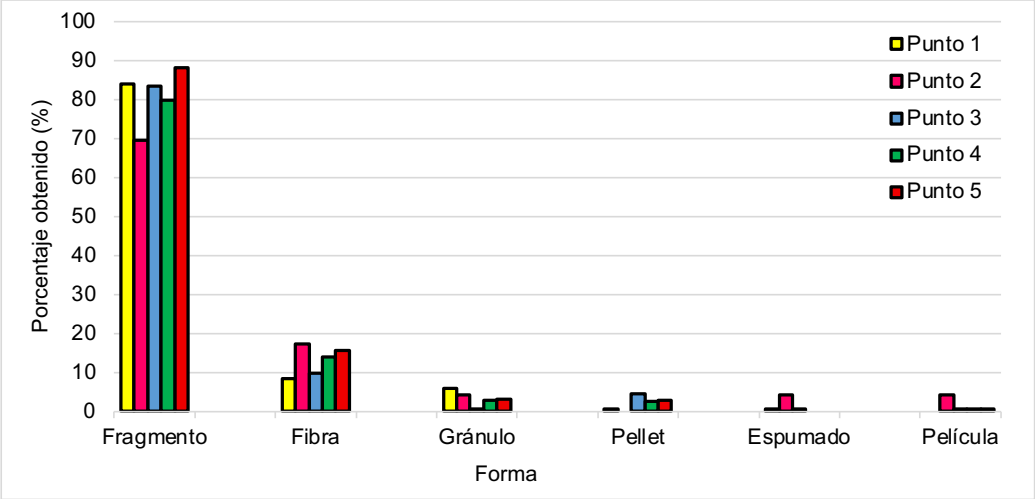


Figura 2. Datos obtenidos de la forma en los 5 puntos

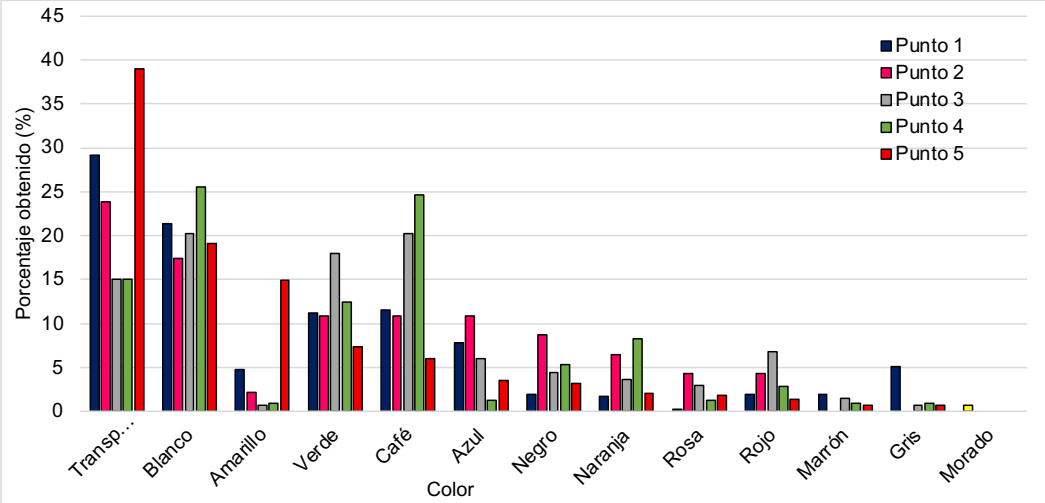


Figura 3. Datos obtenidos en el color en los 5 puntos

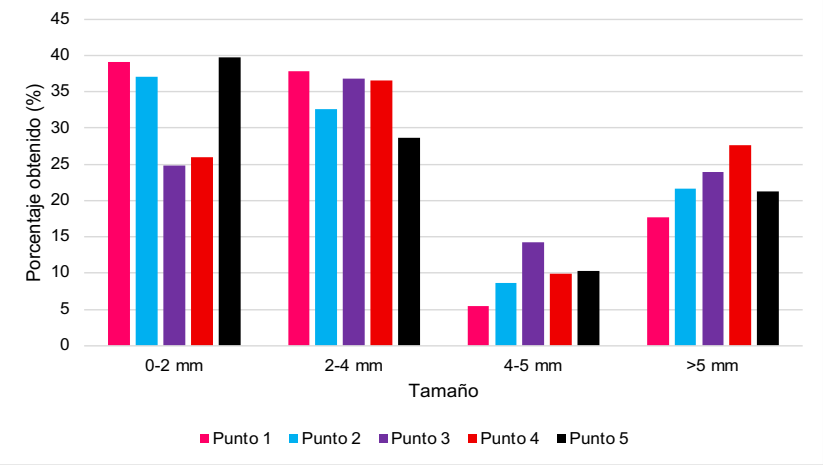


Figura 4. Datos obtenidos en el tamaño en los 5 puntos

La mayor parte de los estudios se centra en el sargazo debido a su presencia en las playas, por lo que su estudio es extenso. Como es el caso del estudio de microplásticos en sargazo del puerto de Morelos en donde la fibra fue la forma predominante, por Gil en 2022 [3].

Un estudio de Saley y colaboradores en el 2019 de la reserva costera marina de California E.E.U.U comparó la presencia de MP en dos tipos de algas, *Endocladia muricata* y *Pelvetiopsis limitata*, donde en la primera se obtuvo un resultado de 8.65 ± 6.44 MP/g y en la segunda resultó 2.34 ± 2.19 MP/g [6].

La información obtenida de los resultados es pie para el inicio de la investigación de microplásticos en lirio acuático, dado que no se tiene registro sobre el tema en investigaciones anteriores.

El interés del estudio de los microplásticos en el lirio acuático es debido a su reproducción acelerada en los cuerpos de agua dulce en México, los cuales se extienden a las áreas metropolitanas con afectaciones a especies nativas, no solo en vegetación si no también en animales de ambiente marino.

4. Conclusiones

El uso de plásticos ha llegado a nuestro día a día como algo necesario, a raíz de esto la contaminación de cuerpos de agua y suelo ha ido en aumento, que con el paso del tiempo y diversos factores que degradan el plástico forman los microplásticos dando viabilidad a los resultados obtenidos, siendo el fragmento el MP con mayor presencia en el lirio acuático con el 81.9 % promedio en los 5 puntos muestreados.

Los resultados en el tamaño rondan entre el intervalo de 2-4 mm con un dato de 34.7 % en promedio, lo que sugiere una mayor fragmentación en los plásticos que contaminan el cuerpo de agua hasta un tamaño en el intervalo de tamaño de microplásticos de 1-5 mm.

La mayor presencia en el color se mostró principalmente en el transparente con un promedio de 25.7 %, el cual podría provenir de plásticos de un solo uso, botellas plásticas, entre otros.

Las concentraciones obtenidas demuestran que las raíces analizadas contenían una alta presencia de microplásticos en cada uno de los puntos analizados a lo largo de la presa Endhó en base seca.

A pesar de que las investigaciones de microplásticos en lirio acuático son inexistentes, el crecimiento acelerado de esta planta fija su atención por ser considerada una maleza que se reproduce de manera acelerada y sin control. Misma que daña factores socioeconómicos en las comunidades en donde esta se presente.

5. Agradecimientos

Agradezco a mis colaboradores el doctor Juan Carlos Álvarez Zeferino, la doctora Perla Xochilt Sotelo Navarro, la doctora Arely Areanely Cruz Salas y la doctora Alethia Vázquez Morillas por el apoyo otorgado, así como la retroalimentación a lo largo de esta investigación.

Al Laboratorio de Tecnologías Sustentables por el espacio y el equipo brindado para el desarrollo de la metodología de esta.

6. Referencias

[1] M. Buteler, El problema del plástico, Rev. DESDE LA Patagon. DIFUNDIENDO SABERES 16 (2019) 56–60.

[2] B.A. Aranda Sotomayor, E.M. Santillan Puelles, Caracterización de microplásticos presentes en suelos agrícolas del distrito de Carabayllo, 2023, Universidad César Vallejo (2023).

[3] T.P. Gil, Microplásticos y metales pesados en el sargazo de Puerto Morelos, Quintana Roo, México, Centro De Investigación Y De Estudios Avanzados Del Instituto Politécnico Nacional (2022).

[4] A. Fajardo, Los microplásticos, una amenza para los humedales mediterráneos y tropicales: perspectivas y desafíos a enfrentar, Universidad de Jaén (2024). http://crea.ujaen.es/jspui/handle/10953.1/24673 (accessed October 27, 2024).

[5] J.W. Rodríguez-Lara, F. Cervantes-Ortiz, G. Arámbula-Villa, L.A. Mariscal-Amaro, C.L. Aguirre-Mancilla, E. Andrio-Enríquez, Lirio acuático (Eichhornia crassipes): una revisión 1, Rev. Agron. Mesoam. 33(1) (2022). https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201.

[6] A.M. Saley, A.C. Smart, M.F. Bezerra, T.L.U. Burnham, L.R. Capece, L.F.O. Lima, A.C. Carsh, S.L. Williams, S.G. Morgan, Microplastic accumulation and biomagnification in a coastal marine reserve situated in a sparsely populated area, Mar. Pollut. Bull. 146 (2019) 54–59. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.05.065.

Microplásticos en un suelo agrícola de Malinalco, Estado de México

C3 MVP

José Emiliano Galicia Martínez, Rosa María Espinosa Valdemar, Lizeth Cortez Gómez, Maribel Velasco Pérez*

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Avenida San Pablo, 420, Colonia Nueva el Rosario, Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, México.

*E-mail: mvp@azc.uam.mx

Resumen

Los microplásticos (MP), partículas de plástico con un tamaño menor o igual a 5 mm, pueden llegar a suelos agrícolas por el uso de acolchado, riego con aguas residuales y la fragmentación de materiales plásticos presentes en el entorno. El objetivo de este trabajo fue estimar la abundancia y características de los MP presentes en un suelo agrícola del municipio de Malinalco, Estado de México. Se realizó un muestreo exploratorio superficial en tres invernaderos, tomando 6 muestras por cada invernadero, que se utilizan para cultivo de jitomate. Se caracterizó el suelo. El tratamiento de muestras consistió en secarlas, oxidar la materia orgánica del suelo con peróxido de hidrógeno 50 % v/v, extracción de MP por flotación con una solución saturada de cloruro de calcio y filtración al vacío con membranas de acetato de celulosa (0.45 µm). Teñir las membranas para observarlas en microscopio óptico para contabilizar los MP y registrar sus características. La abundancia de los MP se estimó entre 11.2 y 41.8 MP por g en base seca. Los MP que prevalecieron fueron los menores a 0.5 mm (66.7 - 83.2 %), con forma de fibra (48.9 - 60.9 %) y de color azul (50.2 - 61.2 %). La abundante presencia de fibras sugiere que el acolchado no es una de las fuentes principales de MP en este suelo. Se recomienda investigar los impactos a largo plazo de los MP en la fertilidad del suelo, la salud de los cultivos y la posible transferencia a las cadenas alimenticias.

Palabras Clave: acolchado, fibras, invernadero.

1. Introducción

El suelo destinado al cultivo es un elemento fundamental para el desarrollo económico y la seguridad alimentaria. De acuerdo con estadísticas del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y de la Agencia de las Naciones Unidas para la Alimentación el 79

% de las personas en pobreza extrema a nivel mundial dependen de la agricultura [1]. La calidad del suelo está vinculada al rendimiento de los cultivos [2], pero en años recientes se ha observado una disminución en el rendimiento de los cultivos y su calidad [1].

Los microplásticos (MP), considerados contaminantes emergentes, son partículas de plástico con un tamaño menor o igual a 5 mm. Estas partículas pueden llegar al suelo agrícola por varias vías, tales como el uso de acolchado, riego con aguas residuales contaminadas y la fragmentación de materiales plásticos presentes en el entorno. Los MP pueden alterar el suelo, provocando cambios físicos y químicos en su textura y estructura. Esto puede afectar el ciclo del agua y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, así como las interacciones entre las plantas y el suelo [3, 4]. En este contexto, el estudio de la abundancia de MP en suelos agrícolas se ha convertido en un área de investigación relevante [5-7]

El objetivo de este proyecto fue estimar la abundancia y características de los MP presentes en un suelo agrícola del municipio de Malinalco, en el Estado de México.

2. Metodología experimental

La metodología consistió en cinco etapas; (1) muestreo de suelo, (2) caracterización del suelo, (3) extracción de MP, (4) estimación de la abundancia de MP y (5) caracterización de MP. El trabajo experimental se realizó en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco.

En cada una de las etapas donde se trabajó con las muestras para la determinación de MP se colocó un blanco para contabilizar la contaminación cruzada de las muestras en el laboratorio. El blanco consistió en una membrana de acetato de celulosa tipo disco marca Whatman® con un tamaño de poro de 0.45 µm.

Durante el muestreo y manejo de las muestras se utilizaron equipos libres de plástico para evitar la contaminación de las muestras, incluyendo pala de acero inoxidable, papel aluminio, muestreador y lámina de acero inoxidable, ropa de algodón y guantes libres de talco.

2.1 Muestreo de suelo

Se realizó un muestreo exploratorio superficial en tres invernaderos que se utilizan para el cultivo de jitomate en el municipio de Malinalco, Estado de México. En cada invernadero se tomaron seis muestras de suelo de los primeros 5 cm de la

superficie. En cada punto de muestreo se colocó un cilindro metálico con una altura de 5 cm, se introdujo el cilindro hasta que el borde superior quedó al nivel de la superficie del suelo, se removió el suelo alrededor del cilindro y se colocó una placa metálica debajo de éste [8]. Las muestras se colocaron en papel aluminio y bolsas herméticas para su traslado al laboratorio. En cada lugar donde se tomó una muestra se registraron las coordenadas GPS con un equipo Garmin GPSMAP 64s. Una vez en el laboratorio las muestras de suelo se pesaron y se secaron en una estufa marca Riossa modelo H-62 a 70°C durante 16 h, para eliminar la mayor parte del agua de las muestras sin alterar las propiedades del suelo o de los MP.

2.2 Caracterización del suelo

Para cada invernadero se obtuvo una muestra compuesta y ésta se caracterizó. Se tomaron 400 mL de suelo de cada una de las seis muestras recolectadas por invernadero y se homogeneizaron. Después se formó una torta circular que se dividió en cuatro partes iguales. Dos partes opuestas fueron excluidas, mientras que las dos restantes se mezclaron nuevamente. Este proceso se repitió hasta obtener una muestra final de 1.5 kg de suelo. En el invernadero uno se excluyó una muestra debido a que su volumen remanente era menor a 400 mL.

Antes de la caracterización, el suelo se disgregó y se cribó a través de un tamiz con una luz de malla de 2 mm. Los parámetros que se determinaron en la caracterización fueron pH, conductividad eléctrica, densidad aparente y real, porosidad y textura [9].

2.3 Extracción de microplásticos

El procedimiento general para la extracción de MP en las muestras de suelo consistió en oxidación de la materia orgánica, flotación y filtración. Cada muestra tomada en los invernaderos se analizó por duplicado.

Previo a la experimentación se realizó una revisión bibliográfica para determinar los parámetros del proceso de extracción de MP [5-7], pero debido a las condiciones observadas en la realización de estos experimentos, algunos parámetros se tuvieron que modificar a lo largo del desarrollo experimental.

En la oxidación de materia orgánica se colocó aproximadamente 5 g de suelo en un contenedor de vidrio con una solución de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 50 % v/v. En algunas muestras se añadió un volumen de H_2O_2 de 25 mL y en otras de 30 mL. Después

de que se añadió el agente oxidante algunas de las muestras se colocaron en una orbital marca DLAB modelo SK-0330-Pro durante 48 h. Al concluir este periodo las muestras se colocaron en una parrilla a aproximadamente 40°C con agitación magnética entre 16 y 24 h. A la mezcla de suelo y H_2O_2 se le agregó 100 mL de una solución saturada de cloruro de calcio ($CaCl_2$). La solución se dejó sedimentar el tiempo suficiente para permitir la separación de la materia orgánica remanente. El sobrenadante se decantó, se le agregaron 3 gotas de una solución de colorante rojo de Nilo (rN) con una concentración de 500 µg/mL en acetona y se dejó reposar durante 30 min. Finalmente, el sobrenadante se filtró al vacío con una membrana de acetato de celulosa tipo disco marca Whatman® con un tamaño de poro de 0.45 µm.

2.4 Estimación de la abundancia de microplásticos

Las membranas de celulosa con los MP extraídos se observaron con un microscopio KRÜSS con objetivos 4X y 10X. Las muestras se alumbraron con luz ultravioleta para que presentaran fluorescencia. Las membranas se dividieron en cuadrantes y para cada membrana se analizó un cuadrante. Con el software Image Focus se midió y se fotografió cada MP identificado.

2.5 Caracterización de microplásticos

Los MP identificados mediante observación al microscopio se clasificaron de acuerdo con su tamaño, tipo y color. Finalmente se estimó la abundancia de MP para cada invernadero y se compararon las características de los MP identificados por invernadero.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización del suelo

La Tabla 1 presenta la caracterización del suelo de los tres invernaderos. Todos los suelos presentan características homogéneas, con excepción del pH y conductividad eléctrica. En ambos parámetros el suelo del invernadero 1 presenta valores diferentes a los de los invernaderos 2 y 3. Respecto al pH, el invernadero uno presenta un suelo ligeramente alcalino, mientras que en los invernaderos 2 y 3 el suelo es neutro. De acuerdo con la conductividad eléctrica, el suelo del invernadero 1 se clasifica como ligeramente salino, mientras que el de los invernaderos 2 y 3 como salino.

Tabla 1. Caracterización de las muestras de suelo por invernadero.

Parámetro	Unidades	Invernadero		
		1	2	3
pH	Unidades de pH	6.49	7.13	7.33
Conductividad eléctrica	mS/cm	1.70	6.40	5.80
Densidad aparente	g/mL	1.04	1.06	1.04
Densidad real	g/mL	2.39	2.46	2.37
Porosidad	%	56.54	56.71	55.99
Textura	---	Arena	Arena	Arena

3.2 Estimación de la abundancia de microplásticos

La Figura 1 presenta la abundancia mínima, promedio y máxima de MP para los invernaderos en número de MP por g de suelo en base seca (MP/g_{BS}). La abundancia se entiende como los MP contabilizados por g de suelo en base seca. La abundancia de MP es menor en el invernadero 1 con un promedio de 11.2 MP/g_{BS}; mientras que en los invernaderos 2 y 3 la abundancia promedio es 41.8 y 40.2 MP/g_{BS}, respectivamente. La abundancia máxima se presentó en el invernadero 3 con 73.4 MP/g_{BS}. Velasco Pérez y colaboradores [8] reportaron una abundancia promedio de 4.17 ± 4.64 MP/kg_{BS} en suelo de milpa en el Estado de México, sin embargo, ese estudio sólo incluyó a los MP visibles al ojo humano. Las concentraciones reportadas en 20 sitios agrícolas en Shanghái, China fueron 78.00 ± 12.91 MP/kg_{BS} en suelos poco profundos y 62.50 ± 12.97 MP/kg_{BS} en suelos profundos [10]. Otro estudio realizado en 50 suelos cultivables en China encontró entre 7.10 y 42.96 partículas plásticas/kg_{BS}, con un tamaño de entre 10 y 0.05 mm [11].

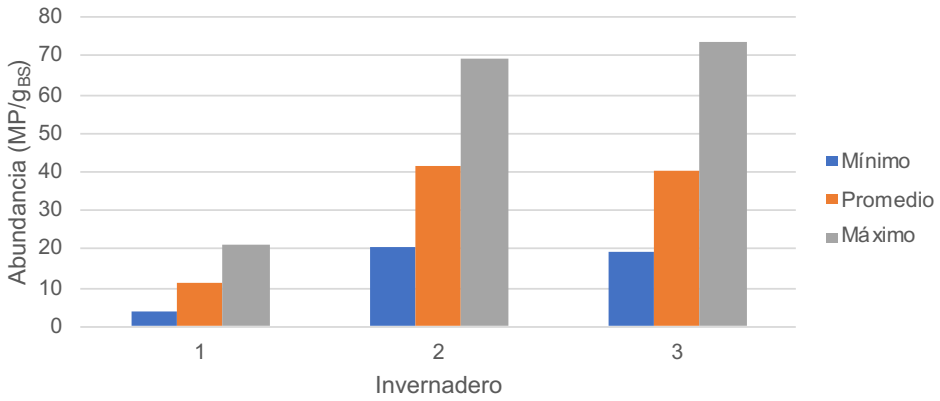


Figura 1. Abundancia mínima, promedio y máxima de MP por invernadero.

3.3 Caracterización de microplásticos

La Figura 2 presenta la distribución, en número de MP, por tamaño para los tres invernaderos. Los MP menores a 0.5 mm fueron los más abundantes en las muestras analizadas, con proporciones de entre 66.7 y 83.2 %.

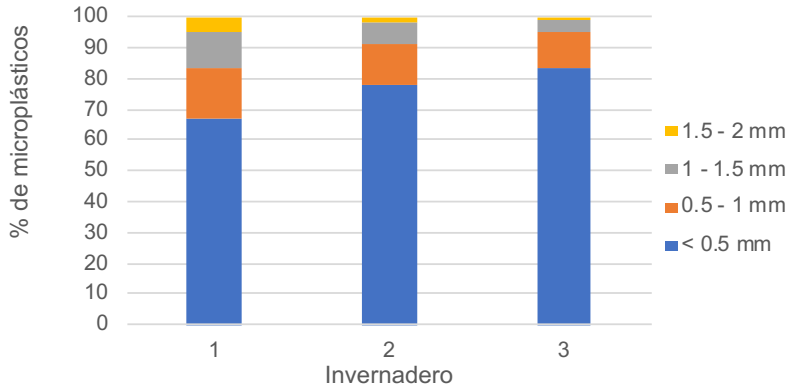


Figura 2. Distribución de MP por tamaño e invernadero.

La Figura 3 presenta la distribución de MP, en número, por forma e invernadero. En los tres invernaderos la forma de mayor abundancia son las fibras, con proporciones de entre 48.9 y 60.8 %. Los resultados sugieren que la principal fuente de MP en estos suelos no es el acolchado agrícola. Sin embargo, la clasificación de los MP es compleja debido a su tamaño, por lo que es de esperarse cierto grado de incertidumbre en los resultados.

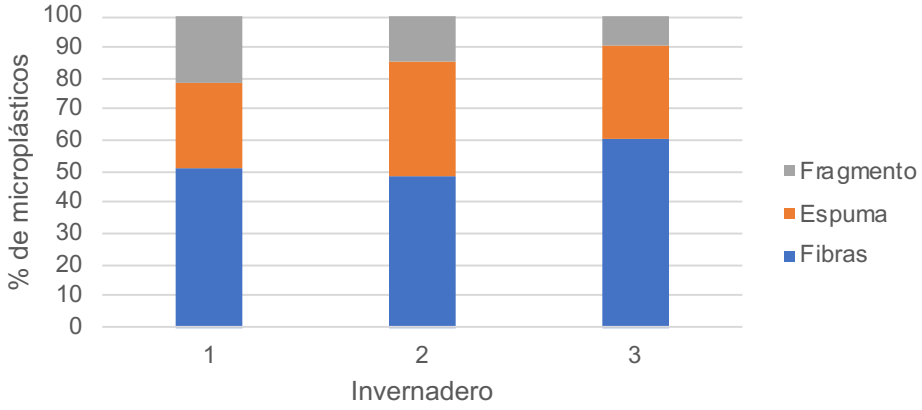


Figura 3. Distribución de MP por forma e invernadero.

La Figura 4 presenta la distribución de MP por color e invernadero, en los tres invernaderos el color más abundante fue el azul (50.2 – 61.2 %) seguido del verde (25.6 – 27.1 %). Debido

al paso de tinción con rN algunos MP pudieron cambiar su color, por lo que esta clasificación también presenta un grado de incertidumbre.

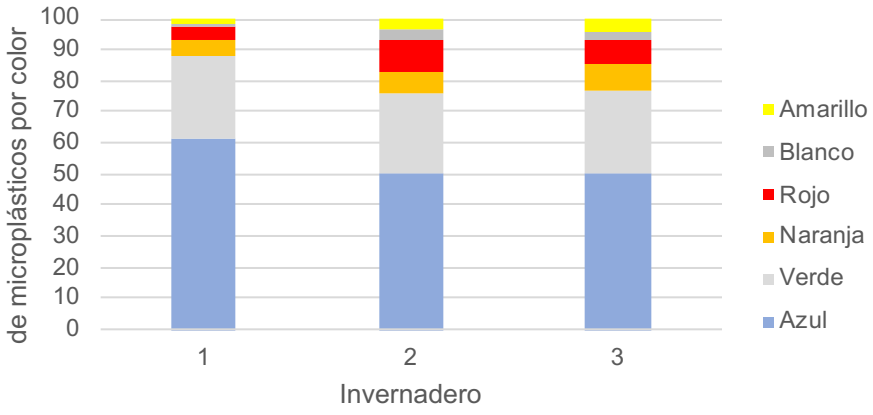


Figura 4. Distribución de MP por color e invernadero.

4. Conclusiones

El objetivo principal de este estudio se cumplió de forma adecuada. En el invernadero 1 se registró la menor abundancia promedio de MP (11.2 MP/g_{BS}), mientras que en los invernaderos 2 y 3 la abundancia fue de 41.8 y 40.2 MP/g_{BS}, respectivamente. Estos valores son significativamente mayores que los reportados en la literatura. Resaltando la necesidad de estudiar los sistemas agrícolas en México para identificar las fuentes de MP e implementar estrategias para minimizar su acumulación en el suelo.

Las características de los MP en los tres invernaderos fueron similares. En los tres invernaderos prevalecieron los MP con un rango de tamaño < 0.5 mm (66.7 - 83.2 %), fibras (48.9 y 60.8 %) y de color azul (50.2 – 61.2 %).

Aunque la metodología utilizada para la cuantificación y caracterización de MP tiene limitaciones, permite estimar la abundancia de este contaminante emergente e identificar sus posibles fuentes.

5. Agradecimientos

A Lizeth Elizalde Pérez, Héctor de la Peña Leal y Kevin Ricardo Pérez Fuentes por su apoyo en el muestreo de suelos. A la familia que permitió el acceso al suelo de invernadero en Malinalco.

6. Referencias

[1] FAO, UNEP, Global assessment of soil pollution: Report, Global Assessment of Soil Pollution: Report (2021). https://doi.org/10.4060/CB4894EN.

[2] M.A. Stocking, Tropical Soils and Food Security: The Next 50 Years, Science 302 (2003) 1356–1359. https://openurl.ebsco.com/contentitem/edsjsr:edsjsr.3835600?sid=ebsco:plink:crawler&id=ebsco:edsjsr:edsjsr.3835600&crl=c (accessed June 9, 2025).

[3] J. Bergmann, E. Verbruggen, J. Heinze, D. Xiang, B. Chen, J. Joshi, M.C. Rillig, The interplay between soil structure, roots, and microbiota as a determinant of plant–soil feedback, Ecology and Evolution 6 (2016) 7633–7644. https://doi.org/10.1002/ECE3.2456.

[4] W. Zheng, E.K. Morris, A. Lehmann, M.C. Rillig, Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis, Geoderma 283 (2016) 39–47. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2016.07.025.

[5] Y. Huang, Q. Liu, W. Jia, C. Yan, J. Wang, Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment, Environmental Pollution 260 (2020) 114096. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.114096.

[6] M. Liu, S. Lu, Y. Song, L. Lei, J. Hu, W. Lv, W. Zhou, C. Cao, H. Shi, X. Yang, D. He, Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China, Environmental Pollution 242 (2018) 855–862. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.07.051.

[7] D. He, Y. Luo, S. Lu, M. Liu, Y. Song, L. Lei, Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks, TrAC Trends in Analytical Chemistry 109 (2018) 163–172. https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2018.10.006.

[8] M. Velasco Pérez, R.M. Espinosa Valdemar, L. Aquino Hernández, Cuantificación de microplásticos y evaluación de su toxicidad en un suelo agrícola del Estado de México, in: X Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos: “Hacia La Circularidad y El Residuo Cero,” 2023: pp. 136–144.

[9] SEMARNAT, NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis, México, 2000.

[10] M. Liu, S. Lu, Y. Song, L. Lei, J. Hu, W. Lv, W. Zhou, C. Cao, H. Shi, X. Yang, D. He, Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China,

Environmental Pollution 242 (2018) 855–862. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.07.051.

[11] D. He, Y. Luo, S. Lu, M. Liu, Y. Song, L. Lei, Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks, TrAC Trends in Analytical Chemistry 109 (2018) 163–172. https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2018.10.006.

Estudio de la interacción entre microplásticos y bloqueador solar en un entorno marino simulado

C3 YGTH

Yaret Gabriela Torres Hernández[1*], Mariana Elizabeth Ballesteros López[1], Juan Carlos Álvarez Zeferino[2], Alethia Vázquez Morillas[1]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco Av. San Pablo No. 420, Colonia Nueva El Rosario, Alcaldía Azcapotzalco, C.P. 02128, Ciudad de México, México.

[2]Universidad del Ejército y Fuerza Aérea, Escuela Militar de Ingeniería. Av. Industria Militar No. 261, Colonia Lomas de San Isidro, Municipio de Naucalpan de Juárez, C.P. 53960, Estado de México, México.

*E-mail: ygth@azc.uam.mx

Resumen

Debido a la necesidad de proteger la piel de los efectos dañinos del sol se ha incrementado el uso de bloqueadores solares, afectando especialmente al medio marino; en donde, debido a su composición química, los efectos ambientales son diversos. Si a ello se suma la presencia de otros contaminantes como los microplásticos, el problema se multiplica; esto debido a la facilidad que éstos tienen para adsorber en su superficie sustancias tóxicas como las contenidas en los bloqueadores solares, lo que los convierte en un medio de transporte para éstas. Es por ello, que en la presente investigación se analizó la adsorción de un bloqueador solar comercial en distintos tipos de plásticos, considerados los más abundantes en playas y ecosistemas marinos. Para ello se pusieron en contacto estos materiales (en forma de microplásticos) con soluciones de bloqueador solar (concentraciones de 10 mg/L y 20 mg/L), en agua de mar simulada durante siete días. Una vez transcurrido este tiempo, se extrajeron los microplásticos de las soluciones de bloqueador, analizándose éstas por medio de un espectrofotómetro de luz UV. Los resultados obtenidos revelaron que los plásticos presentaron cierta adsorción, en el siguiente orden PS>PVC>PEAD>PP>PET>PEBD para la concentración de 10 mg/L y PS>PEAD>PEBD>PET>PVC>PP para la concentración de 20 mg/L. Por lo que se infirió que los compuestos presentes en el bloqueador solar (mediante formación de multicapas e interacciones electrostáticas de algunos grupos funcionales), así como características de la superficie de los microplásticos, tales como porosidad e irregularidades, tienden a influir en la adsorción de este tipo de compuestos.

Palabras Clave: contaminantes, ambiente marino, adsorción, absorción UV, benzofenona.

1. Introducción

La contaminación de los mares puede provenir de diversas fuentes e incluir una gran cantidad de sustancias químicas, muchas de ellas provenientes de productos de cuidado personal, tales como perfumes, cremas, tintes, desodorantes, bloqueadores solares, entre muchos otros. La contaminación química del agua, por sus características y alta toxicidad es especialmente dañina para los organismos acuáticos.

En la actualidad, el uso de bloqueador solar es imprescindible debido a problemas ambientales como son el cambio climático y la pérdida de la capa de ozono, que provocan un aumento en la cantidad de rayos UV, y con ello un mayor riesgo de desarrollar enfermedades como cáncer de piel [1]. Los bloqueadores solares, sin embargo, pueden ser fotodegradados y desprender subproductos tóxicos. Algunos de sus ingredientes activos como la benzofenona, y el octocrileno, que actúan como filtros UV, modifican la actividad estrogénica y pueden bioacumularse en animales marinos [2].

La benzofenona es un ingrediente común de algunos bloqueadores. Estudios en roedores revelan que dicha sustancia tiene potencial carcinógeno, además de ser considerado un disruptor endocrino que puede fácilmente absorberse en la piel y el tracto digestivo de los seres vivos, incluido el ser humano [3]. Se considera una sustancia de alto riesgo cuando su uso es prolongado. De igual forma, investigaciones reportan efectos adversos en el medio marino [4], tal como el blanqueamiento de corales, aún a bajas concentraciones (10 mg/L), aún sin tomar en cuenta marcas o factores de protección UV.

El estudio de los efectos ecotoxicológicos de los microplásticos en combinación con compuestos orgánicos hidrófobos, como los contenidos en algunos bloqueadores solares es de especial importancia, debido al alto porcentaje de plásticos en aguas marinas, que representa casi un 80% de los residuos marinos y que, al estar bajo el efecto de las condiciones ambientales como cambios de temperatura y radiación solar, se degradan en fragmentos más pequeños, dando lugar a microplásticos [5].

Los microplásticos son aquellas piezas menores o igual a 5 mm, que por su origen se clasifican en primarios, como aquellos que son fabricados intencionalmente de dicho tamaño (pellets, exfoliantes) y los secundarios que son los provenientes de la degradación de plásticos más grandes. Su tamaño y densidad facilitan su distribución en el ambiente, es por ello que la presente investigación plantea el estudio de la interacción entre un

bloqueador solar comercial (que posee compuestos orgánicos potencialmente tóxicos) y los microplásticos, simulando condiciones marinas.

2. Metodología experimental

2.1 Preparación de las muestras

Los microplásticos seleccionados para este estudio fueron polietileno de alta densidad (PEAD), polietileno de baja densidad (PEBD), polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloruro de vinilo (PVC) y tereftalato de polietileno (PET). A partir de productos comerciales se cortaron 60 g de cada plástico con un tamaño menor a 5 mm para ser considerados microplásticos, posteriormente fueron tamizados con número de malla 4, correspondiente a 4.75 mm.

Se trabajó con el bloqueador solar Hawaiian Tropic®, debido a que presenta solubilidad parcial y diversas sustancias contaminantes entre sus ingredientes, las más destacadas para esta investigación se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Componentes del bloqueador solar analizado y su función.

Sustancia	Función	Longitud de onda (nm)
Octocrileno	Refuerza el FPS y mejora la resistencia al agua	280-320 (UVB)
Benzofenona-3	Absorbente de Rayos UV	286 (UVA)
Avobenzona (butil metoxidibenzoilmetano)	Absorbente de Rayos UV	355

2.2 Determinación de concentraciones por infrarrojo

La concentración de bloqueador solar en agua se evaluó directamente a través del COT (carbono orgánico total), para ello se prepararon tres mezclas con diferentes cantidades de bloqueador solar, en 100 mL de agua desionizada, posteriormente se agitaron durante 4 horas. Después se realizó un análisis tomando 25 mL de solución, para ser examinados en un analizador de carbono orgánico total (COT), marca Tekmar Dohrmann-Apollo 9000 reactor DRB-200 ubicado en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables, UAM-A. Los resultados de esta prueba se presentan en la Tabla 2.

A partir de estos resultados se prepararon las soluciones de 10 y 20 mg/L de bloqueador, para ser puestas en reactores de 500 mL conteniendo 150 mL de agua de mar sintética [6], la cual consiste de: Cloruro de sodio 24 g., Cloruro de magnesio 5g., Sulfato de sodio 4g., Cloruro de calcio 1.1g., Cloruro de potasio 0.7g., Bicarbonato de sodio 0.2 g., Bromuro de sodio 0.096 g., Ácido bórico 0.026 g., Cloruro de estroncio 0.024g., Fluoruro de sodio

0.003g., por litro de agua destilada, y un 1 % en masa de muestra de microplástico, tal como se muestra en la Figura 1a) y manteniendo una aireación constante para simular las condiciones de movimiento en el mar.

Tabla 2. Resultados del análisis COT de las diferentes mezclas.

Prueba	Volumen de agua (mL)	Masa de bloqueador solar (g)	Concentración en solución (mg/L)
1	100	0.5	320.4
2	100	1	640.9
3	100	1.5	961.3

Después de siete días los microplásticos se filtraron y secaron a temperatura ambiente (Figuras 1b y 1c), para posteriormente determinar la concentración por espectroscopía UV-Visible, de la solución remanente. Dicha experimentación se realizó por triplicado.

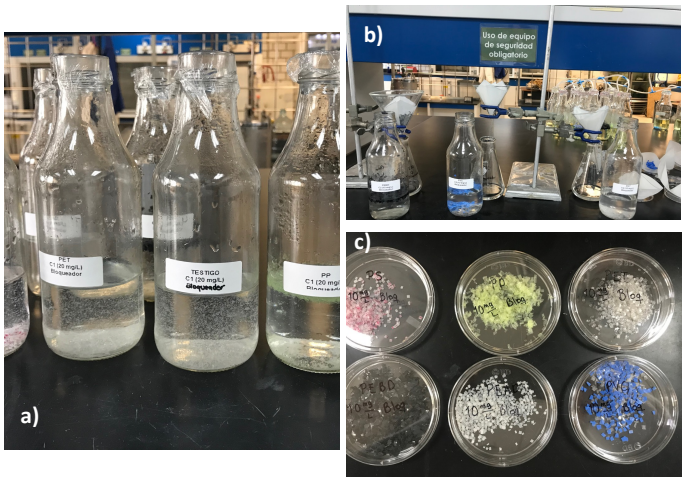


Figura 1. Preparación de los reactores en contacto con la solución de bloqueador solar.

2.3 Determinación de concentraciones por UV

Para estas lecturas, se realizó una solución madre de bloqueador, la cual se preparó a una concentración de 7,500 mg/L; estableciendo una masa de 45 mg de bloqueador en 60 mL de agua de mar sintética. A esta solución, se le realizó un barrido por espectroscopía UV-Visible en el rango de 200 a 800 nm, empleando para ello un blanco de agua marina sintética. Se utilizó un equipo Cary50 Bio, empleando celdas de cuarzo de 10 mm, para

determinar la longitud de onda a la cual se tenía el pico más alto de absorción. En la figura 2 se muestra el espectro de absorción obtenido por medio del programa CaryWinUV.

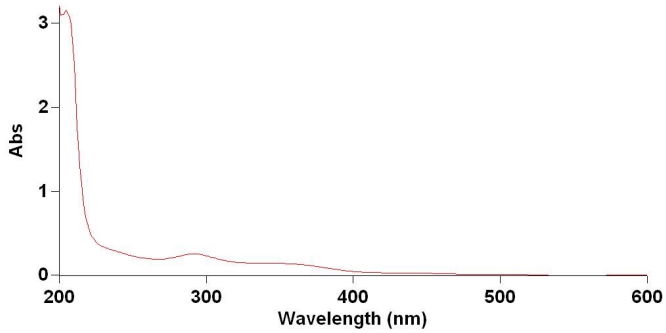


Figura 2. Espectro de absorción de la solución madre de bloqueadores.

Con esta información, se estableció una longitud de onda de 293 nm para continuar con el ensayo. Se realizó una curva de calibración a partir de la solución madre de bloqueadores, de la cual se tomaron alícuotas de 2 mL para su lectura en el espectrofotómetro; en la Figura 3 se muestra la curva obtenida, así como la ecuación de la recta calculada de acuerdo con las distintas concentraciones consideradas y sus respectivas absorbancias. Dicha ecuación permitió calcular el valor de absorbancia para concentraciones de 10 mg/L y 20 mg/L de solución de bloqueador solar.

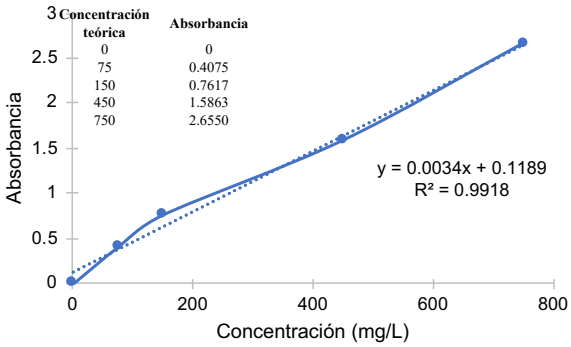


Figura 3. Curva de calibración resultante del ensayo.

Posterior a ello se leyeron las muestras, tomando igualmente alícuotas de 2 mL, con lo cual se obtuvieron las absorbancias correspondientes a la cantidad de bloqueador residual, resultante de la interacción con cada tipo de microplástico en solución de agua marina sintética. En función de ello, se determinó el porcentaje de bloqueador aún presente en las muestras después del ensayo.

3 Resultados y discusión

En la tabla 3 se presentan los datos de las absorbancias y de los porcentajes obtenidos en las diferentes muestras.

Tabla 3. Absorbancias leídas y concentraciones calculadas de las muestras de bloqueador residual.

Muestra	Absorbancia de las soluciones de 10 mg/L	Porcentajes calculados de las soluciones de 10 mg/L (%)	Absorbancia de soluciones de 20 mg/L	Concentraciones calculadas de las soluciones de 20 mg/L (%)
Teórica	**0.1529**	**100**	**0.1869**	**100**
Testigo	0.1238	81.0	0.0466	30.5
PEBD	0.0937	61.3	0.0298	19.5
PEAD	0.0700	45.8	0.0164	10.7
PET	0.0835	54.6	0.0304	19.9
PVC	0.0535	35.0	0.0318	20.8
PP	0.0771	50.4	0.0496	32.4
PS	0.0508	33.2	0.0260	17.0

Para el desarrollo de este análisis, se consideró la absorbancia calculada para 10 mg/L y 20 mg/L como el equivalente al 100 % de la cantidad de bloqueador contenido inicialmente en cada una de las mezclas. De acuerdo con esto, se puede observar que, hay una pérdida en la cantidad de bloqueador que no se encuentra relacionada con la presencia de microplásticos; siendo ésta cercana al 19 % y asociada principalmente a la disociación de los componentes del bloqueador en la solución de agua marina sintética, por lo que ya no resulta cuantificable en la longitud de onda establecida.

Tomando esto en cuenta, se puede observar que todos los plásticos presentaron cierto grado de adsorción de bloqueador solar, evidenciada por el hecho de que los porcentajes presentados se consideraron equivalentes a la cantidad de bloqueador presente y que por consiguiente no fue adsorbida por los microplásticos extraídos durante la experimentación; siendo el orden PS>PVC>PEAD>PP>PET>PEBD, para la concentración de 10 mg/L y para 20 mg/L PS>PEAD>PEBD>PET>PVC>PP. Siendo este fenómeno respaldado por Kook, et. al, 2022 [7], quiénes analizaron la capacidad de adsorción de los filtros UV orgánicos (Oxibenzona, el 3-(4 metibencilideno) alcanfor, 2-etilhexil 4-metoxicinamato y octocrileno sobre microplásticos de polietileno (PE).

Otros estudios han analizado la adsorción de distintos compuestos orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (PCB) y DDT sobre microplásticos de polietileno y polipropileno [8]. sí mismo la adsorción de contaminantes

mezclados fenantreno y DDT, también se ha estudiado sobre microplásticos de polietileno y PVC, en donde se demostró que hay un comportamiento competitivo entre las distintas sustancias interfiriendo entre ellas por la adsorción.

Adicional a ello, se ha encontrado que la adsorción de compuestos orgánicos se da en multicapas, considerando además que factores como la salinidad, el tamaño de partícula, cristalinidad, y grado de envejecimiento entre otros, influyen en la eficiencia de la adsorción debido a interacciones hidrofóbicas, entre el microplástico y compuestos orgánicos.

La técnica de espectroscopía UV-Visible, empleada en esta investigación, resultó eficiente para determinar la adsorción de bloqueadores en microplásticos, dicha técnica es relativamente sencilla, rápida y de un menor costo, comparada con otras técnicas como cromatografía de masas o extracción asistida por ultrasonido que son algunas de las técnicas reportadas por otros artículos para determinar la presencia de este tipo de compuestos [8,9]. Este método no requiere preparación de la muestra y brinda una precisión de hasta el 0.2 % [10].

4 Conclusiones

Debido al amplio uso y baja biodegradabilidad de los bloqueadores solares, es importante estudiar la interacción de éstos, con otros contaminantes como son los microplásticos. Para ello se utilizó la técnica de espectroscopía UV-Visible, lo cual resultó eficiente para determinar la adsorción de bloqueadores en microplásticos. Se encontró que los microplásticos pueden adsorber y transportar contaminantes orgánicos como aquellos contenidos en los bloqueadores solares. Este tipo de estudios resulta importante ya que varios compuestos presentes en la composición química de los bloqueadores solares como el octocrileno, benzofenona, avobenzona, entre otros, son encontrados frecuentemente en distintos cuerpos de agua, tales como mares, ríos, lagos donde posteriormente, dañan irreparablemente el entorno y pasan a formar parte de la cadena trófica, afectando los seres vivos.

5 Agradecimientos

Agradecemos especialmente al Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la UAM-Azcapotzalco, por permitirnos el uso de los equipos y espacios requeridos para la realización de este estudio.

6 Referencias

[1] V. Chavda, D. Acharya, V. Hala, S. Daware, L. Vora, Sunscreens: A comprehensive review with the application of nanotechnology, J Drug Deliv Sci Technol 86 (2023). https://doi.org/10.1016/j.jddst.2023.104720.

[2] D. Sánchez-Quiles, A. Tovar-Sánchez, Are sunscreens a new environmental risk associated with coastal tourism?, Environ Int 83 (2015). https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.06.007.

[3] S. Snedeker, Benzophenone UV-Photoinitiators Used in Food Packaging: Potential for Human Exposure and Health Risk Considerations, in: Toxicants in food packaging and household plastics: exposure and health risks to consumers, Springer, 2014: pp.151-176. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-6500-2_6.

[4] R. Danovaro, L. Bongiorni, C. Corinaldesi, D. Giovannelli, E. Damiani, P. Astolfi, L. Greci, A. Pusceddu, Sunscreens cause coral bleaching by promoting viral infections, Environ Health Perspect 116 (2008). https://doi.org/10.1289/ehp.10966.

[5] J. Derraik, The Pollution of the Marine Environment by Plastic Debris: A Review. Mar Pollut Bull 44 (2002). https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5

[6] L. Cifuentes, G. Torres, M. Frías, El océano y sus recursos II. Las ciencias del mar: oceanografía geológica y oceanografía química, México, 1997.

[7] H. Kook, M. Cha, C. Park, Transport of emerging organic ultraviolet (UV) filters in ceramic membranes: Role of polyethylene (PE) microplastics, Chemosphere 309 (2002). https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136570

[8] J. Frias, P. Sobral, A. Ferreira, Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast, Mar Pollut Bull 60 (2010). https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030

[9] S. Santana-Viera, S. Montesdeoca-Esponda, Z. Sosa-Ferrera, J. Santana-Rodríguez, UV filters and UV stabilisers adsorbed in microplastic debris from beach sand, Mar Pollut Bull 168 (2021). https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112434

[10] A. Tovar-Sánchez, E. Sparaventi, A. Gaudron, A. Rodríguez-Romero, A new approach for the determination of sunscreen levels in seawater by ultraviolet absorption spectrophotometry, PLoS ONE 15 (2020). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243591

Rellenos sanitarios

ÁREA TEMÁTICA 4

Equipos utilizados para la cuantificación de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en sitios de disposición final: una revisión

O4 FCR

Salvador Flores Reyes[1], María del Consuelo Hernández Berriel[1], Amaya Lobo García de Cortazar[2]; María del Consuelo Mañón Salas[1], Fredy Cuellar Robles[1]*

[1] Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149 Tel. (52) 722 087 00.

[2] Universidad de Cantabria, Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente Avenida. de los Castros 44, C.P. 39005, Santander, España.

*E-mail: fcuellarr@toluca.tecnm.mx

Resumen

La mayoría de los estudios de material particulado (PM, siglas en inglés) es en fuentes fijas (industrias) y móviles (transporte) y son contados los realizados en sitios de manejo, aprovechamiento y disposición final de residuos sólidos, aunque también contribuyen a la contaminación atmosférica e impactos negativos a la salud. Para la medición de las PM se han utilizado diferentes equipos y procedimientos no estandarizados; por ello, en el presente trabajo se realizó una revisión de los equipos usados para la cuantificación de PM. Se revisaron 30 artículos publicados de 2015 a 2024 en revistas indizadas, así como el país de origen de la publicación. Entre los equipos de medición destacan los Medidores de Partículas Portátiles (PPM) (50% en artículos), seguido del HVAS con 27%, el Hi-Vol con 13% de aplicaciones y finalmente, el Mini-Vol con un 10%. Los resultados mostraron que la mayoría de las publicaciones provienen de la región de Europa y Asia. Cabe mencionar que, en todos los artículos revisados, los niveles de PM cuantificados superan los límites permisibles establecidos para espacios abiertos, tanto por la Secretaría de Salud de México (70 $\mu g/m^3$, 24 h) como por la Organización Mundial de la Salud (50 $\mu g/m^3$, 24 h); por lo que es importante cuantificar las emisiones de PM tanto en sitios de manejo, aprovechamiento y disposición final, para determinar la calidad del aire dentro y fuera de ellos, así como proyectar los posibles daños a la salud de trabajadores y poblaciones aledañas.

Palabras Clave: Daños a la salud, Material particulado, Sitios de disposición final.

1. Introducción

Los sitios de manejo, aprovechamiento y disposición final son fuentes importantes de emisiones de material particulado (PM, siglas en inglés), metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), nitrógeno (N_2) y oxígeno (O_2), así como Compuestos Orgánicos Volátiles (COVS) [1]. Aunque estos sitios están diseñados para confinar los residuos de forma controlada, diversas actividades operativas como el transporte, la descarga, la compactación y la exposición de los residuos a factores ambientales generan emisiones de contaminantes [2].

Ante este panorama, es fundamental contar con sistemas de monitoreo ambiental que permitan identificar, cuantificar y controlar las emisiones de PM. La selección adecuada de equipos para la medición de material particulado es clave para garantizar la precisión de los datos obtenidos, lo cual influye directamente en la efectividad de las estrategias de control implementadas y en el cumplimiento de las normativas ambientales nacionales e internacionales [3].

Existen múltiples tecnologías para la medición de PM, desde métodos gravimétricos tradicionales hasta sensores en tiempo real y sistemas automáticos de alta resolución, cada uno con distintas características, aplicaciones y niveles de sensibilidad. [4,5]; Sin embargo, en muchos países en desarrollo persiste una limitada capacidad para el monitoreo y control de estas emisiones, debido tanto a la falta de normativas claras como a la ausencia de equipos estandarizados y procedimientos definidos para su medición [6, 7]; por lo que el objetivo de este trabajo fue identificar los equipos utilizados para la cuantificación de PM en sitios de manejo, aprovechamiento y disposición final, con el propósito de conocer y analizar las estrategias actuales de monitoreo y control de las emisiones de contaminantes al ambiente.

2. Metodología experimental

Las etapas requeridas para llevar a cabo esta investigación se describen a continuación.

2.1 Revisión documental

Para la búsqueda de artículos se usaron bases de datos tales como Google Académico, ScienceDirect, Scielo, Springer, Dialnet, Redalyc, ResearchGate y Scopus, que abordaran el tema de la emisión y cuantificación sitios de manejo, aprovechamiento y disposición final. Asimismo, se seleccionaron estudios considerando el periodo de publicación 2015 - 2024 e información en español e inglés.

2.2 Selección de artículos relevantes

Como estrategia se priorizaron artículos científicos que proporcionaran información detallada sobre los equipos empleados en la cuantificación de PM, con énfasis en aquellos que utilizaran metodologías basadas en medidores de alto o bajo flujo (como los muestreadores gravimétricos) y contadores portátiles de partículas (por ejemplo, dispositivos ópticos como el DustTrak DRX o el Aerocet). Además, se consideraron estudios que compararan técnicas de muestreo activo (bajo/alto flujo) con métodos en tiempo real (contadores láser), así como aquellos que analizaran las limitaciones y ventajas de cada equipo.

2.3 Catalogación de estudios y equipos

La catalogación se realizó mediante un enfoque cuantitativo, en el cual se agruparon los equipos empleados para la cuantificación de PM, considerando tanto su principio de operación (gravimétrico, óptico, electrónico) como su rango de detección (PM_{10}, $PM_{2.5}$, partículas ultrafinas). Adicionalmente, se clasificaron los artículos revisados según el tipo de sitio estudiado, lo que permitió identificar patrones en las metodologías de medición asociadas. Asimismo, se incorporó un análisis geográfico de las publicaciones.

3. Resultados y discusión

3.1 Recopilación documental de artículos

La recopilación de documental se basó en una selección rigurosa de artículos indexados en revistas especializadas de alto impacto en el campo de la calidad del aire y efectos a la salud. Entre las principales fuentes consultadas se encuentran: International Journal of Environmental Research and Public Health, Sustainable Cities and Society, Science of The Total Environment, Atmospheric Pollution Research, Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Aerosol and Air Quality Research, Journal of the Air & Waste Management Association, Lung India, entre otras más. De los cuales se encontraron 46 trabajos de investigación en total que mencionaban criterios de contaminación atmosférica.

3.2 Criterios de inclusión y exclusión

De los 46 artículos identificados inicialmente, se descartaron aquellos que no se alineaban con el objetivo de esta investigación, así como aquellos que no contemplaban la

cuantificación de concentraciones de PM como parte central de su estudio. Por el contrario, se incluyeron únicamente aquellos trabajos que reportaban explícitamente la técnica y el equipo utilizados para la medición de PM, además de proporcionar información relevante sobre la eficacia de los equipos, su precisión, cobertura espacial y facilidad de uso. Tras aplicar estos criterios de inclusión y exclusión, se seleccionaron 30 artículos para el análisis detallado.

3.3 Frecuencia y aplicaciones de equipos de muestreo

Como se muestra en la Figura 1a la agrupación de los equipos de medición PM reportados en la literatura analizada se clasificó en cuatro categorías principales: medidores de partículas portátiles (PPM), muestreadores de alto volumen (HVAS), muestreadores HI-VOL y el sistema MINIVOL. Esta clasificación permite identificar las tendencias actuales en el monitoreo de emisiones en SDF, así como valorar los criterios técnicos que influyen en la elección de los equipos. Los PPM fueron los más utilizados, con presencia en el 50% de los estudios revisados, lo que evidencia su creciente popularidad. Estos dispositivos destacan por su versatilidad, facilidad de transporte y capacidad para proporcionar lecturas en tiempo real, lo que los hace especialmente útiles en evaluaciones rápidas, muestreos exploratorios o en sitios de difícil acceso [3,8]. Entre sus principales ventajas se encuentra la posibilidad de generar datos continuos, facilitar la toma de decisiones inmediatas y adaptarse a distintos entornos operativos. Sin embargo, su principal limitación radica en la precisión y confiabilidad de los datos frente a métodos gravimétricos de referencia, además de que algunos modelos presentan sensibilidad variable ante factores ambientales como humedad y temperatura [9,10,11]. En segundo lugar, el HVAS aparece en un 27% de los estudios, siendo comúnmente empleado en investigaciones centradas en la evaluación de riesgos laborales y exposición ocupacional en SDF con alta concentración de polvo [12, 13]. Su principal ventaja es la capacidad de recolectar grandes volúmenes de aire durante periodos prolongados, lo que permite un análisis detallado de la composición química del PM. No obstante, su tamaño, consumo energético y necesidad de una infraestructura estable limitan su portabilidad y dificultan su uso en condiciones de campo poco accesibles [14,15]. El muestreador HI-VOL, con una representación del 13%, continúa siendo ampliamente aceptado como método de referencia para la cuantificación gravimétrica de material particulado, particularmente PM_{10} y $PM_{2.5}$, en condiciones reales [16,17, 18]. Este tipo de muestreador ofrece alta precisión y cumple con estándares regulatorios, lo que lo convierte en una herramienta fundamental para estudios comparativos y validaciones. Sin

embargo, su uso requiere personal capacitado, condiciones ambientales controladas y un mantenimiento riguroso, lo cual puede representar una barrera en contextos con recursos técnicos y económicos limitados. Por último, el MINIVOL, presente en un 10% de los estudios, es un equipo diseñado para campañas de monitoreo prolongadas que requieren portabilidad y bajo consumo energético [8,19,20]. Este tipo de muestreador ha sido valorado positivamente en estudios donde la accesibilidad al sitio o la duración del monitoreo representan retos logísticos importantes [21, 22]. Entre sus ventajas destacan su diseño compacto, facilidad de instalación y operación con baterías recargables. Sin embargo, su capacidad de muestreo es menor en comparación con otros equipos, lo que puede limitar el volumen de muestra recolectado y, en consecuencia, la representatividad de los datos [23,24]. De acuerdo con los resultados El MINIVOL representa una solución intermedia entre portabilidad y calidad de datos. Aunque no alcanza la precisión ni la capacidad del HI-VOL o HVAS, su diseño favorece estudios en contextos donde otros equipos no son viables. Ideal para proyectos con limitaciones de energía o transporte.

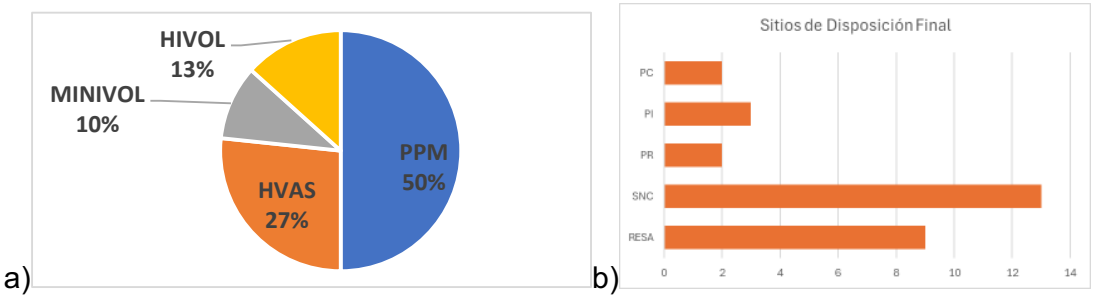


Figura 1. a) Gráfica de los equipos utilizados y b) Ubicaciones donde se han realizado los estudios.

La Figura 1b presenta las ubicaciones donde se han realizado estudios para la cuantificación de PM. La gráfica sugiere que la investigación se ha concentrado principalmente en SNC y RESA, dejando las plantas de incineración, composta y reciclaje con mucha menos atención, es importante considerar los cinco sitios ya que, al ser parte de la gestión de residuos, suelen generar emisiones de MP principalmente PM_{10} y $PM_{2.5}$. En particular, las plantas de incineración generan este tipo de partículas, que frecuentemente contienen metales pesados (como plomo, cadmio, mercurio y arsénico) y compuestos orgánicos volátiles (COVs) por la combustión de estos, los cuales están vinculados con enfermedades respiratorias, cardiovasculares y hasta cáncer en poblaciones expuestas [25,26], así como afectaciones de suelos y cuerpos de agua [27].

Entre los estudios realizados en 17 países en el periodo 2015 y 2024. India es uno de los países que más contribuyó a la publicación de estudios de medición y cuantificación de partículas en SDF (6), seguida de China (3) e Indonesia (3). En contraste, países como Turquía, México, Serbia, Italia, Pakistán, Brasil, España, Irán, Colombia y Taiwán solo publicaron un artículo, la mayoría de las publicaciones se encontraron en la región de Europa y Asia.

4. Conclusiones

Los PPM son útiles en monitoreos exploratorios y rápidos, pero no sustituyen a los métodos gravimétricos en estudios normativos.

El HI-VOL y HVAS siguen siendo estándares en investigación ambiental por su precisión, aunque su uso es más limitado por sus requerimientos técnicos.

El MINIVOL ofrece una alternativa flexible para campañas prolongadas donde la logística es un reto.

5. Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico de Toluca por el uso de sus instalaciones y Al SECIHTI, por la beca proporcionada al primer autor, estudiante del Doctorado en Ciencias Ambientales.

Referencias

[1] J. Herrera, J. Rojas, D. Anchía. Emisiones de gases efecto invernadero y contaminantes criterios derivados de diferentes medidas de mitigación en la gestión de residuos sólidos urbanos del cantón de San José, Costa Rica (2018). http://dx.doi.org/10.15359/rca.52-1.5

[2] A. Abidin, F. Maziya, S. Susetyo , M. Yoneda, Y. Matsui. Exposure particulate matter ($PM_{2.5}$) and health risk assessment on informal workers in landfill site, Indonesia (2023). https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100795

[3] A. Opara, C. Akaolisa, C. Akakuru, A. Nkwoada, F. Ibe, A. Verla, I. Chukwuemeka. Particulate matter exposure and non-cancerous inhalation health risk assessment of major dumpsites of Owerri metropolis, Nigeria (2021). https://doi.org/10.5620/eaht.2021025

[4] M. Kermani, M. Farzadkia, R. Kalantari, Z. Bahmani. Fine particulate matter (PM2.5) in a compost facility: heavy metal contaminations and health risk assessment, Tehran, Iran (2018). https://doi.org/10.1007/s11356-018-1625-y

[5] S. Kumar, H. Dhar, V. Nair, A. Rena, J. Govani, S. Arya, J. Bhattacharya, A. Vaidya, A. Akolkar. Environmental quality monitoring and impact assessment of solid waste dumpsites in high altitude sub-tropical regions (2019). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109681

[6] World Health Organization (WHO) Contaminación del aire ambiente (exterior) y salud (2024). https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

[7] T. Pekdogan, H. Yildizhan, A. Ameen. Unveiling the Air Quality Impacts of Municipal Solid Waste Disposal: An Integrative Study of On-Site Measurements and Community Perceptions (2024). https://doi.org/10.3390/atmos15040410

[8] B. Ramadan, M. Budihardjo, Syafrudin, H. Huboyo, S. Sari. Analysis of particulate matter (PM_{10} and $PM_{2.5}$) emissions from Jatibarang landfill: implications for air quality and health (2024). doi:10.1088/1755-1315/1477/1/012033

[9] C. Odera. Environmental Impact of Solid Waste Generation on Air Quality in Ebonyi State, Nigeria (2024). https://doi.org/10.3923/asb.2024.351.360

[10] I. Odnevall, M. Brookman-Amissah, F. Stábile, M. Ekvall, G. Herting, M. Vargas, M. Messing, J. Sturve, L. Hansson, C. Isaxon, J. Rissler. Characterization and Toxic Potency of Airborne Particles Formed upon Waste from Electrical and Electronic Equipment Waste Recycling: A Case Study (2024). https://doi.org/10.1021/acsenvironau.3c00034

[11] L. Kwarteng, A. Devasurendra, Z. Laskaris, J. Arko-Mensah, A. Amoabeng, S. Takyi, A. Acquah, D. Dwomoh, N. Basu, T. Robins, J. Fobil, S. Batterman. Occupational Exposures to Particulate Matter and $PM_{2.5}$-associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons at the Agbogbloshie Waste Recycling Site in Ghana (2023). doi: 10.1016/j.envint.2021.106971

[12] M. Jawwad, R. Murti, N. Citrasari. Analisis dan Model Dispersi Emisi Udara di TPA Klotok, Kediri (2023). DOI 10.1088/1755-1315/1454/1/012026

[13] M. Vargas, A. Espinosa, J. Cerón, A. de la Rosa, E. Amaro. Análisis de riesgo para metales pesados en partículas PM10 en dos sitios de Campeche (2023). https://revistas.ujat.mx/index.php/jobs/article/view/6135

[14] X. Wang, H. Firouzkouhi, J. Chow, J. Watson, W. Carter, A. De Vos. Characterization of gas and particle emissions from open burning of household solid waste from South Africa (2023). https://doi.org/10.5194/acp-23-8921-2023

[15] R. Arya, S. Ahlawat, L. Yadav, R. Jangirh, A. Mondal, S. Sharma, B. Ram Gurjar, E. Nemitz, T. Mandal. Particle Size Distribution from Municipal Solid Waste Burning over National Capital Territory, India (2022). https://doi.org/10.3390/ecas2022-12813

[16] K. Cheng, J. Li, Y. Wang, W. Ji, Y. Cao. Characterization and Risk Assessment of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons From Open Burning of Municipal Solid Waste (2022). doi: 10.3389/fenvs.2022.861770

[17] W. Liu, B. Zhao, Q. Feng, Z. Zhou, J. Lu. Synergistic Effect of Multi-field Force on Condensable Particulate Matter Properties and Behavior in Flue Gas: A Case Study in a Municipal Solid Waste Incineration Plant (2022). https://doi.org/10.4209/aaqr.220217

[18] U. Marceta, B. Vujic, J. Vukovic. Atmospheric dispersion of resuspended dust from landfill a modeling approach (2022).

[19] E. Pascale, E. Franchitti, N. Zanchi, E. Anedda, S. Bonetta, D. Traversi. Size-Fractionated PM10 and Bioaerosol Indicator Development by Different Methods in Composting Plants for Risk Assessment (2022). doi: 10.3389/fenvs.2022.777598

[20] A. Peter y S. Nagendra. Dynamics of PM2.5 pollution in the vicinity of the old municipal solid waste dumpsite (2021). https://doi.org/10.1007/s10661-021-09052-8

[21] S. Raza, S. Hafeez, Z. Ali, Z. Nasir, M. Butt, I. Saleem, J. Wu, Z. Chen, Y. Xu. An Assessment of Air Quality within Facilities of Municipal Solid Waste Management (MSWM) Sites in Lahore, Pakistan (2021). https://doi.org/10.3390/pr9091604

[22] S. Sarpong, R. Donkoh, J. Kan-saambayelle Konnuba, C. Ohene-Agyei, Y. Lee. Analysis of PM2.5, PM10, and Total Suspended Particle Exposure in the Tema Metropolitan Area of Ghana (2021). https://doi.org/10.3390/atmos12060700

[23] P. Krecla, C. de Limaa, T. Dal Boscob, A. Targinoa, E. Hashimotoa, G. Oukawab. Open waste burning causes fast and Sharp changes in particulate concentrations in peripheral neighborhoods (2020). https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142736

[24] L. Negral, B. Suarez-Peña, E. Zapico, Y. Fernández-Nava, L. Megido, J. Moreno, E. Marañón, L. Castrillón. Anthropogenic and meteorological influences on PM10 metal/semimetal concentrations: Implications for human health (2020). https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125347

[25] R. Agarwal, K. Shukla, S. Kumar, S. Aggarwal, K. Kawamura. Chemical Composition of Waste Burning Organic Aerosols at Landfill and Urban Sites in Delhi (2019). https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.12.004

[26] C. Gangwara, R. Choudharic, A. Chauhana, A. Kumara, A. Singha, A. Tripathia. Assessment of air pollution caused by illegal e-waste burning to evaluate the human health risk (2019). https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.051

[27] A. Peter, S. Nagendra, I. Nambi. Comprehensive analysis of inhalable toxic particulate emissions from an old municipal solid waste dumpsite and neighborhood health risks (2018). https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.03.006

Análisis y digitalización de las rutas de barrido en Orizaba, Ver.

O4 GIGL

Sonia González Márquez[1], Abigail Zamora Hernández[1], Raymundo Tequihuatle Zopiyactle[2], Gloria Inés González López[2]*

[1] Universidad Veracruzana, Región Veracruz. Facultad de Ingeniería Informática. Blvd. Adolfo Ruíz Cortines 475, C.P. 94294, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, México.

[2] Universidad Veracruzana, Región Orizaba-Córdoba. Facultad de Ciencias Químicas. Calle Oriente 6 N° 1009, C.P. 94340, Col. Rafael Alvarado, Orizaba, Veracruz, México.

*E-mail: glorgonzalez@uv.mx

Resumen

El objetivo de este trabajo fue dar seguimiento a las rutas de barrido manual en la ciudad de Orizaba, con la finalidad de conocer cómo operan. Se hicieron recorridos en campo y se trazaron las rutas de forma digital. Se entrevistó al personal para conocer sus condiciones operativas y los diferentes factores de su labor.

Los resultados muestran que se cuenta con 30 rutas en el turno matutino y 11 en el vespertino; la zona centro se atiende de lunes a domingo en ambos turnos. Se llevan a cabo operativos especiales sin ruta fija, cubriendo zonas del norte y sur de la ciudad. El número de trabajadores promedio es de 17 en el centro y 24 en la zona norte/sur, turno matutino. Por su parte, en el vespertino laboran 13 en el centro e igual número en los operativos especiales. La ruta con menor longitud es de 2.28 km y de 12.06 km la mayor. El indicador de cobertura arroja que se barre el 86.4% de las vías pavimentadas.

El análisis de las rutas indica que los factores que inciden en la eficiencia del barrido son: 1) Los cambios del clima. 2) Los eventos extraordinarios como: desfiles, conciertos, temporada vacacional, etc. 3) La recolección incompleta, presencia de animales muertos, la labor de los pepenadores y el almacenamiento inadecuado. 4) Existe un desequilibrio en la frecuencia de las zonas atendidas. 5) El elemento humano: diferentes criterios de los barrenderos y de los supervisores en el trabajo.

Palabras Clave: barrenderos, indicadores, limpia pública, residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

Se estima que en México se generan diariamente 120,128 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU), de los cuales en promedio se recolecta el 84%. El nivel de recolección más

bajo se registra en la zona sur del país, donde sólo alcanza el 69%. En el Estado de Veracruz se calcula que la generación de RSU es aproximadamente de 7,813 t/día [1].

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), define a los RSU como los generados en las casas-habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos. El manejo de los RSU es una actividad cuya responsabilidad es de orden municipal, conforme a la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos y la Ley de residuos [2, 3].

Los RSU que permanecen en la vía pública son un problema para la población y las autoridades, debido a que pueden ser fuente de contaminación y alteran la estética del sitio. Una solución es el barrido manual y/o mecánico en calles principales, parques y zonas con alta concentración de habitantes, cuyo objetivo es la eliminación de residuos visibles como: papel, cartón, plásticos, latas, pañales desechables, etc. Además, juega un papel muy importante en temporadas de lluvias removiendo los desechos en alcantarillas, evitando inundaciones.

En este trabajo se analizó la operación y la organización del sistema de barrido manual de la ciudad de Orizaba, Veracruz, durante el periodo 2020-2024. Con base en los resultados se hicieron algunas propuestas. La ciudad es uno de los pueblos mágicos más visitados, lo cual trae consigo gran afluencia de turistas, y eventos continuos en sitios públicos que se deben mantener limpios.

2. Metodología experimental

En este apartado se describen las etapas que se desarrollaron en el trabajo, con la finalidad de conocer, estudiar y analizar el sistema de barrido, además de digitalizar las rutas actuales.

2.1 Datos del municipio de Orizaba, Ver.

Conocer algunos antecedentes relevantes que afectan el sistema de barrido y factores que inciden en el trabajo, como las variaciones climáticas, las actividades de los habitantes, las fiestas y eventos que se realizan en la ciudad.

2.2 Recorridos en campo

Se monitoreó a los trabajadores del sistema de barrido para averiguar el diseño de las rutas, de dónde a dónde abarcan, los lugares que atienden, etc. Se llevó a cabo en los turnos que se laboran: matutino y vespertino.

2.3 Aplicación de encuestas a los trabajadores del sistema de barrido

El objetivo de este instrumento fue obtener información sobre aspectos operativos.

2.4 Indicadores de eficiencia

Con ayuda de los indicadores se pudieron obtener los resultados del servicio de barrido en términos de cobertura y eficiencia para el municipio de Orizaba. ELl porcentaje de cobertura de barrido manual y el total de empleados se calcularon con las ecuaciones 1 y 2.

$$Cbman = (Ltvpb/Ltvp)*100\% \quad (1)$$

$$Esb = (Etb/Ha)*100 \quad (2)$$

Donde:

Cbman	Porcentaje de cobertura de barrido manual
Ltvpb	Longitud en km de las vías pavimentadas barridas
Ltvp	Longitud total en km de vías pavimentadas
Esb	Eficiencia del servicio de barrido
Etb	Total de empleados en servicio de barrido
Ha	Habitantes atendidos

2.5 Análisis y propuestas.

Se hicieron tomando en cuenta las necesidades y objetivos de limpieza de la ciudad. Estuvieron enfocadas en cubrir deficiencias o carencias detectadas en el sistema de barrido.

3. Resultados y discusión.

3.1 Datos del municipio de Orizaba, Ver.

Se localiza en la zona centro del Estado de Veracruz. El clima predominante es cálido húmedo y subhúmedo, la temperatura promedio alcanza los 21°C. La precipitación pluvial

media anual es de 1,800 mm, siendo la temporada de lluvias más importante durante los meses de junio a septiembre. El tipo de recubrimiento que predomina en las vialidades del municipio es el concreto, seguidas por las de asfalto, con un total de 284 km. La población total de Orizaba en 2020 era de 123,182 habitantes [4].

3.2 Recorridos en campo

La Coordinación de Limpia Pública del municipio de Orizaba divide el servicio de barrido en tres zonas: norte, centro y sur. No obstante, solo la centro cuenta con un segundo turno para cubrir las necesidades de los transeúntes, con 11 rutas. Se registraron un total de 28 rutas para el turno de la mañana. Las zonas Norte y Sur trabajan en conjunto en días alternados (cada tercer día), esto para reducir los tiempos de traslado entre zonas y disminuir los costos asociados; su horario es de 6 a 14 h. Todas se digitalizaron empleando el sistema de información geográfica (SIG) Google Earth, que permite diferenciarlas con colores distintos, y trazar los recorridos por las calles de manera fácil y precisa (Figura 1).

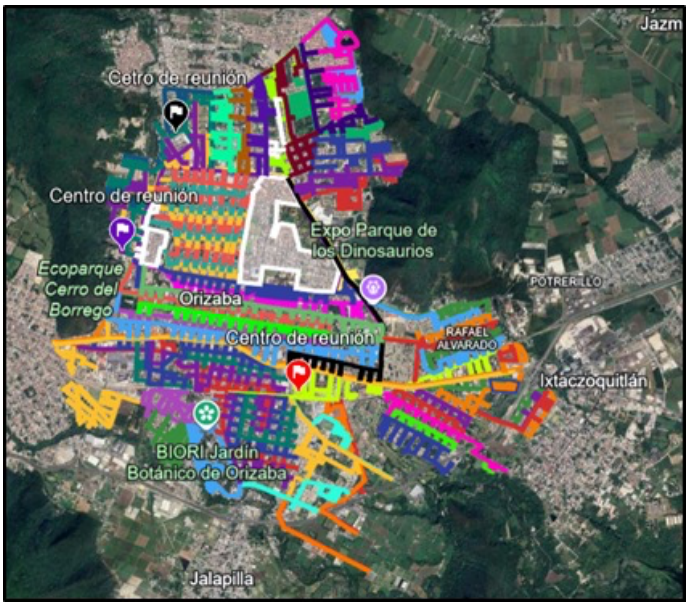


Figura 1. Rutas de barrido en las tres zonas de la ciudad de Orizaba.

En la Tabla 1 se muestra un concentrado del trabajo de barrido en el municipio, los días atendidos, el número de personal y las rutas por turno. Cabe hacer notar, que los horarios del turno matutino son distintos en función de la zona atendida, los trabajadores de la zona centro inician actividades a las 4 am.

Tabla 1. Detalles de la organización del servicio de barrido.

Turno	Horario (h)	Zona	Días	No. empleados	No. rutas
Matutino	06 -14	Norte	Lunes, miércoles y viernes	20 a 24	6
Matutino	04 - 12	Centro	Lunes a domingo	15 a 17	11
Matutino	06 - 14	Sur	Martes, jueves y sábado	20 a 24	11
Vespertino	13 - 21	Centro	Lunes a domingo	11 a 13	10

3.3 Respuestas de las encuestas

En promedio el 70% del barrido se efectúa en zonas con tráfico intenso, lo que retarda el avance y la eficiencia. Respecto al uso del equipo de protección personal (EPP), dos terceras partes de los trabajadores dijeron que lo empleaba (Figura 2). Los que a veces lo utilizaban era porque se les olvidaba, tal es el caso de los guantes, chalecos o palos para barrer. Varios mencionaron que no se acomodan con su equipo, es estorboso o en el caso de los guantes desgasta rápidamente las huellas dactilares, por lo que mejor ocupan recogedores.

Un aspecto relevante atañe a los accidentes laborales, donde tan solo un 15% del personal contestó de manera afirmativa. Los más comunes fueron: cortaduras con vidrios u objetos afilados pequeños y medianos al manipularse de forma incorrecta o por falta de visibilidad por las mañanas. Así mismo, mencionaron caídas y resbalones en temporadas de lluvias e incluso pequeños atropellos de automóviles que no pasan a mayores.

Se cuestionó sobre el uniforme y equipo que les proporciona el empleador. El 83% dijeron que lo recibe, contra el 6% que asegura lo contrario. Esto se debe a que son de nuevo ingreso y no les han podido asignar un equipo adecuado o solo cubren a un barrendero uno o dos días. Se muestra la respuesta a una pregunta decisiva en la eficiencia del barrido, pues aborda la percepción del trabajador respecto a su labor. Más de la mitad considera que sí es importante, dado que el aumento exponencial de visitantes al municipio lo amerita, debido a sus atractivos turísticos como pueblo mágico (Figura 3). El 29% comentó que no es tan crucial este servicio, porque debería ser una labor y un valor de todos los ciudadanos mantener sus calles limpias, además de una obligación de los turistas.

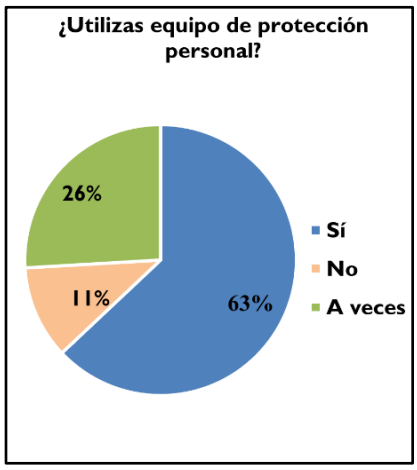


Figura 2. Uso del equipo de protección personal

Figura 3. Importancia del trabajo de barrido

3.4 Indicadores de eficiencia

Acorde con las fórmulas, se obtuvieron los siguientes:

El porcentaje de cobertura de barrido manual es:

Cbman = (235.28/272.43) *100% = 86.36%

El rango aceptable según el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), para la cobertura es de 85 a 100%. Los km totales pavimentados se obtuvieron de [4].

La eficiencia del servicio dio como resultado:

Esb = (67/123182)*100 = 0.054

Respecto a la relación barredor/1000 habitantes, la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), establece que el valor óptimo es de 0.5 – 0.4, entonces bastaría con 61.5 trabajadores para las necesidades de la ciudad. El número de habitantes también fue tomado de [4].

3.5 Análisis y propuestas

- Rediseñar las rutas que lo requieran.

Después de ver las longitudes tan largas del turno matutino, es importante un rediseño de rutas para equilibrarlas adecuadamente y que no exista sobrecarga de trabajo. Se incluye un ejemplo.

Oriente 9 (color morado) y Madero (color rojo) (Figura 4A).

Ambas tienen una longitud menor a 3 km, por lo que se plantea ampliar su cobertura. La ruta Madero puede incluir dos calles hacia el sur; después el trabajador se desplazaría hacia el puente ubicado en Poniente 9, entre Sur 4 y Calle Madero; posteriormente bajaría a la zona del río para verificar que no haya residuos solo en el área inmediata al puente. También atendería la Calle Sur 3, avanzando hacia el hospital Covadonga, sitio transitado y con almacenamientos temporales, que pocas veces se vacían. Finalmente, continuar con la ruta ya establecida hacia Sur 2.

Figura 4A. Rutas de la zona centro duplicadas, turno vespertino

Figura 4B. Rutas propuestas en zona centro, turno vespertino

Sobre la ruta en color morado, se agregaría atender la parte trasera de la Iglesia la Catedral, espacio muy reducido y donde hay varios almacenamientos temporales que se llenan rápidamente por la cantidad de gente que circula en esa zona. En la Figura 4B, se muestra la ampliación de ambas rutas.

La longitud de la ruta Madero es de 2.28 km (color rojo). Mientras que la de Oriente 9 (color morado) es de 2.77 km. En la propuesta aumentarían a 4.04 km y a 5.01, respectivamente. En términos simples casi se duplicarían. Todo esto teniendo en cuenta el tránsito peatonal y el vial, además de los factores climatológicos, entre otros.

- Colocar los almacenamientos temporales de forma estratégica.

Actualmente, varios de éstos se han dado de baja por ruptura o desgaste del mecanismo de fijación, por lo que es necesario hacer un estudio y consultar a los barrenderos donde serían los puntos óptimos para ubicarlos. Dado que puede ser un factor importante en la reducción de residuos en las vías públicas, no solo en el Centro Histórico, sino paraderos de autobuses o en las calles principales de las colonias que usualmente estén más sucias.

- Concientizar sobre el uso del EPP.

Dialogar con los trabajadores sobre la importancia que tiene utilizar su EPP, para que no exista la oportunidad de un accidente laboral.

- Impartir pláticas sobre la importancia que tiene el barrido. Se dirigirían a la población, jefes de manzana, comerciantes, principalmente.

3.6 Hallazgos

Disparidad de longitud de rutas.

Existe diferencia de longitud en varias rutas, algunos trabajadores solo barren un kilómetro, mientras otros hacen más de ocho, teniendo sobrecarga, especialmente cuando los factores climatológicos son adversos, por ejemplo, las suradas. También, después de eventos recreativos, fines de semana, en las vacaciones o puentes, que es cuando aumenta considerablemente el número de personas en las zonas.

Aplicación del reglamento.

De acuerdo con lo establecido en el reglamento de Limpia Pública, se menciona que los propietarios tienen la obligación de mantener limpias y barridas las banquetas hasta la parte media de la calle. No se está aplicando adecuadamente el reglamento, haciendo que los habitantes del municipio estén acostumbrados a que los barrenderos limpien toda la banqueta. De igual manera, se delega en la cuadrilla especial “Hormigas” la maleza que obstruye las vías públicas y el retiro de escombro en diversos puntos de la ciudad, especialmente cerca de terrenos baldíos.

Con base en las observaciones efectuadas durante los recorridos, en la información que proporcionaron los trabajadores y en la medición de las rutas actuales, es evidente que se requiere un rediseño. Hay calles sobre atendidas, que generan un gasto económico innecesario.

4. Conclusiones

Los recorridos en campo permitieron visualizar los tramos de calles que barre el personal, lo que facilitó su posterior digitalización. Así como también los diversos factores climatológicos que se presentan durante su jornada, el estado de las calles, entre otros.

La existencia de grandes diferencias en la longitud de las rutas de barrido de ambos turnos se evidenció durante el trazado con el software Google Earth.

Las rutas y cambios propuestos se enfocaron en atender zonas que no se cubren y se han reportado como “sucias”. De igual manera, se sugirió reducir la frecuencia de las rutas sobre atendidas.

El cálculo de los indicadores cobertura y eficiencia se pudo realizar gracias a la información recabada en las entrevistas del personal. Aunque los resultados demuestran que se encuentran dentro del rango internacional aceptado, las sugerencias y propuestas aquí presentadas, se harán llegar al departamento de limpia pública de Orizaba, para su consideración y puesta en marcha,

5. Referencias

[1] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral De Los Residuos. (2020). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf

[2] Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (1999). Diario Oficial de la Federación.

[3] Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA). Diario Oficial de la Federación, Última reforma publicada 08-05-2023.

[4] Gaceta Oficial Gobierno del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave (6 de enero 2022). Secretaría de Desarrollo Social. Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Orizaba, Ver. 2022-2025.

Análisis de la generación y composición de residuos sólidos urbanos en Tlaxco, Puebla

O4 GIOG

Guadalupe Itzayana Olivares Guadarrama[1]*, Rosa María Espinosa Valdemar [1], Juan Carlos Álvarez Zeferino[1], Juan Neri Licona[2], Milthon Yair Solís Fuentes[2], Arely Areanely Cruz Salas[1], Perla Xochitl Sotelo Navarro[1], Mydory Oyuky Nakasima López[3]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco-Departamento de energía, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario C.P. 02128, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX.

[2]Ayuntamiento de Tlaxco 2024-2027, Palacio Municipal sin número, Tlaxco, Puebla.

[3]Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad #14418, Parque Industrial Tijuana, C. P. 22390, Tijuana, Baja California.

*E-mail: al2242800220@azc.uam.mx

Resumen

El municipio de Tlaxco, Puebla enfrenta retos importantes en la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU), principalmente por la falta de infraestructura y educación ambiental. Este estudio tuvo como objetivo analizar la generación y composición de los RSU. La generación de RSU se evaluó durante una semana en cinco localidades del municipio, posteriormente se hicieron tres estudios de composición y determinación del peso volumétrico en diferentes rutas. La generación per cápita promedio fue de 1.19 kg/hab/día, la cabecera municipal presentó la mayor generación (2.27 kg/hab/día) y El Álamo la menor (0.51 kg/hab/día). Los residuos orgánicos representaron el 29.8 % en la cabecera, mientras que en otras localidades está fracción fue menor al 10 %. Los residuos sanitarios fueron la fracción predominante en Cuaxtla, Chipotla y El Álamo, alcanzando un 44.9 %. El peso volumétrico promedio fue de 92.3 kg/m^3, por debajo del promedio nacional (140.4 kg/m^3), indicando una alta proporción de materiales ligeros. Estos resultados son útiles para diseñar un sistema de gestión integral que incluya la separación en la fuente, el aprovechamiento de residuos orgánicos mediante composteo o lombricomposteo y la reducción de disposición final en tiraderos a cielo abierto.

Palabras Clave: Alimentos, aprovechamiento, residuos agrícolas, pañales, peso volumétrico.

1. Introducción

La gestión de los residuos sólidos urbanos en México constituye uno de los principales retos ambientales y de salud pública de la actualidad. Según el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos [1], en nuestro país se generan diariamente aproximadamente 120,128 toneladas de RSU, de las cuales apenas el 84 % es recolectado, destinándose la mayor parte a rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto. En este contexto nacional, el estado de Puebla se posiciona como el sexto generador de residuos a nivel federal, aportando el 4.98 % del volumen diario reportado [1].

El municipio de Tlaxco, situado en el norte del estado de Puebla, presenta un entorno predominantemente rural y una población de 4,273 habitantes [2], distribuidos en 21 localidades. El municipio de Tlaxco, Puebla, enfrenta desafíos significativos en la gestión de sus RSU. La falta de infraestructura adecuada y programas de educación ambiental ha llevado a la acumulación de residuos en sitios de disposición final, esta problemática se traduce en impactos ambientales negativos, pérdidas de recursos aprovechables, entre otros. Ante esta situación, el presente trabajo tiene como objetivo analizar la generación y composición de dichos residuos para sentar la bases y estrategias de mejora en su manejo.

2. Metodología experimental

El estudio se realizó del 29 de marzo al 4 de abril de 2025, abarcando las principales localidades del municipio: Tlaxco (cabecera municipal), Acalman, Dos Caminos, Atlalpan, La Victoria, Chipotla, Cuaxtla, El Álamo. La metodología se dividió en dos etapas principales.

2.1 Estudio de generación

El procedimiento consistió en la recolección directa de los residuos en las localidades (Tabla 1), acompañando al vehículo recolector hasta su llegada al sitio de disposición final. Una vez allí, se realizó el pesaje de los residuos depositados, diferenciando las bolsas de cada localidad, como se muestra en la Figura 1. La generación per cápita se calculó considerando la población reportada por el INEGI [2].

2.2 Estudio de composición

Se llevaron a cabo tres estudios de composición en el sitio de disposición final (véase Figura 2). Para cada estudio, se recolectaron residuos correspondientes a distintas rutas,

organizadas por día: lunes 31 de marzo - Tlaxco; martes 1 de abril - Acalman, Dos Caminos, La Victoria, Atlalpan; viernes 4 de abril - El Álamo, Cuaxtla, Chipotla.

Tabla 1. Rutas y días de recolección en Tlaxco, Puebla.

Día	Localidades	Actividad
Lunes	Tlaxco (cabecera municipal)	Recolección domiciliaria y pesaje
Martes	Acalman, Dos Caminos, La Victoria, Atlalpan	Recolección domiciliaria y pesaje
Miércoles	Tlaxco (cabecera municipal)	Recolección domiciliaria y pesaje
Jueves	-	Descanso (no hubo recolección)
Viernes	El Álamo, Cerro Pelón, Cuaxtla, Chipotla	Recolección domiciliaria y pesaje
Sábado	Tlaxco (cabecera municipal)	Recolección domiciliaria y pesaje
Domingo	Tlaxco (actividades de barrido y limpieza urbana)	Actividad de barrido

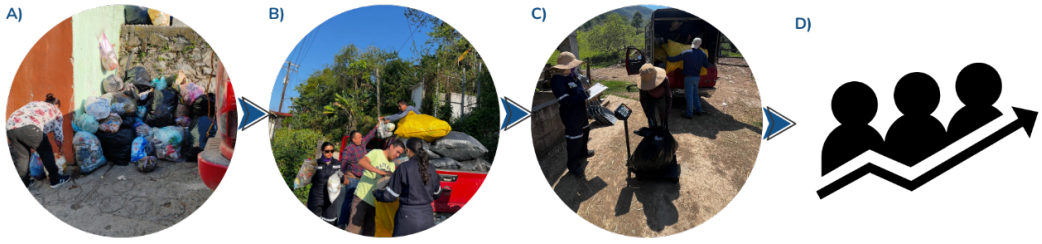


Figura 1. Metodología estudio de generación. A) Recolección de residuos en puntos específicos, B) Recolección casa por casa, C) Pesaje de residuos en el sitio de disposición final, D) Cálculo de la generación

Figura 2. Metodología estudio de composición.

Durante cada jornada de muestreo (lunes, martes y viernes) se obtuvo una muestra representativa de aproximadamente 30 kg por ruta mediante el método de cuarteo (NMX-AA-015-1985) [3], que consistió en dividir la muestra total en cuatro partes iguales, eliminar dos porciones opuestas en diagonal, mezclar las dos restantes y repetir hasta obtener la masa objetivo.

El peso volumétrico “in situ” se calculó conforme a la norma NMX-AA-019-1985 [4], utilizando los residuos procedentes de los cuadrantes eliminados durante el cuarteo. Estos

residuos se depositaron sin compactar en un tambo de plástico de 200 L, se pesó el contenido neto (masa bruta menos tara), se dejó caer el tambor tres veces para asentar el material y se midió la altura ocupada. Con estos datos se calculó la densidad mediante la ecuación 1.

$$P_v = \frac{P}{V} \qquad (1)$$

Donde P_v es el peso volumétrico (kg/m^3), P la masa neta (kg) y V el volumen del tambo (m^3), según la norma NMX-AA-019-1985 [4].

La selección y cuantificación de los subproductos se llevó a cabo mediante una adaptación de la norma NMX-AA-022-1985 [5], la muestra representativa fue clasificada manualmente en distintas categorías (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de los residuos.

Clasificación	Categorías
Residuos orgánicos	Restos de alimentos, residuos agrícolas, residuos de animales, residuos de jardinería
Residuos inorgánicos	Reciclables, no reciclables
Residuos sanitarios	Desechables y de higiene personal
Otros residuos	Madera, electrónicos, residuos semifino

3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados de la generación y composición de los RSU.

3.1 Estudio de generación

Durante la semana de muestreo, la masa total de los residuos recolectados en el municipio ascendió a 5,085.38 kg, con un promedio diario de 726.48 kg. La Tabla 3 resume la generación total por localidad y los cálculos per cápita para aquellas con datos poblacionales disponibles en el INEGI [2].

Se destaca la cabecera municipal con una generación estimada de 2.27 kg/hab/día, una cifra considerablemente elevada en comparación con el promedio nacional de 0.944 kg/hab/día [1]. Una de las causas identificadas para esta elevada generación es la alta proporción de residuos orgánicos, que presentan mayor peso específico y contenido de humedad.

Además, la ausencia de prácticas de separación en el origen, impiden el tratamiento o valorización de los residuos. A estos factores se suman cambios en las prácticas culturales

de consumo, en la cabecera municipal, a diferencia del resto de las localidades, se ha visto un incremento en el número de establecimientos comerciales, especialmente de giro alimenticio. Finalmente, la ubicación geográfica de la cabecera municipal, asentada en una zona con considerables inclinaciones, representa una barrera física para implementar sistemas de aprovechamiento de residuos orgánicos, como lo han realizado otras de las localidades.

Tabla 3. Generación por localidad.

Localidad	Generación por localidad (kg)	Población (hab)	Generación per cápita (kg/hab/día)
Tlaxco (cabecera municipal)	2,823.34	1,244	2.27
Acalman	394.46	655	0.6
Dos Caminos	352.58	No disponible	No disponible
La Victoria	61.20	No disponible	No disponible
Atlalpan	431.40	372	1.16
Cuaxtla	484.10	499	0.97
Chipotla	176.32	No disponible	No disponible
El Álamo	361.98	707	0.51
Total	5,085.38	4273	1.19

3.2 Estudio de composición

Las tres rutas de muestreo revelaron diferencias claras en el peso volumétrico de los residuos. La ruta de Tlaxco presentó un valor medio de 92.3 kg/m^3 (intervalo 82.2-100.1 kg/m^3) con baja variabilidad (desviación estándar =9.17 kg/m^3). La ruta de Acalman, Dos Caminos, Atlalpan y La Victoria presentó un promedio muy similar, de 89.7 kg/m^3 (80.1-95.1 kg/m^3) y dispersión moderada (desviación estándar=8.38 kg/m^3). En contraste, la ruta de Chipotla, Cuaxtla y El Álamo exhibió un peso volumétrico promedio más alto (100.2 kg/m^3) pero con gran heterogeneidad (37.7-146.2 kg/m^3; desviación estándar=56.1 kg/m^3), indicando una composición de residuos mucho más irregular. Al comparar estos valores con el peso volumétrico promedio de los RSU en México de 140.447 kg/m^3 [1], se observa que los resultados obtenidos en las tres rutas de recolección analizadas se encuentran consistentemente por debajo de esta referencia nacional.

El análisis comparativo entre las diferentes comunidades (Figura 3) revela que la cabecera municipal de Tlaxco presenta una mayor proporción de residuos orgánicos (29.8 %), principalmente restos de alimentos, esto debido a que existe mayor acceso a alimentos procesados y comercios formales (recauderías, locales de comida), que generan más desperdicios de comida empaquetada y restos de preparación.

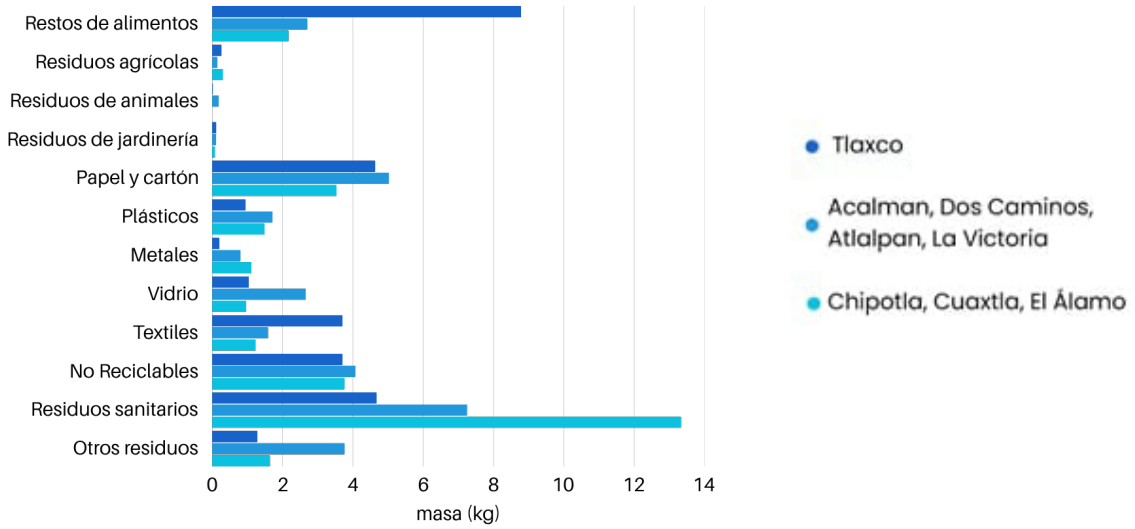


Figura 3. Composición de residuos por localidades.

Por otro lado, las comunidades de Acalman, Dos Caminos, Atlalpan y La Victoria muestran una composición más equilibrada, donde destacan los residuos sanitarios (24.1 %), seguidos por papel y cartón (16.7 %) y materiales no reciclables (13.6 %). En contraste, las localidades de Chipotla, Cuaxtla y El Álamo presentan un perfil diferente, con predominio de residuos sanitarios, los cuales representan el 44.9 % del total recolectado.

De acuerdo con la Norma Ambiental del Distrito Federal, NADF-024-AMBT-2013, estos residuos incluyen materiales desechados tras su uso en la higiene personal o en la atención médica de personas o animales, así como los que por sus características limiten su aprovechamiento o representan un riesgo ambiental [6]. En particular, los pañales desechables destacan como el componente más significativo dentro de esta fracción, representando el 37.52 % del total de residuos recolectados. Esta proporción se explica por su volumen y pesos específicos, derivados de su composición basada en celulosa, polímeros absorbentes y capas plásticas. Si bien no se cuenta con datos estadísticos oficiales sobre la cantidad de infantes en estas localidades, la considerable proporción de residuos de pañales permite plantear la hipótesis de que existe una mayor presencia de esta población.

La Figura 4 muestra algunos de los subproductos con mayor proporción, destacando: a) residuos de alimentos, b) papel y cartón y c) residuos sanitarios (pañales). Estos estudios revelan composiciones diferenciadas en la generación de RSU, las cuales pueden contrastarse con los datos del Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos

[1]. A nivel nacional, dicho diagnóstico establece que los residuos orgánicos representan aproximadamente el 46.42 % del total de los RSU.

Figura 4. Subproductos: A) residuos de alimentos, B) papel y cartón, C) residuos sanitarios (pañales).

4. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, se evidencian oportunidades claras de mejora en el manejo de residuos sólidos urbanos, las cuales deben abordarse mediante un enfoque integral y participativo. Es prioritario fortalecer la infraestructura municipal con la implementación de programas de separación en origen, reciclaje y compostaje o lombricompostaje, lo cual permitiría reducir la alta proporción de residuos que actualmente son dispuestos de forma inadecuada.

El estudio de generación revela que la mayor carga de RSU proviene de la cabecera municipal (2.27 kg/hab/día), esta cifra elevada puede explicarse por diversos factores, entre ellos la acumulación de residuos sin separación previa, la alta proporción de residuos orgánicos con elevado contenido de humedad, así como por las barreras físicas y geográficas que dificultan el aprovechamiento de los residuos en esta localidad. En contraste, localidades como Chipotla, Cuaxtla y El Álamo exhiben una predominancia de residuos sanitarios, particularmente pañales desechables (37.52 %), lo cual sugiere una posible mayor presencia de población infantil.

Los pesos volumétricos encontrados en todas las rutas de recolección están por debajo del promedio nacional, lo cual es congruente por la predominancia de materiales ligeros (papel, cartón, plásticos, textiles) y potencial para estrategias de valorización.

En este sentido, se hace necesario el diseño de estrategias diferenciadas por localidad, que consideren las características particulares de cada comunidad, tanto en términos de generación como de composición de residuos. El estudio destaca la importancia de contar con información localizada y actualizada para planificar políticas públicas eficaces en materia de gestión de residuos.

5. Agradecimientos

Se agradece la colaboración del Ayuntamiento de Tlaxco 2024-2027, Puebla, por el apoyo logístico y de seguridad, al presidente municipal el C.P. Juan Neri Licona, así como al Regidor de Ecología, Ganadería, Agricultura y Turismo el C. Milthon Yair Solis Fuentes y al personal de recolección por su colaboración durante el estudio de campo Raúl Torres Cortéz, Noe Alvarado y Raúl Franco López. Asimismo, se extiende un agradecimiento especial al Dr. Juan Carlos Álvarez Zeferino por su valiosa guía académica, así como por las gestiones realizadas para facilitar el transporte y el acceso al sitio de estudio.

6. Referencias

[1] SEMARNAT, Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, México, 2020. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/555093/DiagnosticoBasicoGestionIntegralResiduosF.pdf

[2] INEGI, Censo de Población y Vivienda 2020. Tlaxco, Puebla, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México, 2020. https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/default.aspx#collapse-Resumen

[3] SECOFI, Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos municipales – Métodos de muestreo de generación y selección de muestra representativa, Diario Oficial de la Federación, México, 1985.

[4] SECOFI, Norma Mexicana NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos municipales – Determinación de peso volumétrico in situ, Diario Oficial de la Federación, México, 1985.

[5] SECOFI, Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos municipales – Selección y cuantificación de subproductos, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, México, 1985. Disponible en: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf

[6] GDF-SEDEMA. (2013). Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-024-AMBT-2013. Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México.

Enfoque en la Disposición de Residuos Sólidos Urbanos en el Estado de México

O4 IMPP

Pérez-Palacios Iris Margarita[1], Reyes Mercado Yuri[2]*.

[1]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, Estado de México, México

[2]Departamento de Recursos de la Tierra, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón, Lerma de Villada, C.P. 52005, Estado de México, México.

*E-mail: y.reyes@correo.ler.uam.mx

Resumen

En el Estado de México se depositan 10,873 t/día de residuos sólidos urbanos. Su eliminación se realiza principalmente en tres tipos de sitios: rellenos sanitarios, sitios controlados o tiraderos a cielo abierto. Estos últimos carecen de sistemas adecuados de gestión y tratamiento de subproductos, establecidos en la normatividad estatal y nacional, lo que representa un riesgo de contaminación ambiental y afectaciones a la salud pública. Con el propósito diagnosticar la disposición en la entidad, se realizó una revisión documental enfocada en la infraestructura y operación de estos sitios durante el periodo 2014 y 2024, para identificar el manejo y las características de la disposición en el Estado de México mediante un enfoque descriptivo. Se estimó que el 58% de los sitios operan sin control; se evidenciaron deficiencias operativas, variabilidad tecnológica y falta de cumplimiento de la normativa, lo que deriva en problemas sanitarios en poblaciones aledañas y riesgo en componentes bióticos, por lo que es indispensable promover y reforzar programas de monitoreo, valorización de residuos y mejorar la infraestructura.

Palabras Clave: sitios de disposición final, operación, infraestructura, residuos sólidos urbanos, Estado de México.

1. Introducción

La generación y gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) representa uno de los principales desafíos ambientales para los países en desarrollo, especialmente en contextos de urbanización acelerada y modelos de consumo insostenibles.

Los RSU se generan principalmente en viviendas, establecimientos comerciales y en la vía pública, derivados de actividades domésticas y de limpieza [1]. En 2017, México reportó

una generación aproximada de 102,895 toneladas diarias (t/día), de las cuales el 83.93% fue recolectada, el 78% dispuesta en sitios de disposición final (SDF) y únicamente el 9.63% fue valorizada. Las deficiencias técnicas en la operación de los SDF se agravan por limitaciones en la infraestructura, ya que solo el 8.62% contaba con báscula, el 16.3% tenía sistemas de captación de lixiviados, de los cuales apenas el 25% contaba con tratamiento, y menos del 10% disponía infraestructura para la captación de biogás [2].

La composición y volumen de los RSU está influenciada por factores socioeconómicos, como la señalan García-Mondragón *et. al.,* quienes identifican una relación directa entre el ingreso económico y los patrones de consumo. El país, clasificado como de ingresos medios, genera una proporción elevada de residuos orgánicos, estimada en 52% según el informe What a Waste 2.0, con tasas de generación entre 0.944 y 1.160 kg/hab/día, cifras que varían en el Diagnostico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (DBGIR) [2, 3].

En cuanto al marco normativo, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) establece que la disposición final debe realizarse en sitios diseñados para evitar impactos negativos al ambiente y a la salud humana. Estos sitios están regulados por la NOM-083-SEMARNAT-2003 que clasifica los SDF según su capacidad de recepción diaria y estipulan especificaciones para su diseño, construcción y operación [4]. No obstante, únicamente el 36% de los 2,250 SDF registrados a nivel nacional cumplen con los criterios mínimos de protección ambiental [5]. Comparativamente, la gestión de residuos en América Latina presenta barreras de infraestructura similares, tales como la deficiente planificación institucional, la limitada intervención gubernamental y la baja capacitación técnica de los responsables. Estas condiciones perpetúan la ineficiencia del servicio y una percepción negativa de la ciudadanía [6].

De manera análoga, diversos estudios señalan que municipios del Estado de México (EdoMéx) realizan la disposición de RSU en SDF que carecen de los controles técnicos y constructivos establecidos por las normas estatales y nacionales, por ello, en este trabajo se describirá el panorama estatal de tales publicaciones.

2. Metodología experimental

Se llevo a cabo una investigación de revisión documental con un enfoque descriptivo, orientado al análisis del estado de la disposición de RSU en el EdoMéx. Se definió como ámbito de estudio dicha entidad y el periodo de análisis abarcó los años comprendidos del

2014 al 2024, con el objetivo de identificar los registros disponibles sobre los sitios de disposición de RSU durante este lapso.

La revisión documental incluyó bases de datos y reportes estadísticos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), así como artículos científicos e investigaciones académicas.

Como criterios de selección se consideró que la publicación se hubiera realizado en el periodo de estudio, la pertinencia al contexto estatal y la confiabilidad de la fuente. La descripción de los resultados se enfocó en la recepción, operación e infraestructura de los SDF durante el rango de tiempo analizado.

3. Resultados y discusión

El EdoMéx, con una población de 16,992,418 de habitantes distribuidos en 125 municipios, tiene una generación diaria de 16,739 toneladas de RSU, lo que representa una de las cifras más altas a nivel nacional [7], sin embargo, únicamente se dispone de manera “formal” el 65% de estos residuos en rellenos sanitarios (RESA), sitios controlados (STC) y sitios no controlados de administración municipal o tiraderos a cielo abierto (SNC), es decir, 10,873.7 t/día. El resto es eliminado mediante prácticas inadecuadas, entre ellas, quema, entierro y la disposición en sitios no autorizados, lo cual constituye un foco importante de contaminación atmosférica y degradación ambiental.

En términos de gobernanza, la disposición final de los RSU en el EdoMéx está a cargo de los municipios, conforme a lo establecido en el artículo 115 de la Constitución de los Estados Unidos Mexicanos y el artículo 10 de la LGPGIR. Esta asignación ha permitido, en algunos casos, una mayor proximidad en la atención de las problemáticas locales de manejo de residuos, específicamente cuando existe coordinación entre autoridades municipales, comunidades locales y organizaciones de la sociedad civil [8, 9].

La entidad no cuenta aún con una normatividad propia para la instalación y operación de los SDF, por lo que aplica la NOM-083-SEMARNAT-2003 como instrumento rector. No obstante, el marco legal estatal sí incluye criterios para su separación, transporte y para la operación y mantenimiento de la infraestructura de disposición (Tabla 1). Estos lineamientos deben integrarse en las normas ambientales y los programas de ordenamiento ecológico y desarrollo urbano municipales vigentes para garantizar que los procesos de eliminación se realicen de manera adecuada, ya que en su mayoría los municipios no cuentan con su incorporación en los bandos municipales [7, 10, 11].

Durante los años 2011 y 2015 se implementó una serie de acciones orientadas al fortalecimiento de la gestión de RS en el estado, enfocadas en la prevención de la contaminación del suelo y la mejora de la infraestructura de disposición final. Estas medidas incluyeron la construcción y operación de tres RESA y dos STC, así como instalación de nuevas celdas, clausura y saneamiento de sitios de disposición [12].

Tabla 1. Marco normativo vigente en materia de sitios de disposición final en el estado de México.

Descripción	Año	Legislación
Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos	2015	Federal
NOM-083-SEMARNAT-2003	2004	Federal
NTEA-010-SMA-RS-2008	2009	Estatal
NTEA-011-SMA-RS-2008	2011	Estatal
NTEA-013-SMA-RS-2011	2011	Estatal
NTEA-20-SeMAGEM-RS-2019	2019	Estatal

En términos de infraestructura de disposición en la entidad se divide en tres tipos de instalaciones: RESA, STC y SNC. Estos últimos se caracterizan por la ausencia de control técnico, constructivo y administrativo, además de no cumplir con las especificaciones establecidas para su instalación (NOM-083-SEMARNAT-2003), ni con la normatividad estatal, que los convierte en puntos críticos de riesgo ambiental y sanitario. A pesar de que los RESA y STC presentan mejores condiciones operativas, resultan insuficientes para atender la demanda total de los residuos generados.

La infraestructura instalada en el territorio mexiquense, al año 2024, consta de 71 sitios registrados para la disposición de RSU, 31 autorizados para la recepción de residuos de manejo especial con autorización en materia de impacto ambiental y 14 SDF para disposición de residuos materiales de excavación y de la construcción provenientes del EdoMéx y Ciudad de México [13]. De los 71 para RSU: 19 son considerados RESA, 11 STC y 34 SNC, de los primeros solo el 79% cumple con los requerimientos básicos de infraestructura, y apenas el 63% presenta condiciones mínimas de infraestructura y operación básicas [2]. En contraste, los reportes del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales muestran variaciones menores en el número de SDF instalados: 131 en 2014, 135 en 2017, 132 en 2019, 2021 y 2023. No obstante, la calidad de dichos sitios ha fluctuado; entre 21 SDF designados como RESA, algunos carecen de infraestructura adecuada [14]. De acuerdo con la clasificación de la NOM-083-SEMARNAT-

2003, respecto a las toneladas recibidas, los sitios en el estado se distribuyen en: 14 tipo A, 6 tipo B, 33 tipo C y 18 tipo D [5].

Respecto al funcionamiento operativo de los SDF, el 66% cuenta con control de acceso, el 44% realiza control de admisión de residuos y el 77% realiza compactación y cubrimiento con tierra, sin embargo, el 14% de los sitios no realiza ninguna acción operativa básica [2]. Entre 2014 y 2024, de los SDF en operación, 63 contaban con algún sistema de impermeabilización: 24 con geomembrana sintética, 12 con arcilla compactada y 3 con suelo natural tratados con sales minerales [14]. Esta variabilidad tecnológica incide directamente en la eficiencia del control de lixiviados, cuando no cuentan con mantenimiento apropiado.

En las zonas aledañas a los SDF abandonados y sin saneamiento se han presentado daños a la salud en la población cercana como infección visual, malestares estomacales y daño en la piel, donde los ayuntamientos refieren no contar con datos de daños [15]. Durante el periodo de la pandemia por el virus Sars-Cov2, los SDF recibieron y acumularon grandes cantidades de material de protección personal lo que incrementa la peligrosidad sanitaria a corto plazo [16].

Los estudios recientes realizados en SDF en el EdoMéx revelan importantes hallazgos en cuanto a infraestructura, emisiones y composición de RSU.

Mediante análisis geoespacial un estudio determinó que de 83 SDF únicamente el 25% de los SDF, son RESA mientras que el 75% restante son STC (25%) y SNC (47%), los cuales presentan condiciones operativas y ambientales críticas. Se encontró que el 60% de los SDF cumplen con las distancias mínimas de restricción y el 90% se ubican sobre suelos permeables o semipermeables. Además, carecen de sistemas de captación de lixiviados y quema de biogás, lo que favorece su liberación directa al ambiente [17].

Cárdenas-Moreno et. al. [18], estimaron la generación de biogás de 30 SDF, destacando que los RESA fueron los mayores generadores, debido al contenido de carbono orgánico biodegradable y las condiciones de manejo. No obstante, la mayoría de los SDF, carecen de sistemas eficientes de recuperación o quema de biogás, lo que incrementa el riesgo de contaminación atmosférica.

Dávila-Sámano et. al. [19] evaluaron el impacto de lixiviados en un RESA privado, encontrando lixiviados maduros con alta carga orgánica y metales pesados, en su relación con el análisis de suelo se encontró Cd, Zn, Cu, entre otros, retenidas en un perfil de suelo, lo que podría limitar su migración hacia aguas subterráneas, dejando a la especulación en temporada de recarga.

Díaz-Archundia et. al [19] aplicaron una Lista de Verificación basada en la NOM-083-SEMARNAT-2003 en un RESA y un SNC. El RESA, cumple con el 91% de los criterios evaluados, entre sus áreas de oportunidad incluye la falta de monitoreo posclausura, control de fauna nociva, estudios de generación y composición de lixiviados. En las celdas se evidenciaron grietas lo que podría aumentar las emisiones de metano. En el caso de SNC, cumple solo con el 3% de los criterios evaluados por la LV., sus áreas de oportunidad incluyen la ausencia de proyecto ejecutivo, control de lixiviados y manejo adecuado de residuos. El RESA tiene una operación más controlada y cumple con normativas, mientras que el SNC presenta deficiencias significativas en infraestructura y operación, lo que representa riesgos ambientales y para la salud de las comunidades cercanas.

López-Gasca et al. [5], realizaron un análisis comparativo entre tres SDF bajo criterios de la NOM-083-SEMARNAT-2003 y el proyecto de norma NOM-083-SEMARNAT-2021. El principal factor de incumplimiento normativo fue la ubicación inadecuada en los dos casos. El RESA mostró deficiencias menores pero persistentes en términos de infraestructura y operación.

Estos estudios demuestran la persistencia de rezagos en la aplicación y cumplimiento normativo, reflejados en la elevada proporción de residuos que no se dispone adecuadamente y en la proliferación de SNC. Estos resultados evidencian la necesidad de fortalecer la coordinación intergubernamental, ampliar la infraestructura de disposición formal, y actualizar el marco normativo estatal para adaptarlo a las condiciones demográficas y ambientales del territorio mexiquense.

3.1 Resultados y discusión

La interpretación y aplicación de los resultados obtenidos deben abordarse con cautela debido a la presencia de sesgos en la información utilizada. Estos sesgos corresponden, en gran medida, a vacíos en las bases de datos disponibles, así como incongruencia entre lo reportado por fuentes de datos gubernamentales y los productos generados por la academia. Esta desconexión limita la confiabilidad de los análisis y dificulta la generación de un diagnóstico basado en evidencias. Por lo tanto, se vuelve imperativo fortalecer los sistemas de información e integración entre sectores académicos, institucionales y sociedad civil, que permitan mejorar la calidad, accesibilidad y trazabilidad de los datos.

Estos hallazgos evidencian la necesidad urgente de establecer mecanismos de monitoreo sistemático y permanente sobre la localización, operación y cumplimiento normativo de los

SDF, así como de reforzar los criterios técnicos en su diseño y operación, con el fin de garantizar la protección ambiental y sanitaria conforme a los estándares exigidos.

Los resultados apuntan a que los sistemas de disposición privatizados o concesionados presentan mejor desempeño ambiental, al contar con personal capacitado, maquinaria adecuada y protocolos de operación que permiten mitigar de manera más eficiente los impactos. Mientras que los sistemas exclusivamente municipales suelen enfrentar restricciones presupuestarias y operativas que limitan su desempeño ambiental.

4. Conclusiones

La recepción de residuos en SNC representan el 58% de los SDF en el Edo Méx, lo que significa un alto riesgo de impacto ambiental en componentes biofísicos cercanos a la zona, malos olores, problemas de salud a la población aledaña, aportación de gases de efecto invernadero, problemas sociales y de distanciamiento con los municipios, propagación de residuos y microplásticos, debido a la deficiencia en infraestructura, operación y control de ingreso de residuos, relacionada con la falta de recursos en los municipios y capacitación de personal encargado del área. Por lo que se debe avanzar hacia una gobernanza ambiental más robusta en cuanto a monitoreo y articulación intergubernamental.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo mediante la beca posdoctoral académica al autor 1, así como a la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma por el apoyo recibo para la realización de esta investigación.

6. Referencias

[1] C. De Diputados, D.H. Congreso De, L.A. Unión, N. Ley, Ley General Para La Prevención Y Gestión Integral De Los Residuos, (n.d.).

[2] Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral De Los Residuos, n.d. www.gob.mx/inecc.

[3] D. García-Mondragón, I. Cervantes-Zepeda, W. Gómez-Demetrio, I. Gallego-Alarcón, D. García-Pulido, G. González-Blanco, D. García-Mondragón, I. Cervantes-Zepeda, W. Gómez-Demetrio, I. Gallego-Alarcón, D. García-Pulido, G. González-Blanco, Gestión de los residuos sólidos en México: análisis cualitativo de los diagnósticos

básicos, Inter Disciplina 11 (2023) 215–242. https://doi.org/10.22201/CEIICH.24485705E.2023.30.81788.

[4] DOF - Diario Oficial de la Federación, (n.d.). https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#gsc.tab=0 (accessed July 20, 2025).

[5] S.O. López-Gasca, M. del C. Hernández-Berriel, A. Lobo-García de Cortázar, O. Buenrostro-Delgado, M. del C. Mañón-Salas, F.J. Colomer-Mendoza, S.O. López-Gasca, M. del C. Hernández-Berriel, A. Lobo-García de Cortázar, O. Buenrostro-Delgado, M. del C. Mañón-Salas, F.J. Colomer-Mendoza, Análisis de la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su proyecto de modificación 2021 bajo categorías de sostenibilidad. Aplicación a tres sitios de disposición final, Revista Internacional de Contaminación Ambiental 40 (2024) 167–180. https://doi.org/10.20937/RICA.54977.

[6] E. Najar Marín, Manejo De Residuos Sólidos En Zonas Urbanas En América Latina, Visión de Futuro (2024) 78–97. https://doi.org/10.36995/J.VISIONDEFUTURO.2024.28.02.003.ES.

[7] México en cifras, (n.d.). https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15#collapse-Resumen (accessed July 20, 2025).

[8] V.D.C. Niño, A.L.R. Herrera, A.L.J. López, M.L. Sampedro-Rosas, M. Reyes-Umaña, S.E. Silva-Gómez, La importancia de la participación y corresponsabilidad en el manejo de los residuos sólidos urbanos, Acta Univ 29 (2019) 1–16. https://doi.org/10.15174/AU.2019.2166.

[9] S.G.C. Pérez, R.F. Xolocotzi, Una prueba de hipótesis de la curva ambiental de Kuznets para residuos sólidos urbanos en México, 1992-2018, Revista de Economía, Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Yucatán 39 (2022). https://doi.org/10.33937/REVECO.2022.275.

[10] INFORMACIÓN ADICIONAL, (n.d.). https://sfpya.edomexico.gob.mx/recaudacion/faces/NuevosImpuestos/Residuos/FundamentoLegalResiduos.xhtml (accessed July 22, 2025).

[11] Normas Técnicas Estatales Ambientales | Dirección General para el Territorio Sostenible, (n.d.). https://dgts.edomex.gob.mx/normas%20tecnicas (accessed July 22, 2025).

[12] Gobierno del Estado de México, Programa Gestión integral de residuos solidos, (n.d.).

[13] [Listado de sitios autorizados para el manejo de residuos de la construcción, (n.d.). https://www.sedema.cdmx.gob.mx/impacto-ambiental/listado-de-sitios-autorizados-para-el-manejo-de-residuos-de-la-construccion (accessed July 22, 2025).

[14] Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2021, (n.d.). https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/ (accessed July 22, 2025).

[15] Ej Atlas, (n.d.). https://ejatlas.org/conflict/tiradero (accessed July 22, 2025).

[16] V.D. García García, El manejo de los residuos sólidos urbanos en el marco de la pandemia de COVID 19, Quivera: Revista de Estudios Territoriales, ISSN-e 2594-102X, Vol. 24, No. 1, 2022 (Ejemplar Dedicado a: Quivera Revista de Estudios Territoriales), Págs. 47-64 24 (2022) 47–64. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9460541&info=resumen&idioma=SPA (accessed July 22, 2025).

[17] P.R. Cárdenas-Moreno, A.B. Piña-Guzmán, F.J. Colomer-Mendoza, M. del M. Carlos-Alberola, F. Robles-Martínez, P.R. Cárdenas-Moreno, A.B. Piña-Guzmán, F.J. Colomer-Mendoza, M. del M. Carlos-Alberola, F. Robles-Martínez, Evaluation of compliance with regulatory factors of waste disposal sites by using geographical information systems, case of study: state of mexico, Revista Internacional de Contaminación Ambiental 35 (2019) 1025–1037. https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.20.

[18] P.R. Cárdenas-Moreno, A.B. Piña-Guzmán, F. Robles-Martínez, Estimación del biogás generado en sitios de disposición final del estado de méxico, Revista Internacional de Contaminación Ambiental 37 (2021) 27–38. https://doi.org/10.20937/RICA.53632.

[19] A.R. Dávila-Samano, L.A. Castillo-Suárez, I. Linares-Hernández, M.A. García-Colindres, V. Martínez-Miranda, Efectos ambientales en el aire, agua y suelo de los residuos sólidos urbanos de un relleno sanitario del Estado de México, Investigación y Ciencia de La Universidad Autónoma de Aguascalientes (2024). https://doi.org/10.33064/IYCUAA2024914520.

Narrativas de participantes en cuatro estudios de generación y caracterización de residuos sólidos urbanos domiciliarios

O4 INMM

Isis Neftaly Martínez Morales [1], Luis Patricio Opazo Cancino [2], Dominique Francisca Rivas Ponce[2], Rosa Isabel Hernández Sánchez [2], Fabiola Díaz Núñez [2], Marely de la Cruz García Sánchez[3*]

[1] Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) (Av. Insurgentes Sur No. 1582, Col. Crédito Constructor, Demarcación Territorial Benito Juárez. C.P. 03940, Ciudad de México, México)

[2] Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral (CIIDIR), unidad Oaxaca (Hornos No. 1003, Col. Noche Buena, Santa Cruz Xoxocotlán, C.P. 71233, Oaxaca, México)

[3] Investigadora independiente (Uruguay No. 306, Col. Nueva Mina, Minatitlán, C.P. 96729, Veracruz, México)

*E-mail: verdecomuni@gmail.com

Resumen

Desde 1985, los estudios de generación y caracterización de residuos sólidos urbanos han sido ampliamente utilizados para estimar la generación *per cápita* y determinar la composición física de los residuos. Esta información ha sido fundamental para el diseño y dimensionamiento de infraestructura como camiones recolectores, contenedores, estaciones de transferencia, recuperación de reciclables y rellenos sanitarios.

Asimismo, estos estudios constituyen una herramienta clave para la elaboración de proyecciones futuras, fundamentales en la planificación estratégica de sistemas de gestión integral de residuos. Sin embargo, a pesar de su relevancia, las metodologías utilizadas han permanecido prácticamente inalteradas durante más de cuatro décadas.

Este estancamiento metodológico ha generado una creciente desconexión con la realidad actual. La actualización metodológica de estos estudios no solo es necesaria desde una perspectiva técnica y operativa, sino que representa una oportunidad para rediseñarlos desde la educación ambiental, proporcionando herramientas que permitan identificar la diferencia entre residuo y basura. En este contexto, el presente trabajo incluyó la aplicación de una encuesta al personal auxiliar que participó en diferentes estudios de generación y caracterización, con el propósito de identificar las percepciones en torno a los conceptos de basura y residuos, tanto antes como después de su experiencia participativa. Las respuestas evidenciaron que, tras su contacto directo con los residuos, los y las participantes diferenciaron con mayor claridad los términos basura y residuo, así como su posible aprovechamiento.

Palabras Clave: residuos, investigación participativa, experiencias.

1. Introducción

Conocer y comprender el concepto de residuo, es necesario para interpretar cómo y qué estamos generando como producto de nuestras actividades. El residuo se define como "aquel sobrante, resto o desecho de un producto, proceso o actividad, el cual es descartado por el propietario ya que perdió el valor asignado. Tiene forma líquida, gaseosa, sólida o semi sólida". Dentro de su forma sólida, se establecen dos tipos que poseen características urbanas, los residuos de manejo especial (RME) y los residuos sólidos urbanos (RSU) [1].

Aunque dentro de este concepto de urbano, el residuo se asimila a la palabra "basura", los RSU están determinados como aquellos "generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, [..]; además aquellos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias […]" [1].

La percepción de que el residuo se relacione a lo "sucio", "indeseado" y "sin aprovechamiento, se ha concebido cuando estos son mezclados, comprendiendo que "la basura nace de la revoltura". El colocar al residuo y la basura en el mismo plano ha traído consecuencias graves ambientales, de salud y sociales como: presencia de micro plásticos, desperdicio de alimentos, contaminación al medio ambiente por tiraderos a cielo abierto y enfermedades relacionadas a los sitios de disposición final [2-5].

Desde el sentido del consumidor la no diferenciación de estos conceptos y desconocimiento de su aprovechamiento ha dado como resultado poca participación en la separación, el desaprovechamiento de residuos orgánicos y la apatía de la población en la solución del problema de los residuos [6, 7].

De acuerdo con el Diagnóstico Básico para la Gestión de Residuos, la generación *per cápita* promedio a nivel nacional es de 0.944 kg/hab.-día lo que representa una generación total promedio a nivel nacional de 120,128 toneladas. El mismo informe estima que el costo por tonelada recolectada asciende a $434.00 MXN (cuatrocientos treinta y cuatro pesos mexicanos) y el costo por disposición final es de $122.00 MXN (ciento veintidós pesos mexicanos) por tonelada [8]. A pesar de esfuerzos por implementación de campañas de concientización y planes de separación, el porcentaje de reciclaje de residuos de esta generación no rebasa el 11% [9, 10].

Este panorama coloca a los y las responsables de la gestión en un escenario complejo donde convergen los altos costos por el manejo, poca recuperación de materiales valorizables y un impacto ambiental cada vez mayor. Para el diseño de un sistema de gestión integral de RSU que cumpla con el objetivo establecido por la normatividad y se alinee con los principios de la jerarquía de los residuos (reducción, reutilización/reparar, compostaje, reciclaje, co-procesamiento, energía, relleno sanitario) es fundamental contar con información precisa y actualizada sobre la generación y composición de los residuos. En el caso de México, esta información se obtiene principalmente mediante los "Estudios de Generación y Caracterización/Composición (EGyC) de Residuos Sólidos" aplicados a partir de normas técnicas [11-14].

Estas normas fueron desarrolladas en los años 80´s [15] y en ese momento representaron un avance pionero para obtener datos e información relacionada a los residuos. Sin embargo, después de cuatro décadas su diseño y técnicas han sufrido actualizaciones mínimas, pero sin cambiar la premisa de obtener información cuantitativa. Esto limita la capacidad que tienen estas herramientas para capturar los patrones de consumo, descarte y concientización del personal que aplica estos estudios.

Como lo describieron Rátjhe y Murphy [16], comprender verdaderamente a los residuos implica una inmersión directa en ellos: observar las frutas y verduras, los platos desechables, los residuos de la fiesta de ayer y la botella de vino a medio tomar. Esta información permite desentrañar las relaciones culturales, sociales, económicas y de dogmas que se encuentran cuando se desecha. En este marco, la investigación acción participativa (IAP) se presenta como una metodología con un sólido fundamento epistemológico, que promueve el aprendizaje significativo a través de la experiencia directa. Esta modalidad se basa en el principio de "aprender haciendo", lo cual exige que el investigador se integre activamente en la comunidad de estudio, a fin de facilitar la participación efectiva y captar el interés de todos los actores involucrados. Por esto el objetivo de este trabajo fue la narrativa de personas que trabajaron en cuatro estudios de generación y caracterización de cuatro ciudades de México en cuanto a la percepción de residuo.

2. Metodología experimental

2.1 Estudios de generación y caracterización

Durante el periodo comprendido entre 2022 y 2023 se llevaron a cabo tres EGyC de RSU, en las localidades de Acapulco (Guerrero), Cuetzalan del Progreso (Puebla) y Ensenada

(Baja California) en el marco del proyecto *"Estrategia transdisciplinaria de investigación y resolución en la problemática nacional de los residuos sólidos urbanos, aplicada en seis ciudades mexicanas"*, en adelante referido como PRONAII-RSU. Para el cuarto estudio, se estableció una colaboración con el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), unidad Oaxaca, para llevar a cabo el trabajo en el municipio de Santa Cruz Xoxocotlán (Oaxaca). En el desarrollo de estas investigaciones se contó con la participación de personal interno del equipo de PRONAII-RSU y del CIIDIR Oaxaca además de dos universidades externas. El cual estuvo conformado por antropólogas, politólogos, ingenieros, economistas, ingenieros ambientales, agrónomas y biólogas con residencia en el Estado de México, Hidalgo, Morelos, Puebla, Tlaxcala, Veracruz y Chiapas. Este equipo desarrolló dos estudios de generación el primero en la ciudad de Acapulco, Guerrero, del 03 al 13 de noviembre del 2022, el equipo. El segundo en el periodo del 24 de noviembre al 4 de diciembre de 2022, en Cuetzalan del Progreso, Puebla, debido a que esta comunidad posee sistemas normativos particulares, fue necesario el acompañamiento de autoridades locales para intervenir en la comunidad. El tercer EGyC se realizó del 21 de junio al 02 de julio del 2023 en Ensenada, Baja California, el personal auxiliar perteneciente a la comunidad de estudio comprendió a estudiantes de las licenciaturas de Arquitectura, Biotecnología en Acuicultura, Ciencias Ambientales y Ciencias de la Comunicación, así como de la Maestría de Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas. Para el último EGyC, aplicado del 6 al 13 de abril del 2026, fue necesario el acercamiento con estudiantes del Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca (ITVO) de las carreras de Biología e Ingeniería en Informática, algunas de ellas pertenecientes a la ciudad de Santa Cruz Xoxocotlán y otras habitando la ciudad como foráneos. Dada la complejidad y las particularidades contextuales de cada localidad, así como los perfiles de los y las participantes involucrados en los EGyC de residuos, fue necesario el diseño e implementación de una capacitación teórico-práctica, diseñada para fortalecer sus competencias en temas relacionados con la gestión integral de RSU, normas metodológicas apegadas a la NMX-AA-19-1985, NMX-AA-22-1985 y NMX-AA-61-1985 [11-13], reconocimiento de los residuos y aspectos éticos del trabajo de campo. Esta capacitación incluyó módulos de sensibilización ambiental con el propósito de fomentar una comprensión crítica y contextualizada de la problemática de los residuos en los territorios. Las funciones del personal auxiliar incluyeron la aplicación de encuestas en las viviendas participantes, la recolección de bolsas con residuos de cada una de estas viviendas y pesaje de las bolsas recolectadas, así como la separación de los residuos en las siguientes categorías: residuos

orgánicos, residuos resto, residuos potencialmente reciclables, residuos reciclables, residuos para un co-procesamiento y residuos compostables.

2.2 Aplicación de encuestas en torno a los conceptos de residuo y basura

Se elaboró y aplicó una entrevista, la cual es un instrumento técnico de utilidad para recabar datos y para la investigación cualitativa. Este método permite la recopilación de información sobre las opiniones de las personas sobre un(s) tema(s) en específico [17]. La entrevista estuvo conformada por seis preguntas abiertas (Tabla 1) y fue aplicada a las y los auxiliares de cada uno de los EGyC.

Tabla 1. Preguntas a realizadas al personal auxiliar externo.

No.	Por favor contesta de la manera más honesta posible
1	¿Crees que en tu comunidad exista un problema de la basura?
2	Antes del estudio de generación, ¿Qué concepto tenías sobre la basura?
3	Después del estudio de generación, ¿Qué concepto tienes sobre la basura?
4	Antes del estudio, ¿sabías que existían diferentes tipos de residuos?
5	¿Cuál fue tu principal motivación para terminar el estudio?
6	¿Qué experiencia te llevas en tu vida personal y profesional al haber participado en este estudio?
7	Algún comentario que quisiera agregar

3. Resultados y discusión

3.1 Narrativas entorno a residuos

Durante el proceso de la aplicación de los EGyC, se observaron diferencias a las reacciones de los participantes al entrar en contacto con los residuos y la basura. En particular el equipo del PRONAII-RSU se manifestó una serie de emociones, ya que para para algunas y algunos, fue su primer acercamiento directo a los residuos. Una de ellas, compartió: “Al principio fue muy desagradable, pienso que es porque no estamos acostumbrados a interaccionar con los residuos de esa manera”. Esta resistencia inicial se presentó ya que para algunas y algunos fue la primera vez que los tocaban, los olían y convivían con ellos por tanto tiempo, no sólo desde el descarte. “El olfato y la vista fueron los más estimulados, la cantidad (de basura) era llamativa y el olor fétido si llego a molestar” comentó otro compañero. Se evocaron en algunas emociones más profundas: “Los guantes protectores se humedecen y los overoles se ennegrecen, las emociones surgieron, pasando de la tristeza, rabia y dolor”.

Ante estos cuestionamientos y sentires, el concepto de basura comenzó a transformarse al observar las prácticas de descarte, así lo expresó una compañera: “Interactuar con estos residuos ya me era familiar, sin embargó percibí que esta comunidad desecha menor cantidad de residuos orgánicos, debido a tienen patios, parcelas o ranchos y tiene conocimiento de usar lo orgánico como abono. El concepto basura no es el mismo entre dos poblaciones”. Referente a las características de los residuos existió un reforzamiento en el conocimiento adquirido en la capacitación, los tipos de residuos cambian referente al tipo de hogar, colonia, municipio, estado y país, analógicamente podemos referirlos a una huella digital, nunca se repite de forma exacta, ya que en esta composición se reflejan los hábitos de consumo, decisiones de compra y contextos socioeconómicos. El equipo coincidió en que este tipo de metodología son herramientas necesarias para comprender no solo a los residuos desde su composición sino para la creación de soluciones adecuadas para cada municipio. “Los estudios de generación y caracterización realizados han sido una experiencia (y serán una futura herramienta) muy importante para lograr los objetivos del proyecto en curso […] Creo que estos estudios y el resultado de los mismo tienen mucho potencial para ser las semillas de nuevas políticas públicas y creación o rectificación de normas en términos de la gestión de los residuos sólidos urbanos, saneamiento y medio ambiente”.

En Ensenada, varios participantes experimentaron una transformación en su manera de percibir a los residuos. Al inicio ellas y ellos usaban las palabras residuo y basura como sinónimos, a diferencia de las experiencias en Cuetzalan y Acapulco, el personal auxiliar de esta ciudad no tenía formación o conocimientos en temas sobre residuos. Sin embargo, al estar en contacto directo con las actividades de recolección, separación y diálogo colectivo se replantearon los significados.

Una integrante compartió: “Estos días ya empecé a revisar la basura de mi casa porque eso dice mucho de cómo consumimos e incluso de cómo nos alimentamos, cómo nos cuidamos. Incluso mi perspectiva ha cambiado sobre preocuparme de qué va a pasar después de que la tiramos al tambo, no solamente la tiro […]”. Esta narrativa refleja un giro en la concepción de residuos, proceso comprendido a través de la réplica de los EGyC a escala domiciliaria. El contacto con los residuos activó una mirada crítica a la relación que tienen estos con nuestro vivir. Así como lo expresa otra compañera auxiliar: “No tenía como mucha idea, pero sí sabía que se generaba bastante basura cuando veía al camión. Pero ahora mi perspectiva es que debemos empezar a reducir las cosas que utilizamos en casa y sobre todo separar también, por lo menos en orgánicos e inorgánicos porque veo que sí

está contaminado todo". Uno de los momentos más significativos dentro de este proceso de IAP, surgió en la pregunta ¿Qué te llevas de esta experiencia a tu vida profesional?, donde se mostró la necesidad de replicar lo aprendido dentro de los propios entornos inmediatos. Un integrante expresó: "Comunicarle a la demás gente todo el problema, este exceso de basura que generamos, comunicar, enseñarles a las personas que los residuos se pueden separar, para que sea más fácil y podamos reciclar, reusar, reutilizar". Esta respuesta refleja el tránsito del aprendizaje individual a un aprendizaje colectivo en torno a los residuos, este estudio generó un impulso a multiplicar los conocimientos.

En la experiencia desarrollada en Santa Cruz Xoxocotlán, al igual que en las demás localidades estudiadas, las personas auxiliares identificaron la posibilidad de aprovechar los residuos siempre que estos no fueran considerados basura. Antes de su participación, se compartía una visión donde los residuos eran poco aprovechables y de cierta manera inservibles, como lo mencionaron dos integrantes: "La basura es desperdicio y no sirve para nada" y "De la basura, algo se puede aprovechar". Sin embargo, tras la experiencia directa con los residuos generados en su comunidad, el discurso cambió, en sus propias palabras: "No es basura, sino residuos y de esto algo se puede aprovechar". Esta repetición en el cambio de concepción, mostrado en los diferentes estudios aquí presentados, refleja la reinterpretación colectiva, en donde el lenguaje y significado comienza a ser usado entre lo que se descarta y lo que puede ser reincorporado dentro de la cadena de valor. El contacto físico con los residuos lejos de ser una práctica "sucia" o sólo un acto de aplicación técnica, se convirtió en una herramienta de reflexión para facilitar un cambio. Y no sólo de manera individual, si no que, en un cambio colectivo, así lo expresaron dos integrantes: "Que a los residuos se les puede dar una segunda vida, se puede reducir mucho más de lo que se hace y el poder hacer consciencia a más personas sobre esto" y "La importancia de conocer nuestros residuos, cómo separarlos y como Bióloga, saber fomentar la educación sobre estos". Estas voces indican que las y los participantes de los estudios se percibieron como potenciales multiplicadores de saberes para sus comunidades.

4. Conclusiones

Las narrativas recogidas muestran que, a partir del contacto directo con los residuos, las personas participantes comenzaron a diferenciar los conceptos de basura y residuos, cuestionando el discurso tradicional que considera a los residuos como material sin valor a una visión donde son reconocidos como recursos potencialmente recuperables y valorizables. Las narrativas recogidas en las cuatro localidades estudiadas, de las

diferentes personas involucradas, evidencian un patrón recurrente en la concepción de los términos basura y residuos.

Esto demuestra el potencial formativo de los estudios de generación y caracterización, los cuales, si bien han sido utilizados tradicionalmente para la recuperación de datos cuantitativos, pueden ser usados para capacitar a las personas de las localidades desde una perspectiva de investigación participativa.

Este estudio representa un primer acercamiento a los estudios de generación y caracterización desde un análisis cualitativo en torno las personas participantes y su concepción de los residuos. No obstante, se reconoce la necesidad de desarrollar investigaciones con mayor robustez que permitan analizar el aprendizaje generado.

5. Agradecimientos

A todas las personas que participaron activamente en los estudios de generación y caracterización, mostrando una actitud receptiva y activa, así como a quienes nos facilitaron los residuos durante los estudios.

6. Referencias

[1] LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, México, 2023. https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPGIR.pdf (accessed June 11, 2025).

[2] S. Torres Corral, B. Barrientos Becerra, M. Del Consuelo Hernández Berriel, G.G. Beltrán, M. Guadalupe, M. Miranda, Afectación ambiental del tiradero a cielo abierto de Almoloya del Río, Estado de México, (2011).

[3] N. Sangkachai, B. Gummow, O. Hayakijkosol, S. Suwanpakdee, A. Wiratsudakul, A review of risk factors at the human-animal-environmental interface of garbage dumps that are driving current and emerging zoonotic diseases, One Health 19 (2024). https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2024.100915.

[4] A. Zaragoza-Estrada, A. Estrada-Monje, E.A. Zaragoza-Contreras, Microplásticos: Presencia y diseminación en el medio ambiente, Investigación y Ciencia de La Universidad Autónoma de Aguascalientes (2023). https://doi.org/10.33064/iycuaa2023884100.

[5] A. Eves, B. Kim, C. Hodgkins, M. Raats, L. Timotijevik, Is it food or is it waste? Determinants of decisions to throw food away, Sustain Prod Consum 54 (2025) 43–51. https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.12.016.

[6] G. Abelino-Torres, A.G. Quispe Limaylla, L.M. Pérez Hernández, J.A. Leos-Rodríguez, O. Carranza Díaz, Flores Sánchez. Diego, Factores asociados con la participación de las familias en la separación de residuos sólidos urbanos en Texcoco, Estado de México, Acta Universitaria. Multidisciplinary Scientific Journal 29 (2019) 1–12.

[7] A. Vidarte Rodríguez, M.G. Colmenares López, Basura Cero. Gestión de residuos sólidos urbanos en México, RICSH Revista Iberoamericana de Las Ciencias Sociales y Humanísticas 9 (2020) 130–150. https://doi.org/10.23913/ricsh.v9i18.217.

[8] SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos, México, 2020. www.gob.mx/inecc.

[9] Ambiente Plástico, Tasa de reciclaje en México es del 9.6%, (2021). https://ambienteplastico.com/tasa-de-reciclaje-en-mexico-es-del-9-6/ (accessed July 16, 2025).

[10] HUB de Residuos Sólidos y Economía Circular, Flujo de materiales-Residuos sólidos municipales, (2021). https://hubresiduoscirculares.org/datos/flujo-materiales (accessed July 16, 2025).

[11] SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), NMX-AA-61-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de la generación, México, 1992. https://faolex.fao.org/docs/pdf/mex51942.pdf (accessed May 19, 2025).

[12] SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), NMX-AA-22-1985. Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo – Residuos Municipales-Selección y Cuantificación de Subproductos, 1992.

[13] SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), NMX-AA-019-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Municipales-pesos volumétrico “in situ”, 1985.

[14] SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), NMX-AA-15-1985. Protección al ambiente-Contaminación del suelo- Residuos Sólidos Municipales- Muestreo-Método de Cuarteo, 1992.

[15] N.M. Jiménez Martínez, La gestión integral de residuos sólidos urbanos en México: entre la intención y la realidad, Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales 17 (2015) 29–56. https://doi.org/10.17141/letrasverdes.17.2015.1419.

[16] W. Rathje, C. Murphy, Rubbish. The archaeology of garbage, Universidad de Arizona, Arizona, 2001.

[17] C.Laura, P. Díaz-Bravo, L. Díaz-Bravo, U. Torruco-García, M. Martínez-Hernández, M. Varela-Ruiz, La entrevista, recurso flexible y dinámico, Inv Ed Med 2 (2013) 162–167. www.elsevier.es.

Evaluación de impactos ambientales en dos sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en el Estado de México

O4 LVDA

Gisela Inés Hernández Contreras[1], María del Consuelo Hernández Berriel[1]; Marcel Segismundo Szantó Narea[2], María del Carmen Carreño de León[1], *Laura Verónica Díaz Archundia[1]

[1]Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Toluca/División de Estudios de Posgrado e Investigación y Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica, Av. Tecnológico, s/n, Colonia Agrícola Bellavista, Metepec, C.P. 52149, Estado de México, México.

[2]Pontificia Universidad Católica de Valparaíso/Investigación de Residuos Sólidos, GIRS, Escuela de Ingeniería en Construcción, Avenida Brasil No. 2241, C.P. 2362807, Valparaíso, Chile.

*E-mail: laura.da@toluca.tecnm.mx

Resumen

Los residuos sólidos urbanos generan impactos ambientales a lo largo de su manejo, desde la generación hasta su disposición final. Los Sitios de Disposición Final, como los Rellenos Sanitarios, Sitios Controlados o No Controlados, pueden afectar los ecosistemas durante su construcción, operación y clausura. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto ambiental de un relleno sanitario en Tenango del Valle en comparación con un sitio controlado en Polotitlán, ambos en Estado de México. Mediante georreferenciación con Sistemas de Información Geográfica, se identificaron áreas de influencia ambiental y se utilizó la Matriz de Leopold para evaluar y comparar niveles de impacto. El relleno sanitario se ubica en un Área Natural Protegida y cerca de una falla geológica; su impacto ambiental fue “Bajo” con un valor de 2.5, destacando la disposición de residuos y emisiones de biogás como principales fuentes de impacto. En contraste, el sitio controlado se localiza también en un área natural protegida, escasamente cumple los 500 m de distancia a una presa y dos bordos, y aunque cuenta con geomembrana, su impacto fue “Severo”, con un valor de 6.4. El menor impacto del relleno sanitario se atribuye a su operación bajo la NOM-083-SEMARNAT-2003, incluyendo quema de biogás y riego de caminos. El Sitio controlado de Polotitlán presenta un impacto 2.6 veces mayor que el RESA. Esta comparación evidencia la necesidad de atender los SDF para que cumplan la norma, mediante saneamiento, clausura o rehabilitación y reducir sus impactos ambientales para proteger la salud de las comunidades cercanas.

Palabras Clave: Evaluación de impacto ambiental; Matriz de Leopold; Nivel de impacto ambiental; Sistemas de información geográfica.

1. Introducción

En México, la disposición final de los residuos sólidos urbanos (RSU) se realiza en un 72% en sitios de tierra, donde se confinan permanentemente con la finalidad de prevenir impactos negativos al ambiente y a la salud. Estos lugares conocidos como sitios de disposición final (SDF), deben cumplir con la NOM-083-SEMARNAT-2003 y según su grado de cumplimiento pueden clasificarse en rellenos sanitarios (RESA), sitios controlados (SC) y sitios no controlados (SNC), los cuales tienen diferentes impactos sobre los ecosistemas donde se encuentran, debido a las diferencias en su construcción, operación, mantenimiento y sus monitoreos después de su clausura [1, 2]. Por ejemplo, existen trabajos publicados que demuestran que el lixiviado puede contaminar significativamente el agua subterránea, afectando la salud de poblaciones cercanas [3].

Para conocer el grado de afectación se requiere realizar una evaluación de impacto ambiental (EIA), sin embargo, los SDF carecen de obligatoriedad federal, por no encontrarse en los listados de actividades altamente riesgosas [4]; sin embargo, cada entidad federativa tiene atribuciones para establecer su normatividad estatal al respecto, como el Estado de México que, en su Ley de la Comisión de Impacto Estatal, considera que la actividad económica “Tratamiento y disposición final de residuos no peligrosos”, debe presentar una Manifestación de Impacto Ambiental (MIA) Estatal [5] .

Para analizar los impactos ambientales, han sido ampliamente utilizados los métodos de superposición con los sistemas de información geográfica (SIG), así como la matriz de Leopold, con la finalidad evaluar el impacto y establecer acciones para minimizar los efectos contaminantes al ambiente y a la salud [3, 6-10]. Sin embargo, se requieren de más estudios para EIA en estos SDF. Por lo que el objetivo de este trabajo fue emplear ambos métodos, para evaluar los impactos ambientales de la operación de un RESA y compararlo con la EIA del SC ubicados en el Estado de México.

2. Metodología experimental

2.1 Selección y ubicación de los SDF

Se seleccionó un SDF en el Estado de México, que mostró disposición y permitió el acceso a sus instalaciones. Posteriormente, se ubicó geográficamente y con visitas de campo se obtuvo la información necesaria para describir el área de estudio. Adicionalmente, se eligió un segundo sitio ubicado en el mismo estado, con una clasificación distinta y que contara con una evaluación IA previamente reportada.

2.2 Análisis Georreferenciado

Se usaron los SIG nacionales como; Google Earth Pro y el SIG de Evaluación de Impacto Ambiental (SIGEIA) [11, 12]. Así como los SIG del Estado de México, el Sistema Estatal de Información de Desarrollo Urbano (SEIDU) y el Visor del Atlas Cibernético del Estado de México (VACEM) [13, 14]. Se obtuvo el polígono del RESA, se generó la delimitación del área de influencia y mediante el geoposicionamiento y la superposición del RESA con los mapas espaciales ambientales específicos de curvas de nivel, hidrológica, clima, zonas urbanas, uso y tipo de suelo, áreas protegidas, fallas geológicas, entre otras, se hizo el mapeo que sirvió de sustento para otorgar la ponderación en la Matriz de Leopold.

2.3 Evaluación de impacto ambiental

La Matriz de Leopold fue modificada con información recabada en campo. Las columnas se adecuaron a las actividades que se llevan a cabo en el RESA durante el proceso de disposición de RSU (transporte y descarga, disposición de RSU y residuos de manejo especial (RME), disposición de residuos peligrosos (RP), compactación y cobertura, manejo de biogás generado, manejo de lixiviados y contratación de personas y servicios). En las filas se enlistan los atributos ambientales; suelo, agua, atmosfera, flora, fauna y Socioeconómicos como estética, social y económica. Se evalúa la magnitud (m) e importancia (i) cruzando las actividades con los atributos y con la ecuación (1), la Calidad Ambiental (Ca), donde n es el número de interacciones. Los resultados con los mayores valores representan los impactos más importantes [7, 15]. Por último, el nivel global de impacto es la suma de todas las magnitudes e impactos, los rangos de nivel de impactos se muestran en la Tabla 1.

$$C_a = \sqrt{\frac{|\sum m \cdot i|}{n}} \quad (1)$$

Tabla 1. Rangos de nivel de impacto.

Rango	Nivel de impacto
0.0 a 2.5	Bajo
2.6 a 5.5	Moderado
5.6 a 7.5	Severo
7.6 a 10.0	Crítico

Fuente: [7], [16].

3. Resultados y discusión

3.1 Selección y ubicación de los SDF

Se seleccionó el SDF ubicado en el municipio de Tenango del Valle, al suroeste del Estado de México, en el Ejido San Bartolomé Atlatlahuaca (Figura 1a). Sus coordenadas geográficas son: 19°05´14" N, 99°37´36" O a 2,852 msnm, cuenta con una superficie de 39,266.36 m^2. Las imágenes satelitales históricas de Google Earth mostraron que funcionó como un SNC desde 1995 y en 2016 se llevó a cabo su saneamiento [11]. Actualmente opera de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 y está conformado por la Celda Saneada, la Celda 1 y la Celda 2 (Figura 2b), el día de hoy opera como una macrocelda (Figura 1c).

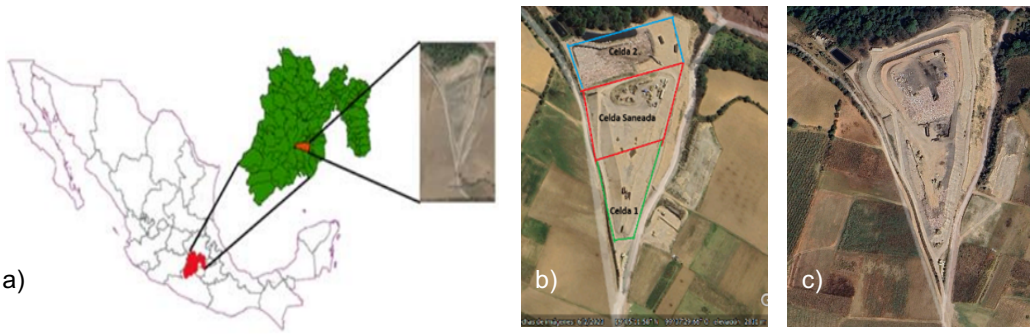


Figura 1. RESA de Tenango del Valle, Estado de México. a) Ubicación del RESA, b) Celdas del RESA y c) Macrocelda.

El segundo SDF seleccionado fue el ubicado en Polotitán, al norte del Estado de México. Sus coordenadas geográficas son: 20°12' 05.5"N, 99° 48' 03.5"W a 2344 msnm. Está clasificado como SC, mismo al que se le realizó una evaluación de IA por Flores Reyes (2022) en octubre 2021 [7].

3.2 Análisis Georreferenciado

El análisis para la identificación de los atributos ambientales comenzó con la elaboración del polígono del RESA en estudio, en la plataforma SIGEIA. En la Figura 2a), se muestra el radio de influencia a 1000 m y se identificó que las colindancias son casas habitación (pines verdes) y una mina extracción de Tepetate (pin amarillo) [5, 12]. En la Figura 2b) se demostró que el RESA se encuentra dentro del Área Natural Protegida (ANP) estatal "Nahuatlaca – Matlazinca", con la categoría de "Parque natural para la recreación popular".

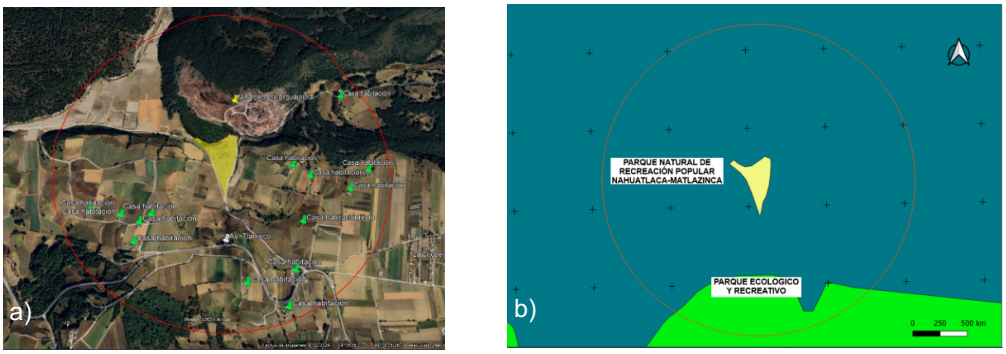


Figura 2. Superposición en capas de SIG. a) Delimitación del área de influencia y colindancias y b) Ubicación de RESA en ANP.

En los SIG estatales: SEIDU y VACEM se realizó la superposición donde se identificó que el uso original de suelo (Figura 3a) era agricultura y el tipo de suelo corresponde a Leptosol (I), Andasol (T) y Regosol (R), de poca profundidad; con alta capacidad de retención de humedad y muy susceptibles a la erosión eólica, con fertilidad variable condicionada a la profundidad y pedregosidad (Figura 3b) [16].Respecto del nivel del polígono (Figura 3c), se puede observar que el sitio era una depresión a una altitud de 2,820 msnm y debido a su operación como RESA, ha alcanzado una altitud de alrededor de 2,860 msnm, lo que representa un aumento de al menos 40 m y los SIG muestran que en el polígono del RESA se encuentra una falla geológica. Con respecto de la traza urbana, ésta se ubicó a más de 500 m y en el escenario de crecimiento de la zona para el 2042, aún estará a más de 500 m (Figura 3d) [13, 14].

3.3 Evaluación de impacto ambiental

El análisis ambiental con los SIG, en conjunto con las inspecciones de campo en estiaje y lluvias del 2024, permitieron sustentar las ponderaciones otorgadas en cada actividad y atributo ambiental en la evaluación con la Matriz de Leopold modificada. Destacando las actividades con mayor valoración de impacto en la Ca:

a) Disposición de RSU y RME (3.3). Aunque el RESA opera con base a la NOM-083-SEMARNAT-2003, es una actividad preponderante del RESA y sigue siendo importante de controlar pues tiene potencial de impacto.
b) Manejo de biogás generado (3.3). El RESA tiene 9 pozos de venteo; seis operan la mayor parte del tiempo, uno no presenta flujo ni concentración significativa de CH_4 y dos permanecen abiertos en el frente de tiro, lo que podría afectar al personal y al ecosistema, por estar expuestos a sus componentes.

La calificación global de impacto para el RESA de Tenango del Valle, Estado de México fue 2.5, con nivel de impacto “Bajo” según la Tabla 1.

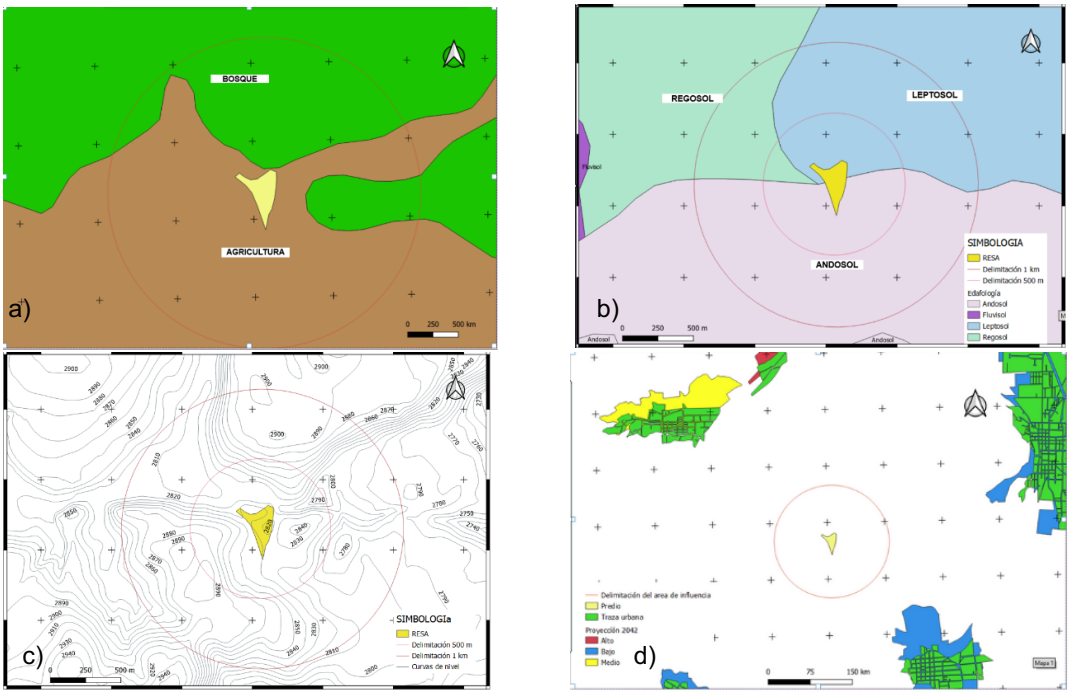


Figura 3. Superposición en capas de SIG estatal. a) Uso de suelo, b) Tipo de suelo, c) Curvas de nivel y d) Traza urbana y escenario tendencial de crecimiento urbano al 2042.

Y como interés principal de este trabajo se comparó el resultado con el SC de Polotitlan, destacando que está ubicado en un ANP estatal y a 500 m de una presa y dos bordos, su Ca global fue de 6.4, pese a contar con geomembrana. Se identificaron atributos con Ca “Crítica”, como: Material particulado (7.7), ANP (7.6), Calidad de agua (7.6) y Gases (7.5); y “Severa” en Vistas escénicas (7.3), Calidad de vida (7.1) y Olores (6.7), reflejo de un bajo control ambiental [7]. En contraste el RESA tuvo valores “Moderado”: Material particulado (4.4), ANP (4.2), Gases (4.2), Olores (4.0), entre otras. Ambos sitios presentan impactos en componentes clave como: material particulado, gases, olores y ubicación en ANP. El análisis de la Ca determinó que el CS de Polotitlán es 2.6 veces mayor al del RESA de Tenango.

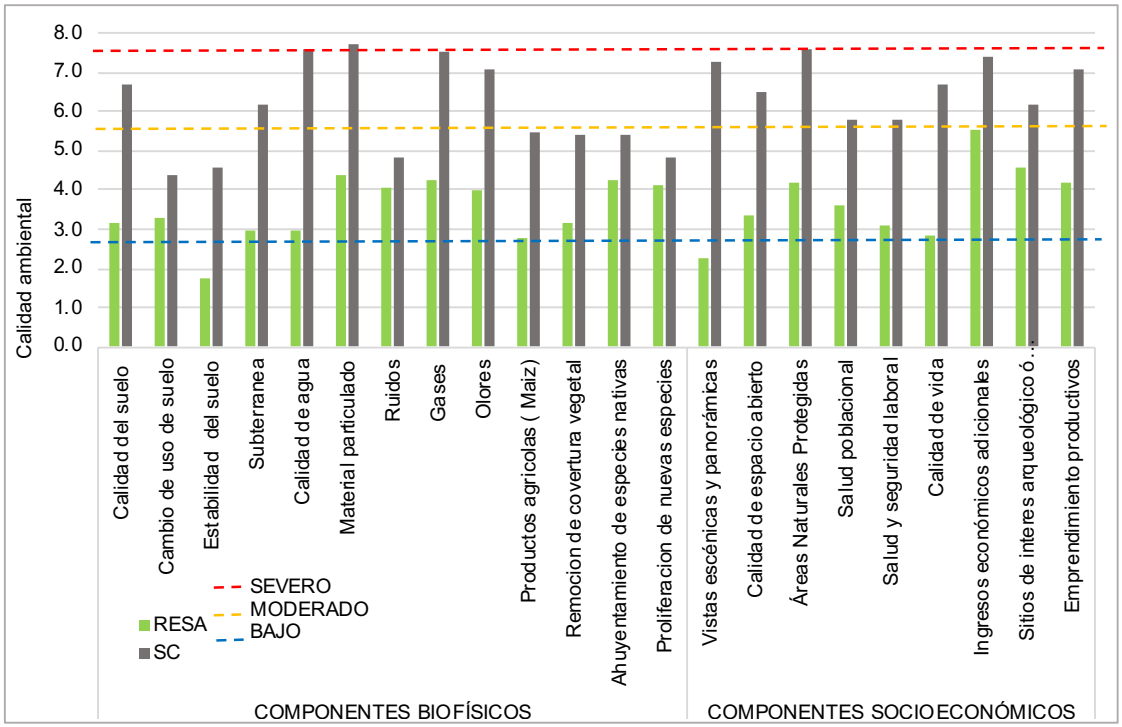


Figura 4. Comparación de componentes en la evaluación de IA de un RESA vs un SC.

4. Conclusiones

La comparación realizada entre la evaluación IA de un RESA y un SC permite identificar áreas de oportunidad de SDF que deben ser cumplidas conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003. Acciones como el saneamiento, clausura y rehabilitación marcadas por la normatividad, reducen componentes de impacto ambiental como el material particulado, gases y olores, entre otros, y a su vez, reduce el impacto a la salud de poblaciones cercanas.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento del Proyecto de Investigación “Propuesta para la operación de un relleno sanitario desde la perspectiva de la sostenibilidad” con clave 18196.23-P, dentro del cual se ha realizado este trabajo.

6. Referencias

[1] Diario Oficial de la Federación. NOM-083-SEMARNAT-2003 (2003). https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=733478&fecha=20/10/2004

[2] L. Ruiz, A. Gavilán, A. Mendoza, T. Ramírez, J. Araiza. Atlas Nacional de Residuos Sólidos Urbanos. (2022). INECC. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/693803/125_2022_Atlas_Nacional_Residuos_Solidos.pdf

[3] K. Hazhir, H. Hooshyar, A. Amin. Municipal landfill site selection and environmental impacts assessment usin spatial multicriteria decision analysis: A case study. (2022). https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89861-4.00030-0

[4] Secretaria de Gobernación y Desarrollo Urbano y Secretaria de Ecología. Primer y Segundo Listado de actividades Altamente Riesgosas, (1990 y 1992). http://legismex.mty.itesm.mx/acu/act-1y2.pdf

[5] Periódico Oficial Gobierno del Estado de México. Actualización de los listados de actividades Industriales, comerciales y de servicio que requieren de la presentación manifestación de impacto ambiental (2024) https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2024/diciembre/dic191/dic191v.pdf

[6] H. Karimi, S. Amiri, J. Huang, A. Karimi. Integrating GIS and multi-criteria decision analysis for landfill site selection, case study: Javanrood County in Iran. Int J Environ Sci Technol (2019). https://doi.org/10.1007/s13762-018-2151-7.

[7] S. Flores Reyes, M. Hernández Berriel, S. López Gasca, O. Buenrostro Delgado, M. Mañón Salas. Aplicación de la Matriz de Leopold para evaluar el impacto ambiental de un SDF de Residuos Sólidos. (2022). ISSN 2395-8170.

[8] M. Gómez Espinosa. Propuesta para minimizar la afectación a mantos acuíferos por la inadecuada disposición de residuos sólidos urbanos (2022). Tesis Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca.

[9] I. Pérez Palacios. Propuestas Sustentables para la reducción del impacto en cuerpos de agua por la inadecuada disposición de residuos sólidos urbanos (2023). Tesis de doctorado. Instituto Tecnológico de Toluca.

[10] A. Dávila-Sámano, L. Castillo-Suárez, I. Linares Hernández, M. García-Colindres, V. Martínez-Miranda. Efectos ambientales en el aire, agua y suelo de los residuos sólidos urbanos de un relleno sanitario del Estado de México (2024). Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=67478488003

[11] Google Earth Pro (2025). https://www.google.com.mx/earth/

[12] Sistema de Información Geográfica para la Evaluación del Impacto Ambiental V.8.0 (2025). https://servicios.semarnat.gob.mx/sigeia-web/#/sigeia/0

[13] Gobierno del Estado de México. Sistema Estatal de Información del Desarrollo Urbano 2025). https://seiumevi.edomex.gob.mx/SIGZonasMetropolitanas/portal/visorSEIDU.d

[14] Gobierno del Estado de México. Visor Atlas Cibernético del Estado de México (2025). https://acvisor.edomex.gob.mx/AtlasCibernetico/portal/visorAtlas.do

[15] V. Conesa-Fernández. Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental" (1993). 2ª Edición. España. Editorial Mundi-Prensa.

[16] Instituto Nacional de Estadística y Geografía Guía para la interpretación de cartografía. Edafología. (2004). https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825231736

Análisis de la ubicación geoespacial de los sitios de disposición final en el Estado de México

O4 MCHB1

María del Consuelo Hernández Berriel, Susana Monserrat Morales Frías, Fredy Cuellar Robles, Thania Ramírez Mendoza, María del Consuelo Mañón Salas*

Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Col. Agrícola Bellavista Metepec, C.P. 52149, Edo. de México, México.

*E-mail: mmanons@toluca.tecnm.mx

Resumen

El objetivo de este trabajo fue analizar la ubicación geoespacial previamente validada de los sitios de disposición final (SDF) de residuos sólidos urbanos (RSU), con respecto a la población municipal atendida en el Edo.Méx. Para ello se realizó investigación documental en fuentes oficiales sobre los SDF existentes; se obtuvieron sus coordenadas geoespaciales utilizando el Visor del Atlas Cibernético y Mapa Digital de INEGI; se validaron sus coordenadas mediante Google Earth 2023 y para facilitar su análisis se sobrepusieron en un mapa con la representación de la "Distribución porcentual de la población por municipio" del Consejo Estatal de Población. En 2024 se dispusieron 4.7 Mt de RSU en rellenos en sanitarios (RESA) y 888.3 Kt en centros integrales de residuos (CIR), que corresponden al 90.17% del total generado (6.2 Mt). Se logró validar 55 SDF en 52 municipios, de los cuales 22 son sitios no controlados (SNC), 19 son sitios controlados (SC), 10 operan como RESA conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003 y cuatro están certificados como CIR. Tres CIR se encuentran en municipios de la Zona Metropolita del Valle de Toluca y cinco RESA en la Zona Metropolitana del Valle de México, que cuentan con mayor población. La mayoría de los 72 municipios que carecen de SDF registrados, están en la periferia del Edo.Méx. y tienen menor población. Los SNC evidencian el riesgo para el ambiente y la salud de los habitantes aledaños a estos SDF. La falta de registro de SDF denota carencia de veracidad sobre ellos en los informes municipales.

Palabras Clave: Disposición final, población, residuos sólidos, tipos de sitios, ubicación geoespacial.

1. Introducción

La gestión adecuada de los residuos sólidos urbanos (RSU) es uno de los retos más urgentes en la República Mexicana; particularmente en el Estado de México (Edo.Méx.),

debido a que es una de las entidades más pobladas y urbanizadas del país. La creciente generación de residuos, combinada con la limitada capacidad operativa y técnica de los sitios de disposición final (SDF), ha generado una presión crítica sobre los sistemas de gestión existentes [1]. En este contexto, el desarrollo de estrategias sostenibles para la ubicación y operación de rellenos sanitarios (RESA) y centros integrales de residuos (CIR) es esencial para mitigar impactos ambientales, sociales y económicos.

Uno de los elementos clave para avanzar hacia una gestión más eficiente y equitativa es el uso de sistemas de información geográfica (SIG), que permiten visualizar, analizar y gestionar información espacial sobre los SDF. Estos sistemas facilitan la toma de decisiones basada en criterios técnicos y territoriales, como el uso del suelo, la densidad poblacional, la accesibilidad vial, la cercanía a cuerpos de agua y la vulnerabilidad ambiental [2, 3]. Herramientas como el Visor del Atlas de Riesgo del Edo.Méx. [4] y Google Earth [5] han sido fundamentales para identificar zonas críticas y proponer alternativas viables para nuevos CIR, especialmente en regiones con alta generación de RSU o con carencia de infraestructura adecuada. Conforme a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue analizar la ubicación geoespacial previamente validada de los SDF de RSU, con respecto a la población municipal atendida en el Edo.Méx.

2. Metodología

A continuación, se presentan las etapas desarrolladas en esta investigación y en los subapartados se describen las actividades.

2.1 Investigación documental

Se llevó a cabo la investigación documental sobre los SDF existentes en Edo.Méx., mediate un proceso de recopilación sistemática de información secundaria. Se recurrió a diversas fuentes de información confiables, entre ellas bases de datos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) [1, 6,], La Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (SMAyDS) [7] y sus equivalentes locales, además de informes de organismos sobre la gestión integral de residuos sólidos (GIRS) y estudios técnicos publicados por institutos de investigación.

2.2. Verificación de ubicación geoespacial

Para localizar las coordenadas geográficas de los SDF en el Edo.Méx., se utilizaron plataformas de mapas digitales y herramientas de georreferenciación, como el Visor del Atlas de Riesgo [4] y Mapa Digital del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) [8]. La existencia de los SDF se verificó con Google Earth [5].

2.3. Población con servicios de disposición

Una vez corroborada la geolocalización de los SDF, para facilitar su análisis y detectar necesidades de atención, se sobrepusieron en un mapa con la representación de la "Distribución porcentual de la población por municipio", reportada en 2020 por el Consejo Estatal de Población [2]. También se organizó la información sobre la población y generación de RSU por tipo de SDF donde disponen, con el fin de determinar en cuales tipos se depositan más RSU y la cantidad per-capital diaria que reciben de residuos para su disposición.

3.Resultados y discusión

A continuación, se presenta el número en cada uno de los tipos de SDF en los 125 municipios del Edo.Méx., su ubicación validada y de que municipios reciben RSU.

3.1. Investigación documental

El INEGI reportó que en 2021 se generaron 11,954,670 kg/día de RSU en el Edo.Méx. [3] y según la SMAyDS en 2024 se dispusieron 4.7 Mt en RESA y 888.3 Kt en CIRS [7], que corresponden al 90.17% del total de residuos sólidos (6.2 Mt) estimados que se generaron en esta entidad federativa. La información reportada como residuos sólidos incluye RSU y residuos de manejo especial (RME), sin especificar cuanto es de cada tipo [1, 6].

La SMAyDS reporta que el Edo.Méx cuenta con 55 SDF distribuidos en 52 municipios [7]. En la tabla 1 se muestra cuales municipios cuentan SDF por tipo, donde solo 10 operan bajo la NOM-083- SEMARNAT -2003 como RESA y cuatro están registrados como CIR. Los municipios de Naucalpan e Ixtapaluca tienen dos RESA, sin embargo, uno de los RESA de Naucalpan se reporta como clausurado [4]. El municipio de Temoaya tiene registrados dos SNC, en donde el denominado "Canal", se encuentra en el límite con la parte norte del municipio de Toluca [6]. En la Figura 1 se presenta por tipo de SDF (CIR, RESA y SC), los municipios donde se ubican con sus números de habitantes atendidos y su generación diaria de RSU.

Tabla 1. Sitios de final existentes los municipios del Estado de México.

TIPO DE SDF	No	MUNICIPIOS
Centro integral de residuos (CIR)	4	San Antonio la isla, Tecámac, Tenango del Valle y Zinacantepec
Relleno Sanitario (RESA)	10	Ixtapaluca (2), Calimaya, Chicoloapan, Cuautitlán Izcalli, Naucalpan (2), Teoloyucan, Tlalnepantla de Baz, Zumpango
Sitio controlado (SC)	19	Aculco, Amatepec, Amecameca, Chapa de Mota, Coatepec Harinas, Isidro Fabela, Jocotitlán, Juchitepec, Morelos, Otzoloapan, Polotitlán, San Felipe del progreso, Teotihuacán, Tequixquiac, Texcaltitlán, Tlalmanalco, Valle de Bravo y Villa del Carbón.
Sitio no controlado (SNC)	22	Apaxco, Atlautla, Capulhuac, Cocotitlán, Ecatepec, Jilotepec, Jiquipilco, Luvianos, Nezahualcóyotl, Nopaltepec, Ozumba, San Martín de las Pirámides, San Simón de Guerrero, Santo Tomás, Soyaniquilpan de Juárez, Temoaya, Temascalapa, Temascaltepec, Tepetlixpa, Tianguistenco, Xalatlaco y Zacualpan.

En la Figura 1a) puede apreciarse que en Tenango del Valle su población genera más de 1.00 kg/ hab-día, mientras que en Tecámac se generan 0.38 kg/ hab-día. En la figura 1b) se puede observar que los municipios con mayor generación per cápita y con mayor población son Naucalpan de Juárez (0.96 kg/ hab-día) con dos RESA y Tlalnepantla de Baz (0.97kg/ hab-día). Aunque Calimaya tiene menor población, también es uno de los que más residuos genera (0.88 kg/ hab-día).

El municipio de Tecámac cuenta con un CIR y un SC (Figura 1a y 1c) y aunque es uno de los municipios con mayor población, como se menciona en el párrafo anterior, su generación percápita es baja (0.38 kg/ hab-día).

3.2. Verificación de la ubicación geoespacial

Mediante Google Earth [5], fue posible verificar el 100% de las coordenadas obtenidas del Visor del Atlas de Riesgo [4] y de la SMAyDS [7]; así como la existencia de solo el 45% de las coordenadas reportadas para SDF por el INEGI [3], identificando que algunas correspondían a centros de acopio de chatarra de autos y de residuos reciclables. La figura 2 presenta como ejemplo la ubicación corroborada entre la SMAyDS [7] y el Visor de Atlas de Riesgo [4] del SC de Chapa de Mota mediante imagen satelital, mientras que la información proporcionada por INEGI [3] de este sitio fue inexacta.

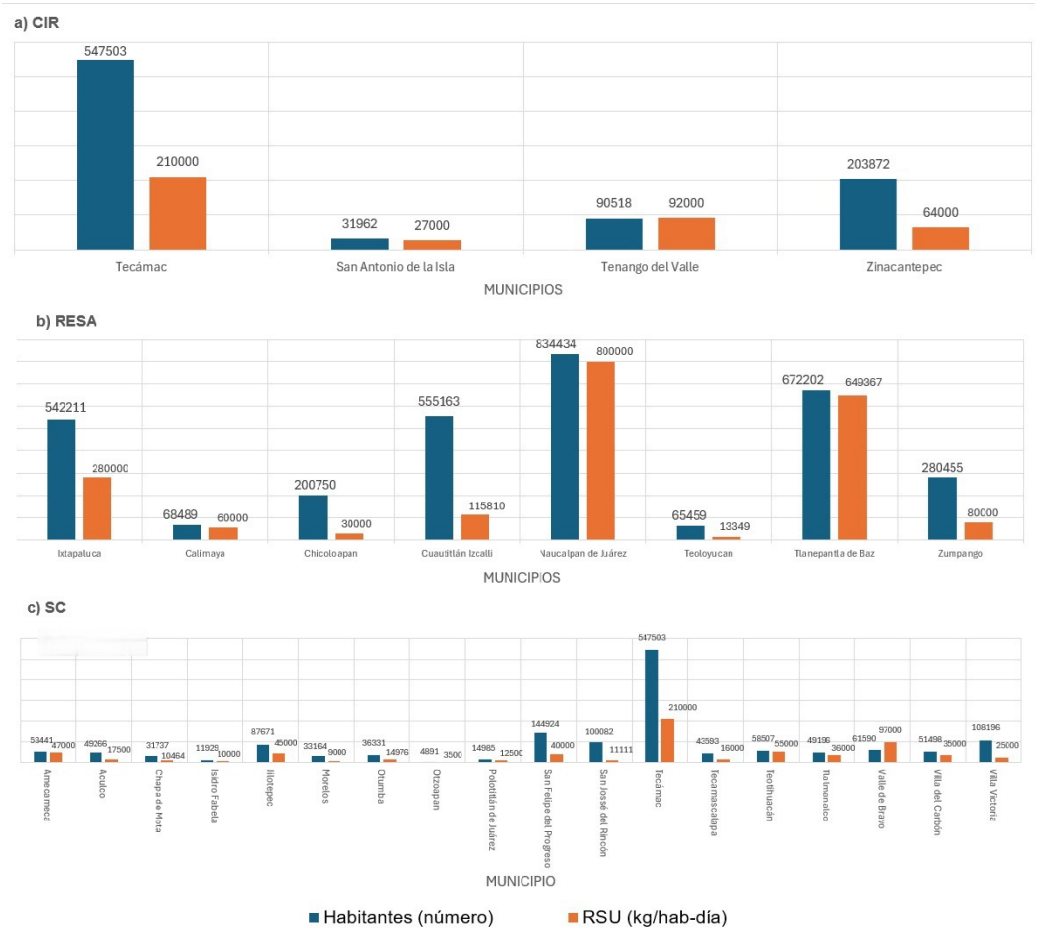


Figura 1. Población y generación de RSU por municipios.

Figura 2. Ejemplo de verificación de un SDF mediante Google Earth.

3.3. Población con servicios disposición

En la figura 3 se muestra la sobreposición de la capa de los SDF verificados a lo largo de territorio mexiquense, presentando su ubicación en los municipios coloreados de acuerdo con la “Distribución porcentual de la población”, que sumaba en 2021 un total de 16,992,418 hab [2]. Como puede apreciarse, tres de los cuatro de los CIR se encuentran en municipios de la Zona Metropolita del Valle de Toluca (San Antonio la Isla, Tenango del Valle y Zinacantepec); cinco de los 10 RESA se ubican en la Zona Metropolitana del Valle de México (Ixtapaluca, Naucalpan y Talnepantla de Baz); 12 de los 19 SC y 18 de los 22 SNC se encuentran en los municipios de menor población. Si bien, 72 municipios carecen de SDF oficialmente registrados, la mayoría de éstos corresponden a municipios de la periferia del Edo.Méx. que presentan menor población (0.03 – 0.60 %).

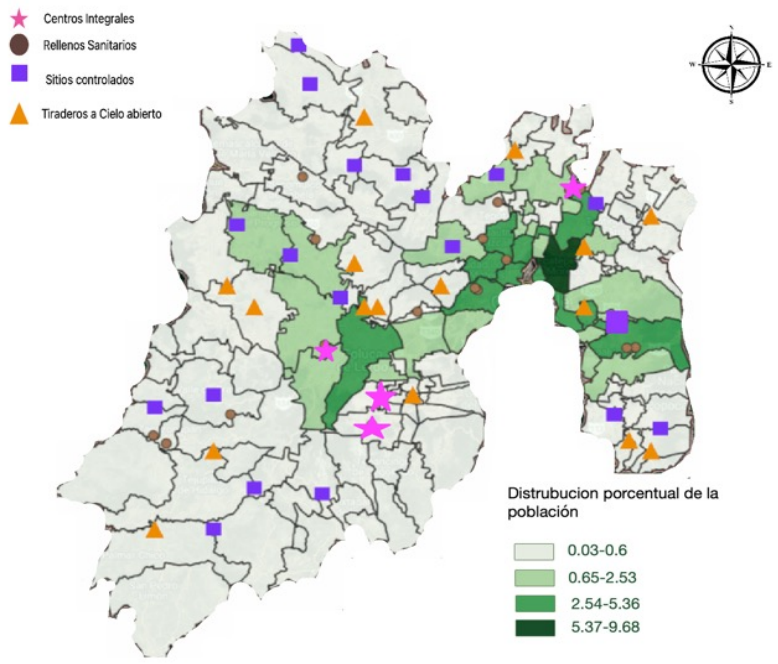


Figura 3. Ubicación de los sitios de disposición final en el mapa de Distribución porcentual de poblacional 2021 [4].

La tabla 2 presenta los nombres de los municipios de acuerdo con el tipo de SDF donde disponen [7], así como el total de habitantes atendidos y la cantidad de RSU generados en estos municipios en 2021 [3]. Conforme con la información proporcionada por la SMAyDS, 30 municipios disponen sus residuos en los cuatro CIR y 43 en los 10 RESA (Tabla 1) [7]. Se desconoce el total de municipios que depositan en los 19 SC y en los 22 SNC, por lo

que solo se colocaron los nombres de los municipios que tiene estos tipos de SDF en la segunda y tercera columnas.

Se identificaron 43 municipios que no cuentan con SDF dentro de su territorio y que depositan en alguno de los ya mencionados; tal es el caso de Acambay, Rayón, Texcoco y Toluca, entre otros, los cuales se incluyeron en la tercera columna de la tabla 2 según el SDF, sin embargo, se desconoce dónde disponen los otros 29. Se detectaron también municipios como Calimaya, San Antonio la Isla y Tecámac entre otros, que tienen un SDF dentro de su territorio donde depositan, pero también disponen en otro sitio.

Tabla 2. Municipios atendidos por tipo de sitio de disposición final.

Tipo / No. Municipios que depositan	Municipios con SDF	Municipios que depositan	Población total atendida (hab)	Total de RSU generados (kg/día)
4 CIR / 30	*San Antonio la Isla, *Tecámac, Tenango del Valle y Zinacan-tepec	*Atizapán, Almoloya del Río, Atlacomulco, *Calimaya, *Chapultepec, Huixquilucan, Hueypoxtla, Ixtapan de la Sal, Joquicingo, *Lerma, Malinalco, Metepec, *Mexicaltzingo, Ocuilan, *Ocoyoacac, *Otzolotepec, Rayón, San Antonio la Isla, San Mateo Atenco, Tenango del Valle, Tenancingo, Tianguistenco, *Toluca, Tonatico, *Tecámac, *Texcalyacac, Villa Guerrero, *Xonacatlán, Zinacantepec y Zumpahuacán.	2,605,210	1,798,142
			0.76 kg/hab-día	
10 RESA / 43	Ixtapaluca (2), *Calimaya, Chicoloa-pan, Cuautitlán Izcalli,	Acolman, Almoloya de Juárez, Atizapán de Zaragoza, *Calimaya, *Capulhuac, Chalco, *Chapultepec, Chicoloapan, Chimalhuacán, **Ciudad de México, Coyotepec, Cuautitlán Izcalli, Huehuetoca, *Hueypoxtla, *Huixquilucan, Jaltenco, La Paz, *Lerma, Melchor Ocampo, *Mexicaltzingo, Naucalpan,	9,088,962	6,172,645
			0.67 kg/hab-día	

Con base a la información del 2021 de los municipios de la tercera columna de la tabla 2 para CIR y RESA [3], así como las columnas 2 y 3 para SC, SNC y municipios donde no se tiene información de donde depositan, se estimó el número total de habitantes atendidos por tipo de SDF, la cantidad de RSU generada y la cantidad per cápita de RSU que habría podido depositarse diariamente (columnas 4 y 5). Cabe mencionar que para los municipios que depositan en dos SDF, identificados con un (*) en la tabla 2, se dividió por mitad su número de habitantes y la cantidad de RSU generados para estimar por tipo de SDF los totales. Según estas estimaciones, en los SNC se depositó la mayor cantidad de RSU per

cápita diaria, lo cual es preocupante. Como puede apreciarse en segundo lugar estarían los CIR, seguidos de los RESA y SC.

Tabla 2. Municipios atendidos por tipo de sitio de disposición final (continuación)

Tipo / No. Municipios que depositan	Municipios con SDF	Municipios que depositan	Población total atendida (hab)	Total de RSU generados (kg/día)
10 RESA / 43	Naucalpan (2), Teoloyucan, Tlalnepantla de Baz, Zumpango	Nicolás Romero, *Ocoyoacac, *Otzolotepec, *Rayón, *San Antonio la Isla, *Tecámac, Teoloyucan, Tepotzotlán, *Texcalyacac, Texcoco, Tlanepantla de Baz, *Toluca, Tonanitla, Tultepec, Valle de Chalco, *Xonacatlán y Zumpango	0.67 kg/hab-día	
19 SC / 19	Aculco, Amatepec, Amecameca, Chapa de Mota, Coatepec Harinas, Isidro Fabela, Jocotitlán, Juchitepec, Morelos, Otzoloapan, Polotitlán, San Felipe del progreso, Teotihuacán, Tequixquiac, Texcaltitlán, Tlalmanalco, Valle de Bravo y Villa del Carbón.		842344	547190.04
			0.64 kg/hab-día	
22 SNC / 22	Apaxco, Atlautla, Capulhuac, Cocotitlán, Ecatepec, Jilotepec, Jiquipilco, Luvianos, Nezahualcóyotl, Nopaltepec, Ozumba, San Martín de las Pirámides, San Simón de Guerrero, Santo Tomás, Soyaniquilpan de Juárez, Temoaya, Temascalapa, Temascaltepec, Tepetlixpa, Tianguistenco, Xalatlaco y Zacualpan.		2,010,445	1,838,281
			0.91 kg/hab-día	
Sin información de SDF donde depositan / 29	Acambay de Ruíz, Castañeda, Chiautla, Amanalco, Coacalco de Berriozábal, Chiutla, Chiconcuac, Donato Guerra, Ecatzingo, Ixtapan del Oro, Jilotzingo, Nextlalpan, El Oro, Otumba, Papalotla, Sultepec, Tejupilco, Temascalcingo, Tenango del Aire, Tepetlaoxtoc, Tezoyuca, Timilpan, Tlatlaya, Tultitlán, Villa de Allende, Villa Victoria, Zacazonapan, Solidaridad y San José del Rincón		2,429,982	1,393,140
			0.57 kg/hab-día	
		TOTALES	**16,992,418**	**11,954,670**

Suponiendo que el 100.00 % de los RSU generados en 2021 se hubieran dispuesto [3], los cuatro CIR mexiquenses habrían recibido 1,798,142 kg/día de RSU, que corresponden al 16.70 % del total (11,954,670 kg/día) y atendido al 15.33% de la población mexiquense. Bajo la misma suposición, en los RESA habrían recibido 6,172,645kg/día, que representan el 51.63% del total de los RSU generados y atendido al 53.49% de la población; por lo que entonces, el 31.67 % de los RSU generados en 2021 se habría dispuesto en SC y SNC. Lo anterior evidencia dos puntos, el primero que se requiere atender con urgencia la correcta

disposición de prácticamente la tercera parte de los RSU generados en el Edo.Méx. y segundo, la importancia de contar con información confiable y actual sobre la generación y disposición de RSU. Es importante mencionar que se carece de la cantidad exacta de RSU y Delegaciones de la **Ciudad de México que se depositaron en RESA del Edo.Méx. en 2021, por lo que no están sumados a las cantidades reportadas en la tabla 2.

4.Conclusiones

La mayoría de los 72 municipios que carecen de SDF registrados, corresponden a la periferia del Edo.Méx. donde se tiene menor población y la existencia de SNC, lo que es indicio de inadecuada disposición, con el consecuente riesgo para el ambiente y la salud de sus pobladores.

La falta de registro de SDF en 72 municipios de los 125 que integran el Edo.Méx. muestra el descontrol y desigualdad en el manejo de los RSU, así como que se requiere cuidar la veracidad en los informes municipales.

Si bien, conforme a las cifras oficiales solo el 9.83% de los RSU se disponen de manera inadecuada y mayoritariamente en municipios con bajo porcentaje de población, los 12 SC y 18 SNC registrados, evidencian el riesgo que existe para el ambiente y la salud de los habitantes aledaños a estos SDF.

El ejercicio realizado con información de población y generación de RSU del año 2021, permitió vislumbrar los RSU dispuestos de manera inadecuada podrían superar las cifras oficiales (9.83%), lo que implica que el reto para el Edo.Méx. es mayor al reportado.

5. Referencias

[1] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. 2020. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf

[2] Consejo Estatal de Población del Estado de México (COESPO). Población por municipio. Gobierno del Estado de México, Secretaría General de Gobierno; 2024. Disponible en: https://coespo.edomex.gob.mx/informacion_municipal

[3] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Generación de residuos sólidos urbanos por tipo de residuo, 2020 a 2021. Con base en SEMARNAT. SNIARN. Base de datos estadísticos. Módulo de consulta temática. Dimensión Ambiental; 2020. Disponible en: http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas/default.aspx?s=est&c=21385

[4] Gobierno del Estado de México (GME). Visor del Atlas Cibernético del Estado de México. Versión en línea; 2025. Disponible en: https://acvisor.edomex.gob.mx/AtlasCibernetico/portal/visorAtlas.do

[5] Google Earth. 2023. Disponible en: https://earth.google.com/web/

[6] CARE Internacional-Avina. Programa unificado de fortalecimiento de capacidades. Módulo 9: Gestión integral de residuos sólidos (GIRS); 2012. Disponible en: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2018/CD002947.pdf

[7] Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (SMAyDS), Centro Mario Molina. Estudio de valorización y aprovechamiento de residuos sólidos en el Estado de México. Centro Mario Molina para Estudios Estratégicos Sobre Energía y Medio Ambiente A.C.; 2025.

[8] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Mapa digital de México; 2023. Disponible en: https://gaia.inegi.org.mx/mdm6/

Casos de cierre de rellenos sanitarios en México debido a oposición social

O4 MCHB2

Susana Monserrat Morales Frías[1], Fredy Cuellar Robles[1], María del Consuelo Mañón Salas[1], Margarita Pérez Palacios[2], María del Consuelo Hernández Berriel[1]*

[1]Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Col. Agrícola Bellavista Metepec, C.P. 52149, Edo. de México, México.

[2]Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Lerma (UAM-L), Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón, Municipio Lerma de Villada, C.P. 52005, Estado de México, México.

*E-mail: mhernandezb@toluca.tecnm.mx

Resumen

En México, el manejo de residuos sólidos urbanos (RSU) ha sido uno de los mayores retos socioambientales, donde los rellenos sanitarios (RESA) construidos y operados bajo la NOM-083- SEMARNAT-2003, son las instalaciones adecuadas para la disposición de los RSU. Aunque los RESA son necesarios, han generado resistencia por parte de algunas comunidades cercanas a su implantación; por lo que se analizaron cuatro casos con el fin de conocer las principales causas donde la presión social logró detener la construcción, aunque contaban con las autorizaciones correspondientes. Tres casos fueron de Veracruz y uno de Guerrero, México. Se investigó su ubicación geoespacial, inversión, población servida y comunicación con la comunidad. Los RESA de Huatusco, Nanchital y Córdoba, Veracruz iniciaron sus construcciones en 2009, 2019 y 2022, con inversiones de $7, $418 y $20 millones de pesos mexicanos, para servir a poblaciones de 50, 230 y 300 mil habitantes; respectivamente. El RESA de Zumpango, Guerrero se autorizó en 2018 con $90 millones de inversión, para 330 mil habitantes. Entre los argumentos de las comunidades destacan que no se consideró su opinión para la ubicación, la desconfianza en las evaluaciones de impacto ambiental y disputas entre autoridades de diferentes partidos políticos. Cabe resaltar la importancia de la participación ciudadana en la toma de decisiones socioambientales y la necesidad de políticas públicas más inclusivas para el éxito en la gestión de RSU, puesto que el detener la construcción de RESA, propicia la contaminación del ambiente y los efectos negativos en la salud de los habitantes.

Palabras Clave: Comunidad, participación, presión social, relleno sanitario, residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

El crecimiento demográfico y el aumento en la ocupación urbana han dado lugar al incremento en la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y su manejo inadecuado genera diversos impactos negativos en el ambiente, planteando desafíos en la disposición final adecuada, donde los rellenos sanitarios (RESA) han sido la solución más común implementada en diferentes regiones del mundo [1].

En México la gestión de RSU requiere atención urgente en materia ambiental, debido a que la mayoría de las entidades federativas enfrentan una situación crítica por el incremento de sitios no controlados (SNC), conocidos como tiraderos a cielo abierto o basureros y, la resistencia social a nuevos proyectos de sitios de disposición final (SDF). En los últimos años varios estados han sido escenarios de activismo social, que ha resultado en disputas con las autoridades, provocando el cierre de varios RESA en distintos municipios [2]. La resistencia ciudadana, justificada por las preocupaciones ambientales, salud y corrupción, ha logrado lo que durante décadas parecía imposible, detener construcciones y operaciones de RESA y aunque estos representan una opción viable para la disposición final de los RSU frente a los SNC, su implementación ha generado conflictos con las comunidades locales, quienes perciben riesgos ambientales y sociales, que no son adecuadamente abordados por las autoridades. Los factores comunes de la oposición para el desarrollo de los proyectos parecen ser la falta de conocimiento, la ausencia de procesos de consulta pública y la realización de estos de manera incompleta o poco clara; los cuales han creado desconfianza hacia los gobiernos y las instituciones; por lo que el objetivo del presente trabajo fue analizar las principales causas en cuatro casos de estudio, donde la presión social logró detener la construcción, aunque contaban con las autorizaciones correspondientes.

2. Metodología experimental

La metodología utilizada fue el enfoque cualitativo desde una perspectiva de carácter exploratorio y descriptivo, acompañado de una revisión crítica de cuatro casos representativos.

2.1 Recolección de datos

La información fue recopilada a partir de fuentes secundarias de 2009 a 2024, como literatura académica y científica sobre conflictos socioambientales y gestión integral de

residuos sólidos (GIRS) en México, así como artículos periodísticos publicados en medios nacionales y regionales.

2.2 Selección de casos

De la información recabada se seleccionaron cuatro casos, tomando en consideración que la inversión para el RESA fuera mayor a $5 millones de pesos, la intensidad del conflicto, la relevancia mediática y la diversidad de actores sociales involucrados; asi como la procedencia y confiabilidad de las fuentes documentales.

2.3 Análisis de la información

Para cada uno de los cuatro casos seleccionados, se empleó un proceso de triangulación informativa, contrastando los datos reportados en medios de comunicación con documentos oficiales y con comunicados de las organizaciones ciudadanas y ambientales; con el fin de evitar errores de interpretación o sesgo.

3. . Resultados y discusión

Dentro del territorio Mexicano se generan 42 000 000 t de RSU al año (INEGI, 2023), sin embargo, gran parte de estos residuos no se maneja adecuadamente y los RESA representan la principal estrategia de disposición final [3].

3.1 Recolección de datos

En la tabla 1 se presentan 16 casos de resistencia en un periodo de 15 años, encontrándose el mayor número en el estado de Veracruz.

3.2 Selección de casos

De acuerdo con los criterios establecidos, de la tabla 1 se seleccionaron tres casos de Veracruz y uno de Guerrero, que superaron los $ 5 000 000.00 (cinco millones de pesos 00/100 MXN) como inversiones autorizadas; no se consideró el caso de Cholula, Pue. por falta de información. En los casos elegidos se vieron involucradas autoridades locales, municipales y federales, así como miembros de la comunidad agrícola, rural y urbana; de manera que la presión social llevó al cierre definitivo de los proyectos de los SDF autorizados y financiados.

Tabla 1. Casos de oposición social en México.

Año	Ubicación	Causa de la oposición	Inversión
2009	La Víbora, Huatusco, Ver.	Contaminación del Río Chiquito, falta de consulta	$7 000 000 (siete millones de pesos 00/100 MXN) [4]
2009	Loma Mejía, Cuernavaca, Mor.	Daño a hectáreas agrícolas	$3 000 000 (tres millones de pesos 00/100 MXN) [5]
2012	San Juan de las Huertas, Edo.Méx.	Cambio de uso de suelo	$ 2 000 000 (dos millones de pesos 00/100 MNX) [6]
2018	Vetagrande, Zac.	Daño a biodiversidad	$ 5 000 000 (cinco millones de pesos 00/100 MXN) [7, 8]
2018	Mazatlan, Sin.	Posible contaminación y daño a la salud	$ 4 000 000 (cuatro millones de pesos 00/100 MXN) [9]
2020	Amozoc, Pue.	Posible contaminación de mantos freáticos y conflicto con comuneros	$ 4 000 000 (cuatro millones de pesos 00/100 MXN) [10, 11]
2022	San Pedro Cholula, Pue.	Cercanía con zonas arqueológicas y culturales	$ 25 000 000 (veinticinco millones de pesos 00/100 MXN) [12]
2022	San Miguel el Alto, Jal.	Riesgos para salud y recursos hídricos locales	$ 5 000 000 (cinco millones de pesos 00/100 MXN) [13]
2023	Córdoba, Ver.	Proximidad a escuelas y zonas habitadas, riesgos sanitarios	$20 000 000millones (veinte millones de pesos 00/100 MXN) [14]
2023	Nanchital, Ver.	Proximidad a mantos acuíferos, afectación a tierras comunales	$ 418 000 000 (cuatrocientos millones de pesos 00/100 MXN) [15]
2023	Zumpango Gro.	Daños ecológicos y desinformación de comunidades	$90 000 000 (noventa millones de pesos 00/100 MXN) [16]
2023	Tomatlán / Chocamán, Ver.	Riesgo a la salud, afectación a cultivos y fuentes de agua	$ 5 000 000 (cinco millones de pesos 00/100 MXN) [17]
2024	Cancún, Quintana Roo	Proximidad a zonas residenciales	$5 000 000 (cinco millones de pesos 00/100 MXN) [18]

3.3 Análisis de la información

A continuación, se describen los cuatro casos seleccionados para este trabajo (Tabla 1), donde el conflicto en contra de los RESA culminó en la cancelación de los permisos de construcción y operación.

a) Caso Nanchital, Ver., México. Con cerca de 31 ha el Gobierno Mexicano anunció el cierre y remediación ambiental del basurero más grande de la región, presentando el nuevo proyecto de construcción denominado “Casa Caracol”, un RESA regional con una unidad de manejo ambiental (Figura 1).

Figura 1. Predio destinado al proyecto de RESA regional de Nanchital, Veracruz, México.

Este SDF a través de programas de educación, se convertiría en un modelo nacional de GIRS, donde 26 ha serían destinadas para disposición de los residuos, con 11 módulos que funcionarían de manera secuenciada, teniendo un aprovechamiento que superaría los 40 años [19]. Este RESA cumplía con la normatividad vigente a fin de minimizar la liberación de contaminantes al agua, suelo y aire, ya que los materiales empleados impedirán las descargas de líquidos a los mantos freáticos y las emisiones de gases a la atmósfera [15].

Las autoridades comunicaron el compromiso de dotar al municipio con obras de infraestructura que impactaran en el bienestar de la población, para contribuir a solucionar el grave problema ambiental y de salud que representaba el tiradero sin control denominado “Las Matas”; sin embargo, el anuncio del proyecto del RESA generó rechazo en los habitantes de Nanchital, Ver. un pueblo petrolero con 29 mil hab., quienes reclamaron que no se les consultó [20] y 38 días después de que el Presidente de la República Mexicana anunció la construcción del RESA regional en Nanchital, el proyecto fue cancelado, anulando la solución para cumplir la emergencia de cerrar el basurero más grande de la región y resolver la disposición final de miles de toneladas diarias de basura [21]. La cancelación del proyecto se tomó tras una serie de protestas por parte de los habitantes que incluyeron marchas, bloqueos de los accesos al predio donde se planeaba la obra, así como en los edificios gubernamentales del municipio. Los principales factores expuestos por la resistencia ciudadana para la ejecución del proyecto fueron posibles impactos ambientales que se presentarían como contaminación de suelos, aguas subterráneas y afectaciones a ecosistemas cercanos, se denunció que el subsuelo arenoso permitiría la filtración de lixiviados a los mantos freáticos. La población argumentó faltad de información para ellos, riesgos para la salud pública, déficit de consulta pública y desconfianza en las autoridades.

b) Caso de Huatusco, Ver., México. El municipio se había enfrentado a desafíos significativos en la GIRS, ya que se generaban alrededor de 30 t de RSU al día en 2009 [22, 23], por lo que era primordial para las autoridades locales establecer un RESA que atendiera exclusivamente los RSU del municipio. En 2009 se propuso y se inició la construcción de un RESA para servir a una población de 50 mil hab, teniendo la ubicación proyectada en la comunidad de “La Víbora” (Figura 3) en el Municipio de Huatusco, Ver. [24].

Figura 2. Predios propuestos para la ubicación del RESA para Huatusco, Ver., México.

La comunidad de “La Víbora”, representó uno de los episodios más significativos, donde la oposición social en torno a la construcción del RESA fue determinante para su interrupción. Los habitantes exigieron explicaciones detalladas sobre el funcionamiento y los posibles impactos del proyecto. Las preocupaciones expresadas por la comunidad se centraron en el riesgo de contaminación del Río Chiquito, un cuerpo de agua que atraviesa varias localidades de la región. Los argumentos de los pobladores se basaron en el temor de que los lixiviados del RESA pudieran filtrarse y afectar la calidad y el cauce de este Río, comprometiendo no solo el ecosistema, sino también el acceso a agua limpia para consumo humano y uso agrícola [25]. El encuentro entre autoridades y pobladores no logró resolver el conflicto y derivó en una serie de confrontaciones verbales y manifestaciones, que se intensificaron en altercados que involucraban disputas armadas entre ejidatarios y mandos municipales, lo que evidenció la falta de comunicación efectiva y la ausencia de un proceso de consulta pública previo. Este caso puso de manifiesto la creciente sensibilidad ambiental de las comunidades rurales veracruzanas, así como la necesidad de integrar mecanismos de diálogo y participación en la planificación de proyectos de infraestructura ambiental.

c) Caso Córdoba, Ver. Se propuso la construcción de un RESA para mejorar la gestión de las aproximadamente 200 t de RSU recolectadas diariamente. Este RESA tenía la

finalidad de optimizar el proceso de disposición final de los RSU, reduciendo los tiempos y costos asociados al transporte al RESA [14]. Se pretendía ejecutar del proyecto en un predio ubicado sobre la carretera estatal Córdoba–Naranjal (Figura 3), a la altura de la Unidad Habitacional Colinas de San José, para servir a una población 300 000 hab. Sin embargo, este proyecto se quedó estancado por enfrentamiento entre pobladores y autoridades.

Figura 3. Predio destinado a la creación del RESA de Córdoba, Ver., México.

El proyecto contemplaba la instalación del RESA en un predio de tres hectáreas, a 276 m de la Escuela Primaria “Hermenegildo Galeana”. La cercanía del RESA propuesto a áreas residenciales y educativas llevó a una serie de protestas, donde vecinos de al menos diez colonias de Córdoba y Amatlán de los Reyes Ver. expresaron su rechazo al proyecto, temiendo que pudiera afectar la salud pública y el ambiente [14]. Estas manifestaciones incluyeron bloqueos y ocupaciones de espacios públicos, como el Palacio Municipal de Amatlán, Ver. donde los habitantes exigieron la cancelación del proyecto. Las protestas se intensificaron argumentando que la instalación del RESA representaba un riesgo para la salud de las comunidades cercanas, debido a la posibilidad de contaminación del subsuelo y de los manantiales de agua que abastecen a la región. Además, expresaron preocupación por la afectación a cultivos y recursos hídricos esenciales para la zona. Tras evaluaciones y considerando el rechazo social, la Secretaría de Medio Ambiente del estado de Veracruz [22, 23] determinó que el proyecto del RESA no se llevara a cabo. Esta decisión fue comunicada oficialmente el 30 de junio de 2023, representando una victoria para las comunidades que se oponían al proyecto.

d) Caso Zumpango, Gro. En este municipio se gestó una fuerte oposición social al proyecto de construcción de un RESA intermunicipal, que involucraba a los municipios de Chilpancingo y Tixtla, Gro. Desde su anuncio, los habitantes de Zumpango y Matlalapa, Gro. expresaron su rechazo debido a preocupaciones ambientales y de salud pública. El proyecto contemplaba la construcción de un RESA en terrenos ejidales de Matlalapa,

Gro., colindantes con los Bienes Comunales de Zumpango [26]. Se estimaba que el RESA recibiría RSU de tres municipios y las autoridades locales aseguraron que el proyecto contaba con todos los permisos necesarios, cumpliendo con las normativas ambientales vigentes para dar servicio a 330 000 hab. El proyecto fue cancelado por el gobierno local, debido a los argumentos de la oposición social que detallaban riesgos ambientales, debido a que la construcción del RESA estaba en una zona cercana a mantos acuíferos y podía contaminar las fuentes de agua locales [27]. También justificaron impactos en la salud pública, puesto que los habitantes de las comunidades cercanas temían que la operación del mismo provocara la proliferación de fauna nociva como roedores, moscas y zopilotes, lo que podría generar malos olores y aumentar el riesgo de enfermedades. La comunidad denunció falta de empatía e información de las autoridades locales, ya que no habían realizado consultas adecuadas a las comunidades afectadas, ni consideraron sus opiniones en la toma de decisiones sobre el proyecto.

4. Conclusiones

Los casos de estudio analizados demostraron que la oposición social a los RESA se sustenta en una creciente conciencia y participación de las comunidades, donde el modelo de GIRS ha fallado al ignorar la participación ciudadana, pese a que los proyectos se fundamenten en la sustentabilidad y tengan recursos considerables.

Este trabajo evidencia la importancia de la consulta social en proyectos de infraestructura ambiental, así como la necesidad de garantizar el cumplimiento de estudios ambientales para prevenir daños irreparables al ambiente y a las poblaciones locales.

Para superar los conflictos, es necesario incorporar procesos de consulta previa, evaluar impactos socioambientales de forma integral y presentar el proyecto de manera transparente a la comunidad que será beneficiada. Si se minimiza la fuerza de la comunidad, la movilización y organización de los habitantes seguirán presentándose, para expresar sus preocupaciones y pugnar por la cancelación de proyectos que consideren perjudiciales y no cumplan sus expectativas.

5. Referencias

[1] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2023. Secretaría del Medio Ambiente de Veracruz; 2023.

[2] Gobierno del Estado de Veracruz. Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial del Estado de Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz; 2023.

[3] Kaza S, Yao L, Bhada-Tata P, Van Woerden F. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development. World Bank; 2018. Disponible en: http://hdl.handle.net/10986/30317

[4] Alcalor Político. Habitantes se oponen a la construcción de un relleno sanitario en Huatusco. 2009. Disponible en: https://www.alcalorpolitico.com/informacion/habitantes-se-oponen-a-la-construcci-n-de-un-relleno-sanitario-en-huatusco-39211.html

[5] Fondo para la Comunicación y Educación Ambiental. Nada frena un proyecto de relleno sanitario de autoridades panis tas. 2009. Disponible en: https://agua.org.mx/nada-frena-un-proyecto-de-relleno-sanitario-de-autoridades-panistas/

[6] La Jornada de Oriente. Habitantes se oponen a la construcción de un relleno sanitario. 2012. Disponible en: https://www.jornada.com.mx/2012/04/30/sociedad/037n1soc

[7] Alcaldes de México. Aliados por la limpieza. 2013. Disponible en: https://www.alcaldesdemexico.com/septiembre-2013/aliados-por-la-limpieza/.

[8] [8] PROFEPA. Clausura PROFEPA relleno sanitario intermunicipal en Vetagrande, Zacatecas. 2018. Disponible en: https://www.gob.mx/profepa/prensa/clausura-profepa-relleno-sanitario-intermunicipal-en-vetagrande-en-zacatecas

[9] El Sol de Mazatlán. Construcción del nuevo relleno sanitario de Mazatlán costará 5 millones de pesos. 2018. Disponible en: https://oem.com.mx/elsoldemazatlan/local/construccion-del-nuevo-relleno-sanitario-de-mazatlan-costara-5-millones-de-pesos-13013594

[10] Dirección Geoestadística del Estado de Puebla. Reportaje: La hija del cacique, alcaldesa en Capilla. 2020. Disponible en: http://blog.expediente.mx/nota/188/periodico-de-veracruz-portal-de-noticias-veracruz/reportaje-la-hija-del-cacique-alcadesa-en-capilla16-de-noviembre-de-2010

[11] La Jornada de Oriente, 7 municipios volverán a llevar su basura a Chiltepeque por cierre de relleno de Cholula, 2020. Disponible en: https://www.lajornadadeoriente.com.mx/puebla/7-municipios-volveran-a-llevar-su-basura-a-chiltepeque-por-cierre-de-relleno-de-cholula/

[12] PROFEPA. Informa a comunidades los avances en el proceso para la clausura y cierre del relleno sanitario de San Pedro Cholula. 2022. Disponible en: https://www.gob.mx/profepa/prensa/informa-profepa-a-comunidades-los-avances-en-el-proceso-para-la-clausura-y-cierre-del-relleno-sanitario-de-san-pedro-cholula?state=published

[13] Proepa. Clausura vertedero municipal de San Miguel el Alto. 2022. Disponible en: https://www.jalisco.gob.mx/es/prensa/noticias/142068

[14] El Sol de Córdoba. Manifestaciones en Córdoba cierran carretera Córdoba-Naranjal en rechazo al Centro de Transferencia. 2023. Disponible en: https://oem.com.mx/elsoldecordoba/local/manifestaciones-cordoba-cierran-carretera-cordoba-naranjal-en-rechazo-al-centro-de-transferencia-18983571

[15] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Se construirán rellenos sanitarios municipales; el regional en Nanchital queda cancelado. 2023.

[16] Pulso Informativo Guerrero. También comuneros de Zumpango se oponen a relleno sanitario. 2023. Disponible en: https://www.pulsoinformativoguerrero.com/2023/09/08/69528-oasblt/

[17] Presencia.MX. Tomatlán dijo no al Centro de Transferencia de Residuos. 2023. Disponible en: https://www.presencia.mx/nota.aspx?id=200583&s=4

[18] Varillas A. Concede Juzgado Séptimo de Distrito en Cancún suspensión provisional que impide operación de celda emergente. EstamosAquí.mx. 2024. Disponible en: https://estamosaqui.mx/2024/03/07/concede-juzgado-septimo-de-distrito-en-cancun-suspension-provisional-que-impide-operacion-de-celda-emergente/

[19] Diario del Istmo, SEMARNAT detalla de qué trata el proyecto Casa Caracol de Nanchital, es un relleno sanitario, 2023. Disponible en: https://diariodelistmo.com/regional/semarnat-detalla-de-que-trata-el-proyecto-casa-caracol-de-nanchital-es-un-relleno-sanitario/50434825

[20] Proceso, Cancelan construcción de basurero en Nanchital, Veracruz, una de las promesas de AMLO, 2023. Disponible en: https://www.proceso.com.mx/nacional/estados/2023/10/13/cancelan-construccion-de-basurero-en-nanchital-veracruz-una-de-las-promesas-de-amlo-316724.html

[21] La Jornada, Con bloqueo, se oponen a relleno sanitario en Nanchital, 2023. Disponible en: https://www.jornada.com.mx/

[22] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2023. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos

Naturales; 2023. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/187445/Veracruz.pdf

[23] Secretaría del Medio Ambiente de Veracruz. Informe Anual de Gestión Ambiental 2022-2023. Gobierno del Estado de Veracruz; 2023. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/187445/Veracruz.pdf

[24] Tinta Negra, Huatusco sin problemas con recolección de basura, 2009. Disponible en: https://escribiendocontintanegra.com/huatusco-sin-problemas-con-recoleccion-de-basura

[25] Alcalor Político. Habitantes se oponen a la construcción de un relleno sanitario en Huatusco. 2009. Disponible en: https://www.alcalorpolitico.com/informacion/habitantes-se-oponen-a-la-construcci-n-de-un-relleno-sanitario-en-huatusco-39211.html

[26] El Sol de Chilpancingo, Habitantes de Zumpango y Matlalapa se oponen al relleno sanitario que pretenden instalar en sus ejidos, 2023. Disponible en: https://www.elsoldechilpancingo.mx/2023/06/12/habitantes-de-zumpango-y-matlalapa-se-oponen-al-relleno-sanitario-que-pretenden-instalar-en-sus-ejidos/

[27] Reportegro, Pobladores de Metlalapa se oponen a construcción de relleno sanitario intermunicipal, 2023. Disponible en: https://reportegro.com/2023/09/pobladores-de-metlalapa-se-oponen-a-construccion-de-relleno-sanitario-intermunicipal/reportegro.com

Eficiencia de separación de residuos sólidos urbanos en la UAM Azcapotzalco

O4 RMEV

Dagma Judith Borbolla Esperón, Itzel Rubí Jiménez Escamilla, Verónica Jimena Morales Meza, Eva Leonor Jiménez Cruz, Mariana Elizabeth Ballesteros López, Oliva Soperanez Ponce, Sylvie Turpin Marion, Alethia Vázquez Morillas, Maribel Velasco Pérez, Rosa María Espinosa Valdemar*

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

*E-mail: rmev@azc.uam.mx

Resumen

La Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco (UAM-A) implementó en 2003 el programa "*Separacción por un mejor UAMbiente*" para mejorar la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU). Esta investigación evaluó la eficiencia del programa, entendida como la correcta separación de residuos. Cuatro muestreos revelaron eficiencias variables. En áreas abiertas, los contenedores para residuos valorizables tuvieron una eficiencia promedio del 52.3%, mientras que en los no valorizables se alcanzó el 85.2%. En áreas académico-administrativas, los contenedores mostraron una eficiencia del 50.9% para los no valorizables, 35.9% para valorizables, y 27.8% para papel y cartón. En el centro de acopio, la eficiencia de separación de valorizables fue del 35.4%, y en los no valorizables fue del 64.0%. A pesar de esto, los operadores recuperaron un 16.0% de materiales valorizables de las bolsas de residuos valorizables y un 12.6% de las de no valorizables. Se concluye que, si bien hay avances, persisten desafíos en la separación de RSU, especialmente en áreas académico-administrativas y en la identificación de residuos valorizables. Es importante implementar estrategias de educación ambiental y seguimiento continuo para mejorar la comprensión de la comunidad y aumentar las tasas de recuperación.

Palabras Clave: Gestión de residuos, programas de manejo en escuelas, residuos en universidades.

1. Introducción

La gestión de RSU representa un desafío ambiental significativo a nivel global. En este contexto, las instituciones educativas tienen un papel crucial, no solo en la generación de conocimiento, sino también en la implementación de prácticas sostenibles que sirvan como

modelo para la sociedad. Respondiendo a esta problemática, y con el firme compromiso de fomentar una cultura ambiental, la Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco (UAM-A) implementó, el 31 de octubre de 2003, el programa *Separacción por un mejor UAMbiente.*

Los objetivos fundamentales de *Separacción,* concebido como un proyecto académico y de servicio, se centran en la concientización de la comunidad universitaria, el cumplimiento de la legislación ambiental vigente y la promoción activa de esta misma comunidad universitaria en la separación de residuos.

El programa se estructura en la clasificación de residuos en dos categorías principales: valorizables, para las áreas exteriores se colocan en un bote blanco con una bolsa del mismo color, y no valorizables ("todo lo demás") para el que existe un bote rojo con una bolsa negra. Las bolsas en los botes se emplean para la recolección de los residuos y en ellas se llevan al centro de acopio. En las áreas académico-administrativas se emplean botes con tres divisiones, las dos ya mencionadas, más una tercera para papel y cartón y se emplean los mismos colores de bolsas

Esta distinción es crucial para facilitar su aprovechamiento, minimizar su acumulación en rellenos sanitarios y consecuentemente mitigar sus impactos ambientales. Más allá de su función operativa en la gestión de residuos, *Separacción* ha trascendido como una iniciativa con un profundo impacto educativo y cultural. Al involucrar activamente a la comunidad universitaria, no solo se fomenta una mayor responsabilidad ambiental, sino que también se genera un espacio para el apoyo académico y la investigación en el campo de la ingeniería ambiental [1].

Tras más de dos décadas de operación, la eficiencia y el impacto de *Separacción* han sido objeto de evaluación continua a través de diversos indicadores. Este trabajo no solo presenta una evaluación exhaustiva de la eficiencia de separación de residuos por parte de la comunidad universitaria en áreas comunes, sino que también profundiza en el análisis de la separación en entornos más específicos, como las oficinas académico-administrativas y, de manera particular, al interior del centro de acopio del propio programa. Esta evaluación integral busca identificar áreas de oportunidad y proponer estrategias para optimizar aún más la gestión de residuos en la UAM Azcapotzalco.

2. Metodología experimental

Para llevar a cabo la evaluación de la eficiencia de separación de RSU en la UAM-A, se realizaron muestreos, en días hábiles en tres diferentes semanas del periodo escolar (trimestre), en botes de las áreas abiertas y pasillos, en áreas académico- administrativas, así como en las bolsas que llegan al centro de acopio que son revisadas por los operadores del programa (ver Figura 1)

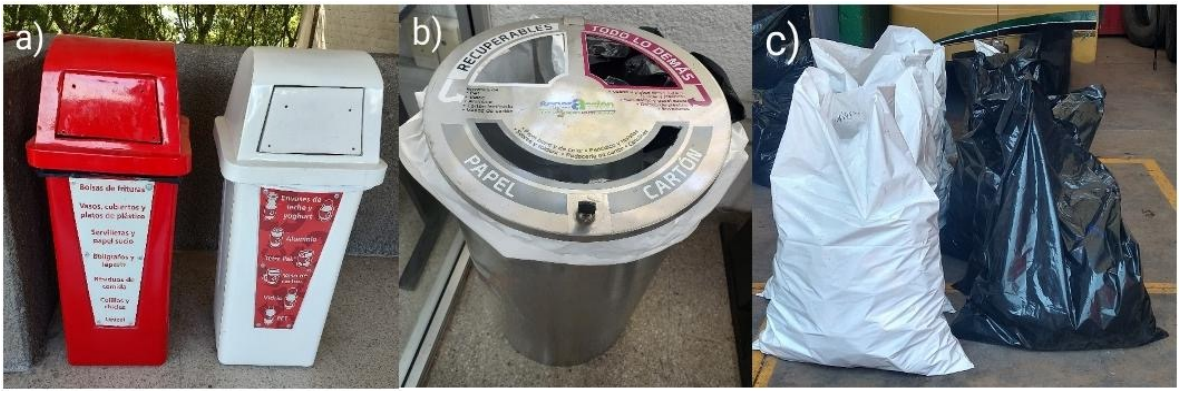


Figura 1. Contenedores de residuos a) áreas abiertas y pasillos b) áreas académico administrativas c) bolsas que llegan al centro de acopio.

El muestreo de los botes ubicados en las áreas abiertas y los pasillos de la UAM-A, se realizó en 11 pares de botes seleccionados de manera aleatoria durante el turno matutino y 11 pares para el turno vespertino. La separación de los residuos en este y los demás muestreos se llevó a cabo en dos categorías principales: valorizables (envases de PET, de aluminio, de Tetra Pack® y de polietileno de alta densidad y vidrio), y “todo lo demás” (no valorizables).

2.2. Muestreo en botes de áreas académico-administrativas

En las oficinas y áreas académico-administrativas, el muestreo se llevó a cabo en los botes diseñados para una separación más específica con tres compartimentos: valorizables (Tetra Pak®, PET, HDPE y aluminio), papel y cartón, y "todo lo demás". En cada compartimento, se evaluó la eficiencia de separación, es decir, que los residuos depositados correspondieran correctamente a la categoría designada para ese compartimento.

2.3. Muestreo en bolsas de recolección de todas las áreas

Para la ejecución del muestreo de los residuos de las bolsas que llegan al centro de acopio, procedentes de las diferentes áreas, como: espacios abiertos, oficinas, talleres, entre otras, se seleccionaron, de forma aleatoria, 14 bolsas (7 blancas y 7 negras) en ambos turnos. Se registró el lugar de procedencia de cada una de las bolsas recibidas. Esto permitió obtener una muestra representativa de los residuos generados en las diferentes áreas de la Unidad. Al igual que en los casos anteriores, se revisó y cuantificó la presencia de residuos no valorizables en las bolsas blancas y de valorizables en las bolsas negras para evaluar la eficiencia de separación de residuos.

2.4. Muestreo en residuos valorizables separados en el centro de acopio

Para el muestreo de residuos valorizables separados por los operadores del programa, se seleccionaron 7 bolsas blancas y 7 bolsas negras para los turnos matutino y vespertino. Se registró la procedencia de cada bolsa para su posterior evaluación. En este caso, los operadores revisaron y separaron los residuos valorizables de cada una de las bolsas seleccionadas, actividad que se realiza regularmente de manera superficial. Una vez concluida esta revisión, se vació el contenido de cada bolsa para obtener los residuos valorizables que no fueron separados por los operadores.

2.5. Evaluación de la eficiencia de separación de residuos

La eficiencia de separación de residuos se define como el porcentaje de residuos clasificados correctamente en el contenedor o bolsa designada. El cálculo de la eficiencia se basa en un indicador diseñado en 2017 por José Luis Elizagaray Mandujano (Elizagaray, 2017). Este indicador determina la separación correcta e incorrecta en cada contenedor y bolsa muestreada, sumando luego los residuos separados correctamente por semana, considerando factores como el color del bote, la bolsa y el turno. Esto permite evaluar el porcentaje de separación correcta semanal y trimestralmente, ofreciendo una herramienta efectiva para monitorear y mejorar el programa. La ecuación desarrollada es la siguiente:

$$\% = \frac{RSU\ separados\ correctamente\ en\ la\ semana\ y}{RSU\ separados\ correctamente\ en\ la\ semana\ y + RSU\ separados\ incorrectamente\ en\ la\ semana\ y} * 100$$

Donde y es la semana de muestreo.

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan de los datos recopilados durante la fase de muestreo.

3.1. Muestreo en botes de áreas exteriores

Los contenedores para “todo lo demás” (botes rojos) mostraron una mayor eficiencia promedio en la separación, con valores promedio del 83.3%, 88.0% y 84.4% en los tres muestreos. En contraste, los contenedores para residuos valorizables (botes blancos) presentaron eficiencias promedio más bajas, con valores del 46.7%, 53.6% y 56.7% en los mismos muestreos (ver Figura 2).

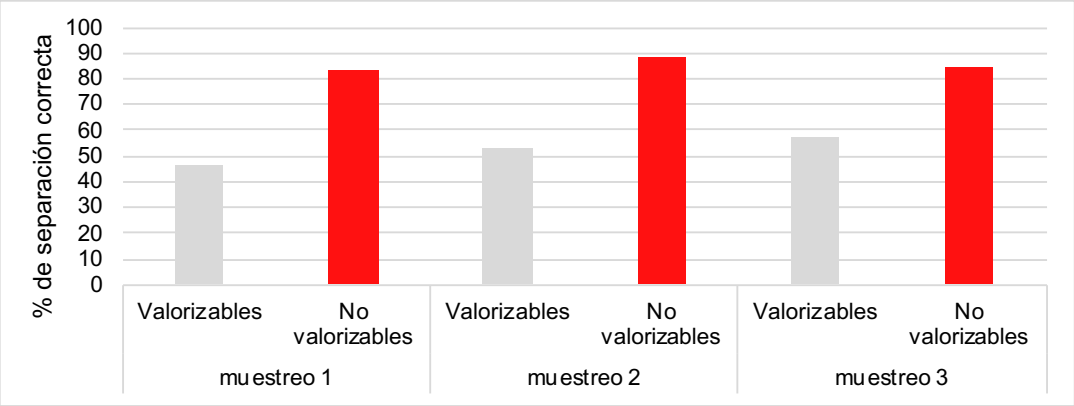


Figura 2. Porcentaje promedio de eficiencia de separación de residuos valorizables y no valorizables ubicados en los contenedores bancos y rojos.

3. 2. Muestreo en botes de las áreas académico-administrativas

En la Figura 3, los valores promedio de eficiencia por muestreo revelan tendencias distintas. La separación de papel y cartón mostró su punto más alto en el primer muestreo con un 30 % de correcta clasificación, disminuyendo progresivamente a 26.9% en el segundo y 26.4% en el tercer muestreo. De manera similar, la eficiencia en la sección de valorizables descendió de un 36.5% en el primer muestreo a 36.3% en el segundo y 35.0% en el tercero. Por el contrario, la eficiencia en la categoría de "todo lo demás" aumentó consistentemente, pasando del 44.4% en el primer muestreo al 53 % en el segundo, y alcanzando un máximo del 55.4% en el tercer muestreo.

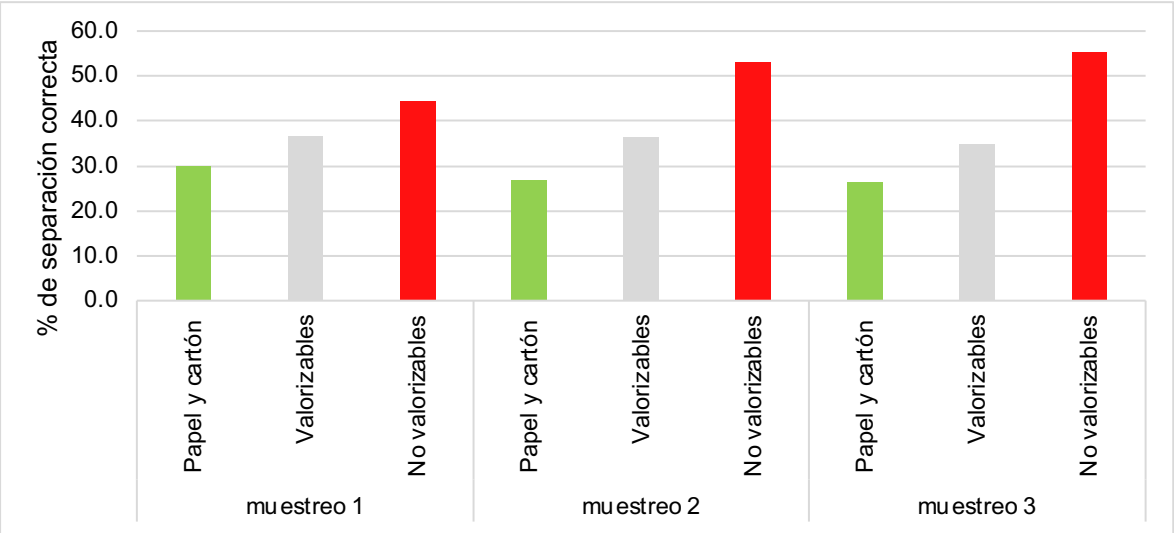


Figura 3. Porcentaje promedio de eficiencia de separación residuos valorizables, no valorizables, papel y cartón de los contenedores metálicos.

3.3. Muestreo en bolsas que llegan al centro de acopio

La Figura 4 ilustra la eficiencia promedio de cada muestreo de las bolsas que son llevadas al centro de acopio por los intendentes. Las bolsas para residuos valorizables (blancas) tuvieron su eficiencia más baja en el primer muestreo (20.3%), pero mejoraron en los dos siguientes, alcanzando el 43.6% y 42.2% respectivamente. Por el contrario, las bolsas para “todo lo demás” (negras) mostraron su mayor eficiencia en el primer muestreo (77.6%), aunque disminuyeron en los dos posteriores, registrando valores de 57.1% y 61.3%.

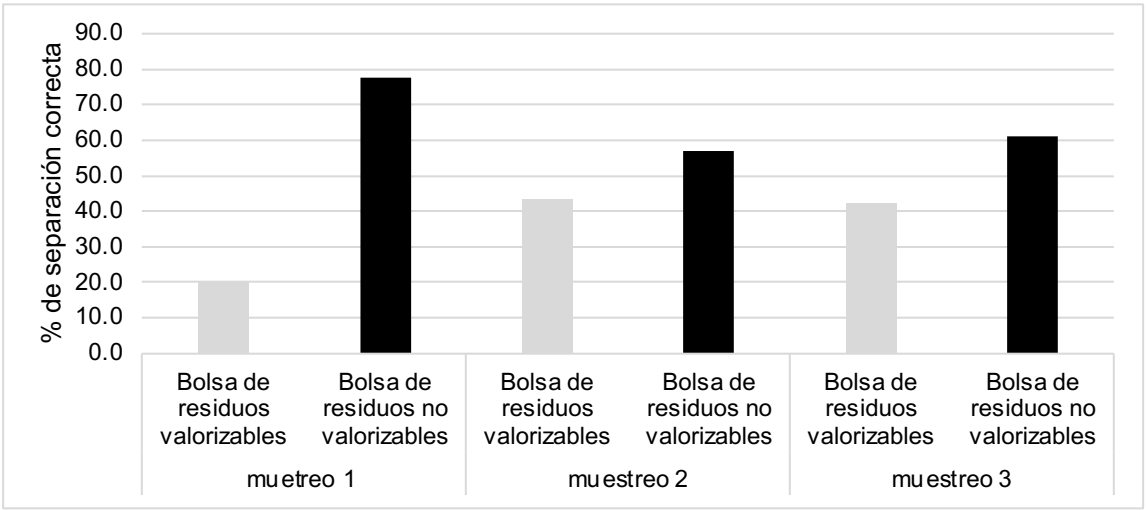


Figura 4. Porcentaje promedio de eficiencia de separación de residuos valorizables y no valorizables de las bolsas blancas y negras que llegan al centro de acopio.

3.4. Muestreo de los residuos valorizables en el centro de acopio

En la Figura 5 se muestran los valores promedio para cada uno de los tres muestreos realizados en la evaluación del manejo de residuos en el centro de acopio, que representa la cantidad de residuos valorizables que no se recuperan en las diferentes etapas del programa y se calcula a partir de la cantidad de residuos que logran recuperar los operadores en las bolsas que revisan superficialmente.

La eficiencia de recuperación de valorizables de las bolsas blancas (destinadas a residuos valorizables) disminuyó progresivamente a lo largo del estudio, registrando un 17.7% en el primer muestreo, 16.9% en el segundo y 13.4% en el tercero. Por el contrario, en las bolsas para "todo lo demás" (residuos no valorizables), la recuperación de valorizables mostró una tendencia al alza, pasando de 11.2% en el primer muestreo a 11.8% en el segundo muestreo y 14.9% en el tercero.

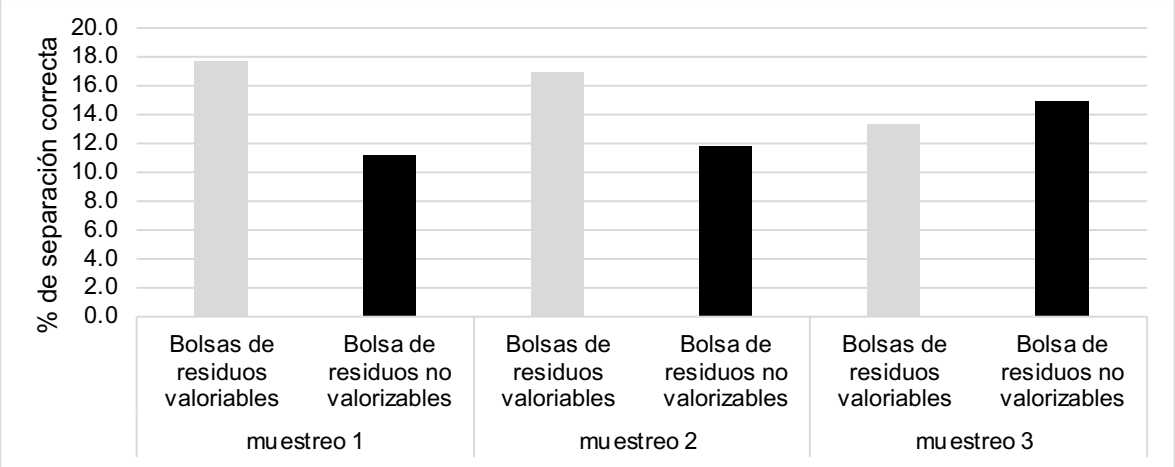


Figura 5. Porcentaje de eficiencia separación de residuos valorizables y no valorizables de las bolsas que llegan al centro de acopio y son separadas por el programa Separacción.

La Tabla 1 sintetiza los resultados obtenidos, detallando la procedencia de los residuos, la eficiencia promedio de separación de residuos valorizables, y de “todo lo demás” además del número de muestreo. Los valores de las últimas dos líneas corresponden a lo que se recupera en el centro de acopio.

3.5. Comparación con el estudio del año 2017

Para comparar los resultados obtenidos con estudios previos, se utilizó la

información del proyecto de integración de José Luis Elizagaray Mandujano (“Indicador para evaluar la efectividad del Programa de ‘Separacción por un mejor UAMbiente’ en la UAM Azcapotzalco”, 2017) [2]. La comparación de la eficiencia general de separación entre 2017 y 2025 revela una tendencia a la disminución en ambos tipos de contenedores. La eficiencia en botes pasó del 71.3% en 2017 al 69.0% en 2025. De manera más marcada, la eficiencia en bolsas disminuyó del 63.3% al 40.3% en el mismo período. Esta tendencia descendente es un indicativo de que, a pesar de los esfuerzos, la calidad de la separación inicial ha decrecido en los últimos años.

Tabla 1. Eficiencia promedio de separación según su procedencia y número de muestreo.

Tipo de residuo	**Procedencia**	**% Eficiencia promedio de separación**		
		No. de muestreo		
		1	**2**	**3**
Valorizables	Bote blanco (valorizables)	46.7	53.6	**56.7**
No valorizables	Bote rojo (todo lo demás)	83.3	**88.0**	84.4
Valorizables	Bote metálico (papel y cartón)	**30.0**	26.9	26.4
Valorizables	Bote metálico (valorizables)	**36.5**	36.3	35.0
No valorizables	Bote metálico (todo lo demás)	44.4	53.0	**55.4**
Valorizables	Bolsa blanca (todas las áreas)	46.7	53.6	**56.7**
No valorizables	Bolsa negra (todas las áreas)	83.3	**88.0**	84.4
Valorizables	Bolsa blanca (Centro de acopio)	17.7	16.9	13.4
NValorizables	Bolsa negra (Centro de acopio)	11.2	11.8	14.9

3.6. Comparación con el estudio del año 2024

En este análisis comparativo se utilizaron los datos del proyecto de integración de Joselyn Navarrete Contreras (“Análisis de la composición y eficiencia de separación de los residuos sólidos urbanos de la UAM Azcapotzalco”, 2024) [3]. El análisis más cercano entre 2024 y 2025 muestra resultados mixtos. La eficiencia de los botes blancos experimentó una mejora, pasando del 29.5% al 52.3%, lo cual es un avance positivo. Sin embargo, el máximo de eficiencia de los botes rojos disminuyó del 89.8% al 85.2%. En cuanto a las bolsas, las bolsas blancas mostraron una ligera mejora en el promedio de eficiencia (del 32.2% al 36.4%), pero el promedio de las bolsas negras disminuyó del 72.4% al 65.3%. Esto sugiere que, si bien hay algunas mejoras puntuales, la tendencia general de la separación en bolsas puede mejorar.

4. Conclusiones

La investigación evaluó la eficiencia de separación de RSU en la UAM Azcapotzalco, revelando resultados mixtos. En general, la separación en botes rojos ('todo lo demás') fue alta (85.2%), mientras que en los botes blancos (valorizables) tuvo menor eficiencia (52.3%). Esta tendencia se reflejó en las bolsas que llegan al centro de acopio.

Las bolsas para residuos valorizables (blancas), inicialmente con una baja eficiencia de correcta separación (20.3%), experimentaron una mejora en muestreos posteriores (43.6% y 42.2%), en comparación con las bolsas para "todo lo demás" (negras) donde se observó que la menor eficiencia registrada fue del 57.1%.

En las áreas académico-administrativas, la separación de papel y cartón fue particularmente ineficiente (26.4%-30.0%) debido a la confusión sobre los tipos de papel. En contraste, la fracción 'todo lo demás' demostró la mayor eficiencia (44.4%-55.4%).

La separación en el centro de acopio demostró que las bolsas blancas facilitan una mayor recuperación de reciclables (13.4%-17.7%) en comparación con las bolsas negras (11.2% a 14.9%), debido a que los residuos reciclables tienden a estar más concentrados en las bolsas blancas, lo que facilita la labor de los operadores de recuperación.

A pesar de que la eficiencia general de separación ha disminuido desde 2017 (del 71.3% al 69.0% en botes y del 66.3% al 50.3% en bolsas), con tendencias mixtas en el análisis reciente (2024-2025), hubo una mejora en la separación en botes (29.5% a 52.3%) y bolsas blancas (32.2% a 35.4%), pero retroceso en botes rojos (89.9% a 85.2%).

Hay una notable necesidad de mejorar la educación ambiental y la difusión para toda la comunidad universitaria ya que, aunque si se separa, no es lo más eficiente, parece que la falta de claridad sobre qué residuos son valorizables es un obstáculo clave. Mejorar esta comprensión y motivar a la comunidad es fundamental para aumentar la eficiencia en la separación en origen y la recuperación de materiales.

5. Referencias

[1] Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, Plan de manejo de residuos de carácter urbano, de manejo especial y peligrosos de la Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco (2023).

[2] J.L. Elizagaray Mandujano, Indicador para evaluar la efectividad del Programa de 'Separacción por un mejor UAMbiente' en la UAM Azcapotzalco (2017).

[3] J. Navarrete Contreras, Análisis de la composición y eficiencia de separación de los residuos sólidos urbanos de la UAM Azcapotzalco (2024).

Economía circular

ÁREA TEMÁTICA 5

Metodología para la para la caracterización de residuos domiciliarios

O5 AVM

Maribel Velasco Pérez, Juan Carlos Alvarez Zeferino, Arely A. Cruz Salas, Rosa María Espinosa Valdemar, Griselda González Cardoso, Alejandro Islas Maya, Itzel Rubí Jiménez Escamilla, Perla Xochitl Sotelo Navarro, Sylvie J. Turpin Marion, Alethia Vázquez Morillas*

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Col. Reynosa, Azcapotzalco, C.P. 02200, Ciudad de México, México.

*E-mail: alethia@azc.uam.mx

Resumen

La gestión integral de los residuos sólidos urbanos requiere datos confiables sobre su generación y composición, especialmente en contextos urbanos diversos y densamente poblados como la Ciudad de México. Sin embargo, la alta variabilidad metodológica entre estudios limita la comparabilidad de los resultados y dificulta la formulación de políticas basadas en evidencia. En este contexto, se desarrolló una guía metodológica para caracterizar residuos domiciliarios, basada en el análisis crítico de normas nacionales (como la NMX-AA-015-1985 y NMX-AA-061-1985), así como de herramientas internacionales como la Waste Wise Cities Tool de ONU-Habitat. La metodología resultante integra criterios técnicos y operativos adaptados al entorno urbano mexicano, y fue validada en las 16 alcaldías de la Ciudad de México mediante un muestreo estratificado por nivel socioeconómico y temporada. La propuesta incluye procedimientos para la selección de áreas de estudio, cálculo de generación per cápita, obtención de muestras representativas mediante el método del cuarteo, determinación del peso volumétrico, clasificación por subproductos y toma de muestras para análisis fisicoquímico. La metodología asegura representatividad y reproducibilidad, al tiempo que permite ajustes logísticos y presupuestales sin comprometer la calidad de los resultados. Su aplicación fortalece la toma de decisiones en materia de prevención, valorización y economía circular, y promueve una mayor articulación entre la investigación académica y la gestión municipal. La propuesta constituye una herramienta sólida y replicable para otras ciudades de México y América Latina.

Palabras Clave: generación per cápita, peso volumétrico, clasificación, subproductos.

1. Introducción

La gestión integral de los residuos sólidos urbanos requiere datos confiables sobre su generación y composición, especialmente en contextos urbanos diversos y densamente poblados como la Ciudad de México. El Banco Mundial estima que la generación mundial de residuos municipales podría alcanzar los 3.40 mil millones de toneladas en 2050, frente a los 2.01 mil millones de 2016 [1]. En México, se generan aproximadamente 120,128 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, de los cuales más del 46 % son orgánicos y hasta un 38 % son materiales reciclables [2]. Conocer la cantidad y tipo de residuos generados en los hogares es fundamental para diseñar estrategias de recolección, tratamiento, reciclaje y disposición final que respondan a las necesidades locales [3,4].

No obstante, medir con precisión estos residuos presenta múltiples desafíos. La heterogeneidad de los desechos, sus variaciones estacionales y socioeconómicas, y las dificultades logísticas para recolectar muestras representativas complican el trabajo de campo [5,6]. Además, la falta de estandarización en los criterios de clasificación y la escasez de personal capacitado limitan la comparabilidad entre estudios [7]. En México, aunque existen normas técnicas que orientan los muestreos, su aplicación práctica sigue siendo limitada por recursos institucionales, seguridad en campo y la renuencia de la ciudadanía a participar [3,8].

En respuesta a estas limitaciones, han surgido diversas metodologías nacionales e internacionales. La herramienta Waste Wise Cities Tool (WaCT), desarrollada por ONU-Habitat, propone un enfoque integral de siete pasos para monitorear la generación y gestión de residuos, y ha sido adaptada recientemente al contexto mexicano [9]. También se han documentado experiencias innovadoras de ciencia ciudadana y metodologías virtuales que permiten levantar datos sin necesidad de presencia física, como ocurrió durante la pandemia por COVID-19 [10].

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo presentar una metodología adaptativa para la caracterización de residuos domiciliarios, desarrollada y aplicada en las 16 alcaldías de la Ciudad de México. Esta metodología combina el rigor técnico de las normas existentes con la flexibilidad de enfoques internacionales y herramientas operativas probadas en campo. Su finalidad es obtener datos representativos sobre generación per cápita, composición en subproductos y peso volumétrico de los residuos, que sirvan de base para políticas públicas más eficaces, inclusivas y sustentables.

2. Metodología experimental

La propuesta metodológica aquí presentada surge de un proceso de integración crítica entre referentes normativos nacionales, lineamientos internacionales y la experiencia práctica adquirida durante un estudio de caracterización de residuos domiciliarios en la Ciudad de México realizado en 2024. El objetivo fue diseñar una metodología robusta, flexible y replicable, que permitiera obtener datos confiables sobre la generación y composición de residuos sólidos urbanos de origen domiciliario, atendiendo las limitaciones operativas y contextuales del entorno urbano mexicano.

Como punto de partida, se revisaron las normas mexicanas NMX-AA-015-1985, NMX-AA-061-1985 y NMX-AA-052-1985 [11-13], que establecen procedimientos para la determinación de la generación per cápita, el muestreo y la clasificación de residuos. Estas normas brindaron un marco técnico valioso, pero presentaron limitaciones en cuanto a adaptabilidad territorial, actualización de categorías de residuos y criterios para la selección de áreas de muestreo.

De manera complementaria, se analizó la herramienta Waste Wise Cities Tool (WaCT), desarrollada por ONU-Habitat, cuyo enfoque integral de siete pasos permitió identificar buenas prácticas para la caracterización de residuos en contextos urbanos diversos. En particular, se retomaron elementos clave del WaCT como el uso de información demográfica y espacial para el diseño muestral, la importancia de documentar la trazabilidad de los residuos desde su generación hasta su disposición, y la estandarización de procedimientos para garantizar la comparabilidad de resultados entre localidades.

Con base en esta revisión, se diseñó un protocolo metodológico estructurado en cuatro componentes: (1) preparación y planeación; (2) selección de zonas de muestreo; (3) estimación de generación; y (4) análisis de composición. Cada componente fue adaptado y afinado a partir de la implementación práctica durante el estudio en campo, el cual incluyó 96 zonas muestrales estratificadas por nivel socioeconómico y distribuidas en las 16 alcaldías de la Ciudad de México.

3. Resultados y discusión

La metodología desarrollada propone una serie de innovaciones clave en cada una de las etapas tradicionales de caracterización de residuos domiciliarios. A partir de la integración crítica de las normas mexicanas NMX y los lineamientos de la herramienta Waste Wise Cities Tool (WaCT), se construyó un protocolo que supera algunas de

las limitaciones prácticas identificadas en normativas anteriores y en experiencias previas de campo. El esquema general se muestra en la Figura 1.

3.1. Planeación y preparación

A diferencia de lo indicado en las normas NMX-AA-015-1985 y NMX-AA-061-1985, que se centran en la ejecución técnica del muestreo, esta metodología incorpora una fase explícita de planeación operativa y diseño logístico. Se elaboraron protocolos específicos para la capacitación del personal, el aseguramiento de la trazabilidad de las muestras, el control de calidad de los datos y la gestión del riesgo sanitario. Esta etapa inicial permite reducir errores operativos, homogenizar los procedimientos de campo y anticipar contingencias, lo que resulta especialmente valioso en estudios de gran escala.

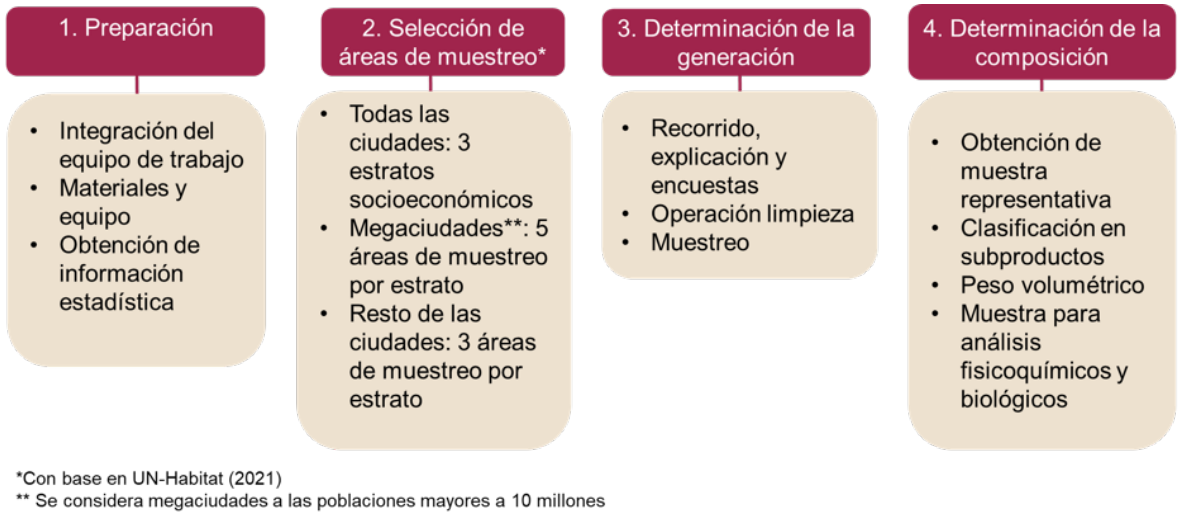


Figura 1. Descripción general de la metodología.

3. 2. Selección de zonas de muestreo

Una de las principales innovaciones metodológicas consiste en la selección de zonas muestrales con base en la estratificación socioeconómica y espacial. Mientras que las NMX recomiendan la selección aleatoria simple o por zonas geográficas sin criterios explícitos de estratificación, en esta metodología se propone el uso de información de INEGI y Evalúa CDMX para construir un marco muestral representativo de los distintos niveles socioeconómicos de la ciudad. Esta estrategia, inspirada en el enfoque del WaCT, permite capturar con mayor fidelidad la heterogeneidad urbana y ajustar los análisis a patrones territoriales de generación y composición.

3.3. Estimación de la generación

El procedimiento propuesto para estimar la generación diaria per cápita es similar al establecido en la NMX-AA-015-1985. Se define un muestreo continuo en cada hogar durante varios días consecutivos, con exclusión de días atípicos (como feriados o lluvias extremas). Esta modificación reduce el sesgo asociado a eventos particulares y ofrece un valor robusto de generación promedio. Además, se incorporaron controles de pesaje sistemático y validación cruzada de los datos mediante el registro de ocupación habitacional y generación declarada por los participantes, lo que permitió fortalecer la confiabilidad de los resultados. Se propone, también, un análisis estadístico que contempla la posibilidad de que los datos no sigan una distribución normal (Figura 2).

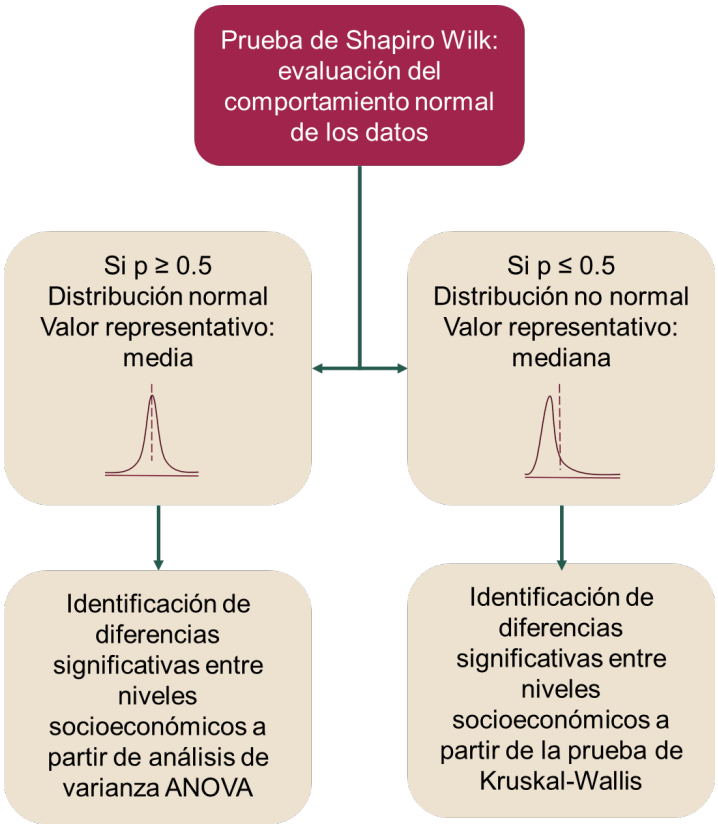


Figura 2. Análisis estadístico propuesto.

3.4. Análisis de composición

La clasificación de residuos se propuso en tres niveles de desagregación: básico, intermedio y avanzado, lo que representa una mejora respecto a las categorías rígidas de

la NMX-AA-022-1985. Esta flexibilidad permite adaptar el estudio al nivel de detalle requerido según los objetivos (por ejemplo, diagnóstico general vs. diseño de estrategias de valorización específicas), sin comprometer la comparabilidad entre estudios. Finalmente, se estandarizaron procedimientos para la toma de submuestras destinadas a análisis fisicoquímico (Figura 3). Esto habilita estudios posteriores sobre peligrosidad, contenido energético o estabilidad biológica, que son clave para la planificación de tecnologías de tratamiento como compostaje o biodigestión.

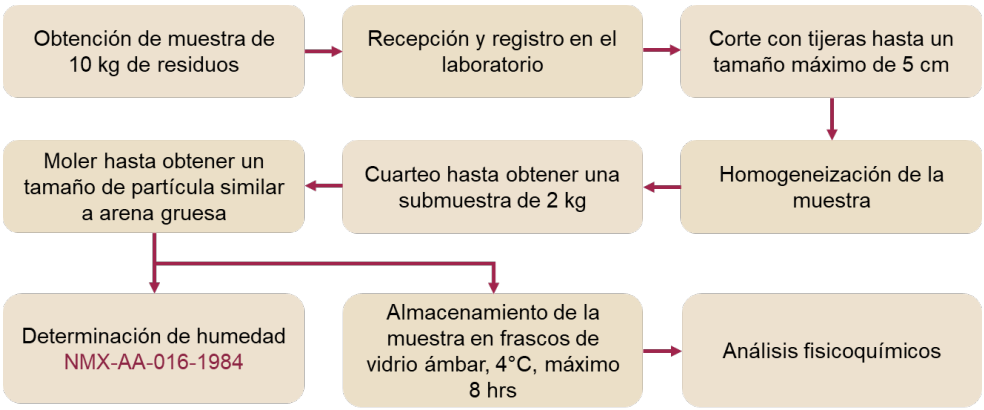


Figura 3. Obtención de muestra para análisis fisicoquímico.

La metodología propuesta puede consultarse en la liga:
https://drive.google.com/file/d/1hPDnIf-sREEnAxMxuEBb8uw1QAb2ztLF/view?usp=sharing

4. Conclusiones

La metodología presentada constituye una herramienta sólida y adaptable para la caracterización de residuos sólidos urbanos de origen domiciliario, diseñada a partir de la integración de normas mexicanas, lineamientos internacionales y experiencia empírica en campo. Su valor radica en la capacidad de responder a las condiciones operativas y sociales del contexto urbano mexicano, superando algunas de las limitaciones técnicas y logísticas de los enfoques tradicionales.

Entre las principales innovaciones destacan la incorporación de criterios de estratificación socioespacial para el muestreo, la aplicación de esquemas de recolección continua para una estimación más precisa de la generación per cápita, y la inclusión de niveles diferenciados de clasificación según los objetivos del estudio. Asimismo, se amplió el alcance del análisis al integrar parámetros fisicoquímicos y de peso volumétrico, lo cual permite vincular los resultados con estrategias de valorización y tratamiento más

especializadas. Estas mejoras metodológicas no sólo fortalecen la representatividad y confiabilidad de los estudios de composición de residuos, sino que también favorecen su alineación con objetivos de política pública en materia de economía circular, planeación territorial y gestión integral. La metodología es replicable en otras ciudades mexicanas y latinoamericanas que enfrenten contextos de alta heterogeneidad urbana y limitaciones institucionales, ofreciendo una base técnica para construir sistemas de información más robustos y orientados a la toma de decisiones.

5. Referencias

[1] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P. y Van Woerden, F., What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050 (2018).

[2] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020 (2020).

[3] De la Cruz Elizondo, Y. y Santamaría García, L.A., Estudio de generación y composición de los residuos sólidos urbanos en Cosautlán de Carvajal, Veracruz (2021).

[4] Awasthi, P., Sharma, R., Pokharel, R.K. y Khanal, S.N., Solid waste composition and its management: A case study of Kirtipur Municipality, Nepal (2023).

[5] Kalyanasundaram, M., Bhattacharya, S., Sharma, R. y Mahajan, S., Composition analysis of household waste: A pilot study in Ujjain, India (2023).

[6] Martínez Salvador, C., Tapia, J., Vázquez Morillas, A. y Cruz Salas, A.A., Adaptación de Waste Wise Cities al escenario mexicano: lecciones y retos (2023).

[7] Gutiérrez-Gómez, T., Pérez-Vázquez, A. y Torres-Miranda, C., Gestión de los residuos sólidos en México: análisis cualitativo de los instrumentos de política (2023).

[8] Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México (2022).

[9] ONU-Habitat, Waste Wise Cities Tool: Step-by-Step Guide to Monitor Municipal Solid Waste Management (Indicator 11.6.1) (2020).

[10] Requena-Sánchez, N., Castañeda-Peñaloza, G., López-Alvarez, J. y Vargas-López, S., Virtual Methodology for Household Waste Characterization during the Pandemic in an Urban District of Peru: Citizen Science for Waste Management (2022).

[11] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI), NMX-AA-015-1985. Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Determinación de la generación (1985).

[12] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI), NMX-AA-061-1985. Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Muestreo - Método de cuarteo (1985).

[13] Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI), NMX-AA-022-1985. Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Selección y cuantificación de subproductos (1985).

El reciclaje, elemento clave en el manejo de residuos en una Institución de Educación Superior

O5 MCMS

María del Consuelo Mañón Salas, Yolanda Hernández Tamayo, María del Consuelo Hernández Berriel*

Tecnológico Nacional del México, Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico 100-s/n, Agrícola Bellavista, 52149 Metepec, Edo. Méx., México.

*E-mail:mmanons@toluca.tecnm.mx

Resumen

Actualmente, se estima que en el mundo se producen alrededor de 2 200 millones de toneladas de residuos anuales, de estos, el 40 % termina en tiraderos a cielo abierto. Esta inadecuada gestión de los residuos genera no solo la contaminación del suelo, agua y aire, sino también la emisión de gases de efecto invernadero. La implementación de un Sistema de Gestión Ambiental conforme a la norma ISO 14001:2015 es de suma importancia para las instituciones que buscan minimizar su impacto ambiental. En este sentido, el Instituto Tecnológico de Toluca (ITTol) como un espacio formativo tiene la responsabilidad de implementar modelos de gestión ambiental que consoliden una cultura de sostenibilidad, al involucrar activamente a la comunidad tecnológica en prácticas responsables y sostenibles. Por lo anterior, este trabajo tuvo por objetivo, corroborar la importancia de la separación de residuos reciclables en la gestión de los residuos del ITTol. Para ello se realizó un diagnóstico de la generación de residuos, se contactaron empresas recicladoras para establecer convenios, se implementó un programa de monitoreo y vigilancia en la generación, recolección y disposición final. Finalmente se elaboró un informe que se presentó a la Alta Dirección. Los resultados muestran que se puede reciclar el 56% de los residuos, usar para composta un 12% de residuos orgánicos, con lo que solo se entregaría a limpia pública del municipio un 32% de los residuos generados. Se concluye que es vital reforzar la sensibilización sobre la separación y el reciclaje de los residuos en la comunidad tecnológica del ITTol.

Palabras Clave: Reciclaje, Residuos, Separación.

1. Introducción

La búsqueda desmedida de satisfactores ha llevado al ser humano a un consumo excesivo de materias primas y a una generación ingente de residuos sólidos, lo que ha contribuido a la formación de tiraderos a cielo abierto y a la generación de gases de efecto invernadero. Es urgente fortalecer la educación ambiental para promover el desarrollo sostenible en la comunidad educativa. El TecNM establece el compromiso de implementar y orientar todos sus procesos estratégicos hacia la Calidad del Servicio Educativo. Por esta razón, el Instituto Tecnológico de Toluca (ITTol), implementa un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) por multi sitios bajo la norma ISO 14001:2015 [1], cuyo objetivo general es fomentar una cultura de cuidado del ambiente, bajo el cumplimiento de la normatividad vigente, la gestión responsable de los recursos y la reducción de sus impactos ambientales. El SGA se apoya de cuatro objetivos ambientales: usar racional y eficientemente el agua y energía, manejar integralmente los residuos peligrosos (RP) y residuos sólidos urbanos (RSU). Conforme a lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue corroborar la importancia de la separación de residuos reciclables en el manejo de los residuos dentro del ITTol.

2. Metodología experimental

A continuación, se describen las cuatro etapas desarrolladas en la elaboración de este trabajo.

2.1 Diagnóstico

En esta actividad, se realizó la evaluación de la situación actual con respecto a la generación de residuos del ITTol, para ello se pesaron diariamente en el área de hangares, los RSU generados dentro de las instalaciones con el apoyo del personal de limpieza.

Para detectar las áreas con mayor generación de RSU, se implementó un plan de revisión de las 20 baterías (tres botes de colores verde, gris y azul), además de contenedores amarillos ubicados dentro de los edificios; los colores se establecieron de acuerdo con la Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-013-SMA-RS-2011 del Estado de México [2]. Se realizó la caracterización de los RSU aplicando el método de cuarteo descrito en la NMX-AA-015-1985 [3] y la NMX-AA-022-1985 para la cuantificación de subproductos [4]. Además, se realizó acopio de tóner y cartuchos en todas las áreas.

2.2 Establecimiento de convenios con empresas recicladoras

Una vez identificados los residuos que se generan en el ITTol y que son susceptibles de ser reciclados, se buscaron empresas recicladoras que se comprometieran a recogerlos periódicamente, una vez alcanzados los acuerdos se establecieron los convenios pertinentes.

2.3 Programa de monitoreo y vigilancia

Con el fin de registrar la cantidad de residuos acumulados en las 20 baterías y en contenedores amarillos, se establecieron recorridos y horarios para monitorear su avance de llenado. Además, se reforzó el programa mediante pláticas de concientización a estudiantes, docentes y servicios (seguridad, limpieza, cafeterías y quioscos).

2.4 Elaboración de informe

Se elaboró un informe para presentarse a la alta dirección, describiendo la situación de los residuos, la propuesta de alternativas y la recomendación de soluciones para la reducción en la generación de los residuos generados dentro del ITTol.

3. Resultados y discusión

El TecNM es un sistema de educación pública superior al que pertenece el ITTol. Se localiza en el municipio de Metepec, Estado de México. Cuenta con ocho carreras de licenciatura, dos Maestrías y dos Doctorados, con una población promedio anual de 6,202 estudiantes. Su plantilla de personal se encuentra formada por directivos, docentes y administrativos (359 personas). Tiene un área de 185,556 m^2 en la que se distribuyen 37 edificios [5].

3.1 Diagnóstico

Del pesado diario de los RSU durante los semestres Ene-Jun y Ago-Dic del 2024, se obtuvo una generación promedio de 190 kg/día. En la figura 1 se muestran una de las 20 baterías con tres contenedores de 80 litros c/u y en el mapa como están distribuidas en el ITTol.

La revisión diaria de las 20 baterías permitió identificar como áreas de mayor generación las baterías ubicadas en las carreras de ingeniería en electrónica e industrial, seguido por el gimnasio y edificio X (Figura 2).

Figura 1. Distribución de baterías en el ITTol.

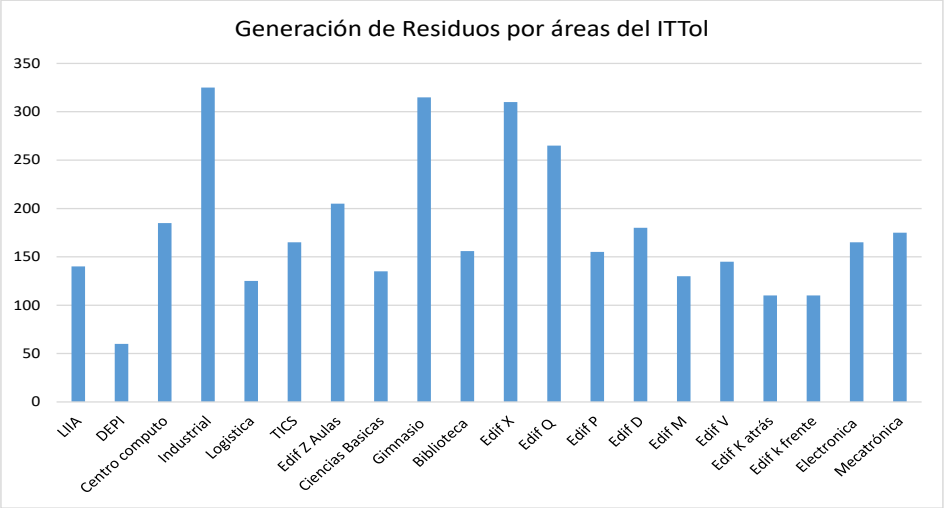


Figura 2. Localización de baterías de RSU del ITTol.

La caracterización de RSU (Figura 3) evidenció que los residuos que más se generan son plástico (24%), seguido de papel y cartón (23%) y otros (25%); donde este último subproducto comprende una mezcla de residuos que no pueden ser reciclados, debido a su deterioro y al grado de ensuciamiento por residuos orgánicos.

3.2 Establecimiento de convenios con empresas recicladoras

Una vez caracterizados los residuos que se generan en el ITTol, así como sus cantidades, se contactaron cuatro empresas que operan en el Edo. de Mex.: Recicla tu mundo, DPS, ECOCE y HP.

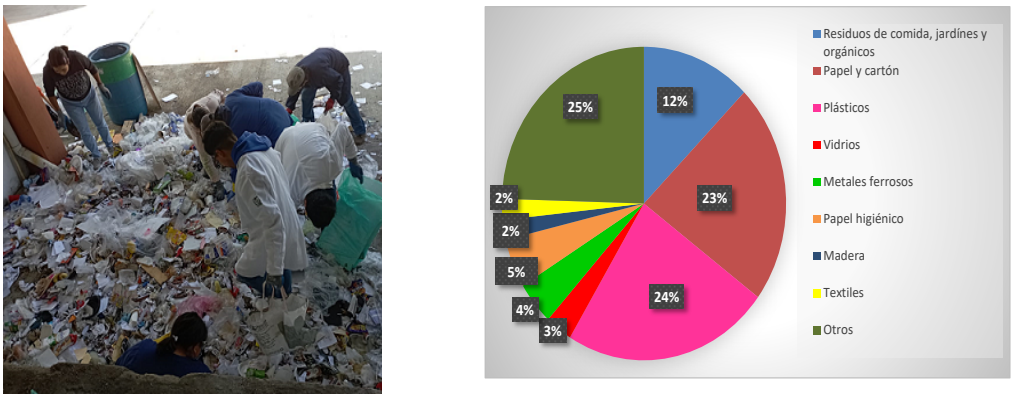


Figura 3. Estudio de caracterización de RSU en el ITTol.

Las dos primeras, son empresas privadas con la que se firmó un convenio en julio 2024, la tercera es una asociación civil sin fines de lucro con la que se registró la institución en octubre del 2024 y con HP solo fue necesario registrarse en su programa HP Planet Partners en febrero 2024 [6]. En la tabla 1 se muestran tipos y cantidades de residuos entregados a cada una de las empresas.

Tabla 1. Residuos entregados a empresas.

Empresas	Cantidad (kg)	Periodo	Residuos
ECOCE	1 359	Oct-Dic	PET, PEAD, PEBD, latas de aluminio y hojalata
Recicla tu Mundo	2 950	Jul-Dic	Papel blanco y color, cartón, madera, vidrio
DPS	10 941	Jul-Dic	Papel oficial
HP	175	Feb-Dic	Tóner y cartuchos

3.3 Programa de monitoreo y vigilancia

En el mes de junio 2024 se realizaron una serie de reuniones para sensibilizar al personal de seguridad sobre los objetivos del SGA y en agosto del mismo año, se convocó al personal del servicio de limpieza para concientizarles sobre la importancia de separar los RSU y de no mezclar el papel higiénico. Con el personal del servicio de limpieza se establecieron dos periodos de recolección de RSU (mañana y tarde), con personal del Programa Ambiental Institucional (PAI) y de limpieza, se realizó la separación de RSU a dos niveles (básica y detallada), depositándose en contenedores etiquetados para la entrega a las empresas recicladoras. Con respecto a los tóner y cartuchos, su recolección, caracterización y cuantificación, estuvo a cargo de la coordinación de RP del SGA, bajo las normas NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002 y la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos. Para apoyar a la concientización de la separación de RSU en las

baterías de los botes de colores, se dieron charlas a los 37 grupos de estudiantes de la asignatura “Taller de Ética” y a sus docentes, tres charlas al personal de servicios (cafetería, limpieza y seguridad), además de la impartición de un curso para personal administrativo.

3.4 Elaboración de informe

Durante la elaboración del informe se buscó presentar la información de manera clara, organizada y accesible, con el fin de facilitar la comprensión del problema y las alternativas de solución para reducir la cantidad de RSU, tóner y cartuchos que se entregaban antes de este estudio. Dentro de la información relevante de este informe se presentó que el 90% de cartuchos y tóner se pueden entregar a HP para ser reciclados debido a que el resto son genéricos o de otras marcas.

De acuerdo con la caracterización realizada y lo que aceptan recolectar las empresas como ECOCE, Recicla tu Mundo y DPS, se podría entregar el 56% de los RSU para su reciclaje y si se compostaran los residuos orgánicos (12%), la cantidad entregada para disposición final al servicio de limpia pública de Metepec, sería solo el 32%, compuesto por residuos de papel higiénico, textiles y otros; sin embargo, lo que se dispone supera el 60% de RSU que se generan, debido a que gran parte de los reciclables se encuentran sucios, porque se mezclaron al depositarse en las baterías.

4. Conclusiones

Con el fin de incrementar la disposición diferencia de RSU en las baterías, para que haya una mayor cantidad de reciclables limpios, se requiere redoblar esfuerzos en la sensibilización de la comunidad tecnológica, así como duplicar el número de baterías para los pisos superiores de los edificios donde se imparten clases.

Es de suma importancia contar con el apoyo de los docentes para reforzar la sensibilización de los estudiantes, con el fin de que comprendan que la separación de los residuos y consecuentemente la reducción en su disposición final, redundará en una disminución de la contaminación y por ende se beneficiará la salud de ellos y sus seres queridos.

5. Agradecimientos

Se agradece el apoyo brindado a los responsables del Programa Ambiental Institucional y al personal de limpieza del ITTol.

6. Referencias

[1] ISO. Norma ISO 9001:2015 [Internet]. [cited 2025 Jun 13]. Available from: https://www.nueva-iso-14001.com/pdfs/FDIS-14001.pdf

[2] SEMAGEM. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Estado de México. Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-20-SEMAGEM-RS-2019, para la instalación y operación de los centros integrales de residuos en el Estado de México [Internet]. Tlalnepantla: SEMAGEM; 2019 [cited 2025 Jun 13]. Available from: http://repositorio.tlalnepantla.gob.mx/files/pdf/repositorio/2182cmr.pdf

[3] DOF. Diario Oficial de la Federación. Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - selección y cuantificación de subproducto [Internet]. México: DOF; 1985 [cited 2025 Jun 13]. Available from: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf

[4] DOF. Diario Oficial de la Federación. Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - selección y cuantificación de subproducto [Internet]. México: DOF; 1985 [cited 2025 Jun 13]. Available from: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf

[5] Instituto Tecnológico de Toluca. [Internet]. Toluca: Instituto Tecnológico de Toluca; [cited 2025 Jun 13]. Available from: https://www.tolucatecnm.mx/

[6] [6] HP Planet Partners. HP Planet Partners [Internet]. [cited 2025 Jun 13]. Available from: https://www.hp.com/hprecycle

Economía circular: un análisis bibliométrico con enfoque en la Gestión de Residuos Sólidos

O5 NMJM

Nancy Merary Jiménez-Martínez[1*], Beatriz Adriana Venegas Sahagún[2]

[1] Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM-UNAM). Av. Universidad s/n, Circuito 2 62210, Col. Chamilpa, Ciudad Universitaria de la UAEM, Cuernavaca, Morelos, México.

[2]Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas – Universidad de Guadalajara. Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México.

*E-mail: njimenez@crim.unam.mx

Resumen

La Economía Circular (EC) se basa en una economía sustentable que utiliza los recursos de manera eficiente y no compromete los recursos de las generaciones futuras. Para la Gestión de los Residuos Sólidos (GRS), la EC es una oportunidad para transitar del modelo lineal de consumo y desecho hacia un sistema sostenible que adopte el paradigma de las 5Rs (rechazar, reducir, reutilizar, reparar y reciclar). El trabajo presenta un análisis bibliométrico de la investigación en EC enfocada en la Gestión de Residuos Sólidos (GRS). Metodológicamente se realizó una consulta en la base de datos de Scopus y se empleó el software Rstudio con la herramienta Bibliometrix. Fueron examinaron 735 documentos mediante el uso de los códigos boleanos “circular economy” AND “solid waste management”. Los resultados indican que el primer artículo publicado fue del año 2009 en la *3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*; aunque la línea de investigación experimentó una tendencia creciente a partir del 2016, teniendo el mayor aumento en 2020 y la mayor producción en 2024, con 194 artículos. Se identificaron a las instituciones líderes en la temática y los temas más importantes. Finalmente, se detectó un área de oportunidad en los temas correspondientes a *análisis bibliométricos, Industrial ecology, industrial symbiosis*, que pueden ser utilizados para futuras investigaciones.

Palabras Clave: economía circular, gestión de residuos sólidos, bibliometría.

1. Introducción

El concepto de Economía Circular (EC) se remonta al siglo XVIII y surge en la Escuela Clásica de Economía en el momento en que se entiende la importancia de alcanzar los límites planetarios en materia ambiental [1]. La EC se basa en una economía sustentable

que utiliza los recursos de manera eficiente [2] y no compromete los recursos de las generaciones futuras. En pocos años, la EC se ha posicionado como un principio clave para las políticas industriales y ambientales de China [3] [4], África [5], la Unión Europea (UE) [6] y los Estados Unidos [7], así como para una lista creciente de socios estratégicos de la Fundación Ellen MacArthur [8].

En materia de la Gestión de los Residuos Sólidos (GRS), la EC es una oportunidad para eliminar el modelo lineal de consumo y desecho a crear un sistema sostenible en donde se adopte el paradigma de las 5Rs (rechazar, reducir, reutilizar, reparar y reciclar) [9]. El objetivo de este trabajo consiste en realizar un análisis bibliométrico sobre la investigación en Economía Circular enfocada en la Gestión de Residuos Sólidos.

2. Metodología

La bibliometría es útil en la medida en que mide la influencia de los productos científicos en investigaciones futuras al contar el número de citas recibidas después de su publicación [10] por lo que ayuda a comprender la evolución de un campo de estudio. Esta revisión de la literatura utiliza el enfoque bibliométrico para analizar las publicaciones científicas relativas a la Economía Circular y la Gestión de Residuos Sólidos. La metodología tuvo las siguientes fases:

1) Selección de la base de datos. Para recopilar los productos científicos se recurrió a la base de datos Scopus, una de las más importantes a nivel mundial.
2) Definición de los criterios de inclusión. Los productos académicos se seleccionaron a partir de la búsqueda con códigos booleanos de “circular economy” AND “solid waste management”. Se acotó la búsqueda al periodo 2009-2025 y se orientó a productos escritos en idioma inglés. La consulta se hizo el 6 de mayo de 2025.
3) Extracción de datos bibliográficos. Los datos arrojados por Scopus, que incluyeron títulos, autores, afiliaciones institucionales, palabras clave, año de publicación y citas, se extrajeron del repositorio y se exportaron.
4) Análisis bibliométrico. Se utilizó el programa RStudio con la paquetería Bibliometrix. Primeramente, se realizó un análisis descriptivo general de los datos obtenidos y posteriormente, análisis más completos para construir la evolución de la relación de interés.

3. Resultados y discusión

La Tabla 1 indica que en la relación entre EC y GRS se encontraron 735 documentos científicos entre 2009 y 2025. Por su naturaleza, dichos productos son: 66.3% artículos, 14.4% revisiones, 9% capítulos de libros, 6.6% conferencias y ponencias, 3.3% otros (editoriales, encuestas, notas, erratas) y 0.8% libros. En promedio, cada producto fue escrito por cuatro autores y recibió 25 citas. Es de notar que hay un alto porcentaje de colaboración internacional en la temática (35.78%) y una tendencia positiva en la producción científica de este campo que tiene una tasa de crecimiento anual de 28.75%.

Tabla 1. Estadística descriptiva de la base de datos.

Periodo 2009-2025	**Fuentes** 278	**Documentos** 735	**Tasa crecimiento anual** 28.75%
Autores 2614	**Autor único** 39	**Coautoría internacional** 35.78%	**Coautores por producto** 4.22
Palabras clave de los autores 1908	**Referencias** 0	**Edad promedio de los documentos** 2.93	**Promedio de citas por documento** 25.23

Fuente: elaboración propia con software Bibliometrix y datos de Scopus.

Vale la pena señalar que el campo tuvo un despegue notable a partir del año 2016, no obstante, su evolución puede dividirse en cuatro momentos: la etapa de gestación conceptual, del año 2009 al 2013, cuando la EC comenzó a difundirse, periodo que se caracteriza por una baja producción científica y productos más orientados hacia la sostenibilidad o la gestión de residuos y menos a la EC; la etapa de expansión, del 2014 al 2017, denotada por la consolidación temática de la EC, con una producción científica creciente y el surgimiento de distintos instrumentos de política pública -como marcos regulatorios, el primer Paquete de Economía Circular en 2015 de la Comisión Europea y estudios de caso en varios países de Europa-; la etapa de vinculación de la EC con los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS), va del 2018 al 2021, período de amplia difusión de los ODS y de auge de las bases de datos Scopus y Web of Science, este periodo se caracteriza por una mayor interdisciplinariedad en las investigaciones y el uso de metodologías novedosas como Big Data y Machine Learning; y la etapa de consolidación, del 2022 al 2025, que apunta al afianzamiento de los términos, el desarrollo de métricas de circularidad y estudios colaborativos y multidisciplinarios, así como la integración de tecnologías a la GRS y modelos de EC.

Luego de este análisis general, se hizo un análisis más detenido. Se recurrió a uno de los gráficos imprescindibles de los estudios bibliométricos, el gráfico de tres campos, referido

a los países, las instituciones de adscripción y las palabras clave de los productos de investigación. El resultado se presenta a continuación.

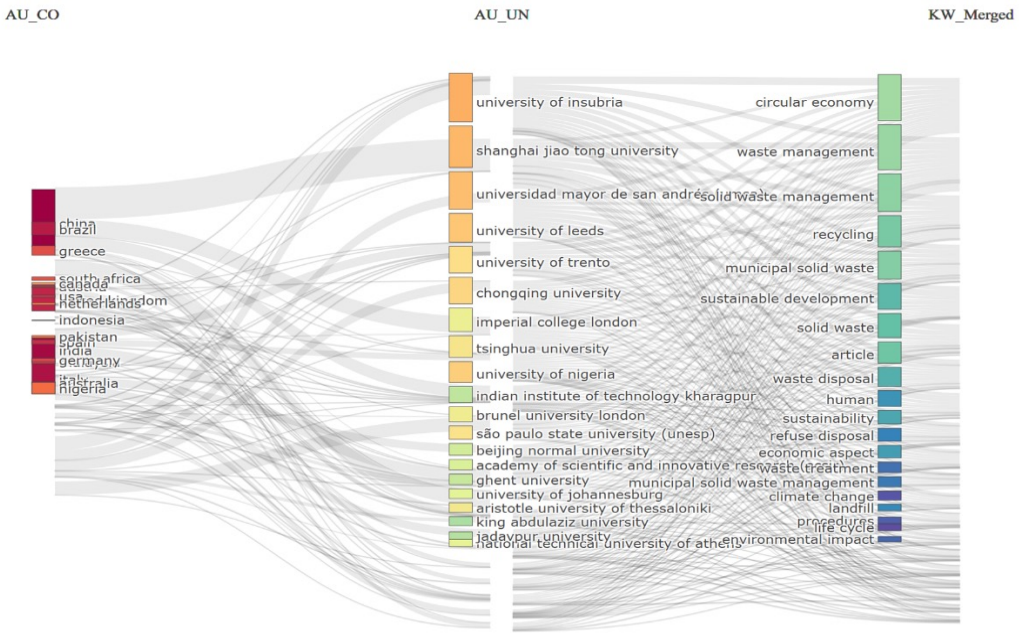


Figura 1. País de publicación, institución del autor principal y palabras clave.
Fuente: elaboración propia con software Bibliometrix y datos de Scopus.

De la Figura 1 se desprende que China es el país que domina la producción científica, aunque acotada a la Universidad de Shanghai Jaio Tong. Otros países importantes son Brasil, Italia e Inglaterra, este último pionero en las publicaciones en el periodo de gestación conceptual, bajo la pluma de Costas Velis, de The Imperial College of London.

Se destaca el caso de la Universidad de Insubria, Italia, que es una de las más conectadas a diferentes países y que alberga a los dos autores más importantes del campo: Vicenzo Torretta y Navarro Ferronato con 18 y 16 artículos cada uno; le sigue en importancia la referida Universidad de Shanghai, la Universidad Mayor de San Andrés en Bolivia, y la Universidad de Leeds en Inglaterra.

En cuanto a las palabras clave, las investigaciones se centran en temas como Economía Circular, Gestión de Residuos, Gestión de residuos sólidos, reciclaje, residuos sólidos municipales, desarrollo sostenible, residuos sólidos y disposición final; de tal suerte que la EC y la GRS se han convertido en dos áreas de especialización y enfoque muy acopladas. Además, se aprecia la colaboración internacional denotada por la contribución de varios países y universidades al campo de estudio.

Por otra parte, en cuanto a las revistas más importantes, el análisis bibliométrico arrojó la Figura 2.

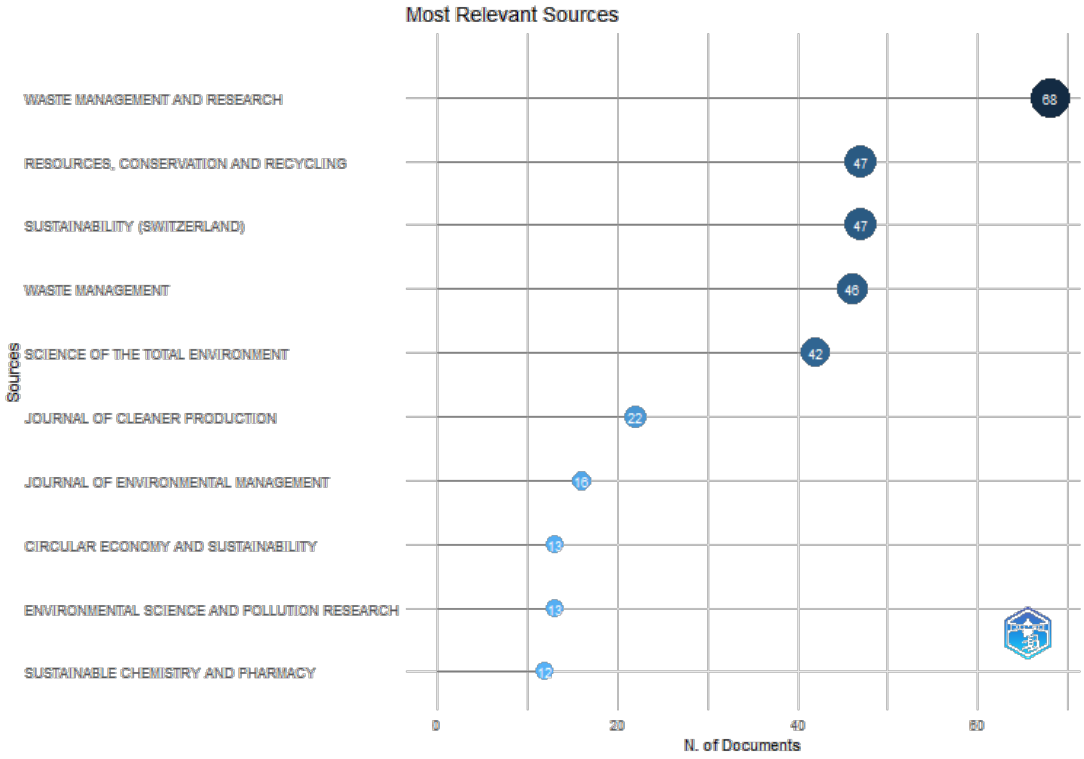


Figura 2. Revistas más importantes
Fuente: elaboración propia con software Bibliometrix y datos de Scopus.

La Figura 2 expone una clasificación de las revistas más importantes de acuerdo con el número de productos publicados. Se observa que los espacios más usados para publicar son: *Waste Management and Research*, que es la revista con el mayor número de publicaciones (68), lo que indica su prominencia en el tema de la Gestión de Residuos en lo general y de la Economía Circular en lo particular; le siguen con 47 productos cada una *Resources, Conservation and Recycling* y *Sustainabilty*, que aunque no están enfocadas completamente en la gestión de residuos reflejan cómo el interés hacia el tema ha incrementado; *Waste Management* se ubica en la tercera posición con sólo con una publicación menos y refrenda su interés y presencia en el tema de la gestión de residuos; y finalmente se encuentra a *Science of the total environment*, con 42 publicaciones, que sin ser dedicada al tema, se ha posicionado como un espacio temático recurrente. La prominencia de las revistas referidas deja ver que hay una concentración en pocas disciplinas y áreas especializadas. Lo que se confirma con la Figura 3.

Figura 3. Nube de palabras más frecuentes.
Fuente: elaboración propia con software Bibliometrix y datos de Scopus.

La Figura 3 muestra que la mayor parte de los estudios se han dedicado a la Economía Circular, la gestión de residuos, la gestión de residuos sólidos y los residuos sólidos municipales, aunque hay reflexiones en torno temas que tienen que ver con el desarrollo sostenible, la disposición final, el reciclaje y aspectos económicos.

Sin embargo, una mirada más detenida en los documentos globales más citados: el artículo de Jurgita Malinauskaite y colaboradores del 2017, sobre la gestión de residuos sólidos municipales y la valorización energética de residuos en el contexto de una Economía Circular y de reciclaje energético en Europa, así como el trabajo de Amy Brooks y colaboradores del 2018 sobre la prohibición china de importaciones y su impacto en el comercio mundial de residuos plásticos, con 689 y 652 citas respectivamente, dan cuenta que las preocupaciones intelectuales se entretejen en distintas escalas, con enfoques puntuales, atención en distintas fases de la gestión de residuos e incluso residuos específicos.

Finalmente, la Figura 4 presenta un mapa temático que el análisis bibliométrico proyecta después de clasificar los temas en cuadro cuadrantes a partir de dos dimensiones: el grado de desarrollo (densidad) y el grado de relevancia (centralidad). En este, cada burbuja representa un tema y su tamaño refleja la importancia relativa.

En el primer cuadrante, arriba y a la izquierda, se encuentran los temas análisis de decisiones multicriterio y análisis de escenarios, temas altamente desarrollados (densidad) pero con baja centralidad en el campo; es decir, se estudian mucho, pero se conectan poco con otros temas.

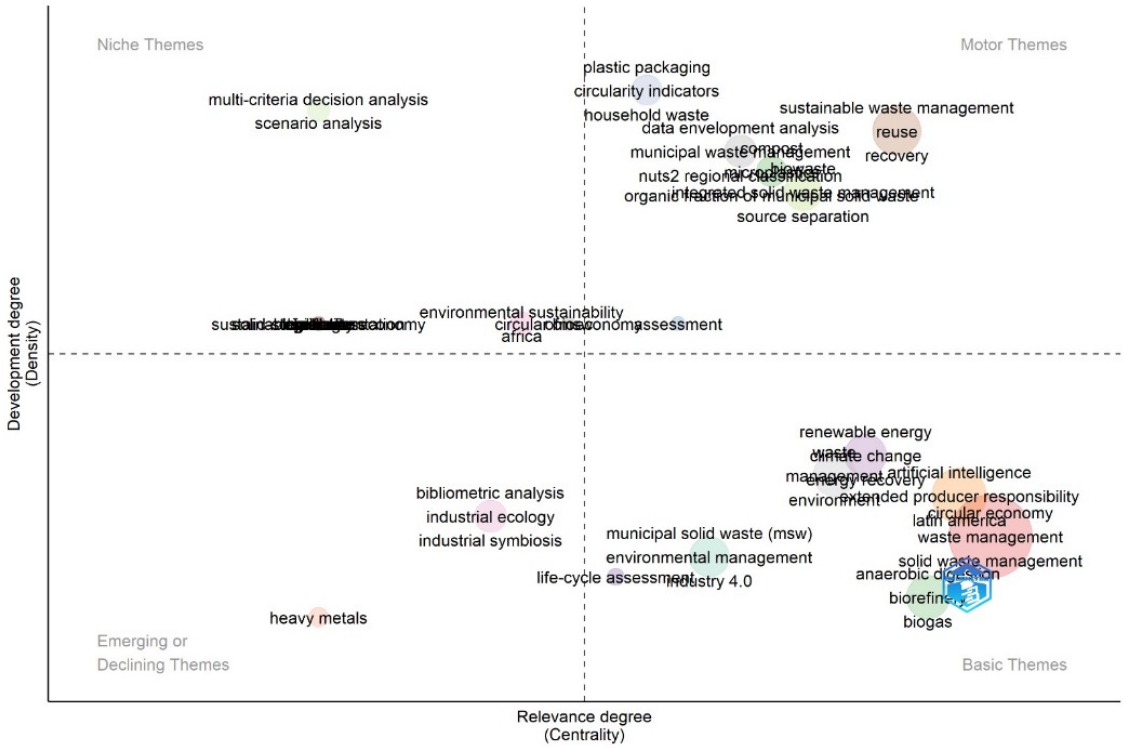


Figura 4. Mapa temático.
Fuente: elaboración propia con software Bibliometrix y datos de Scopus.

En el segundo cuadrante, arriba y a la derecha, ubicamos temas altamente desarrollados y relevantes. Empaques plásticos, indicadores de circularidad, residuos domésticos, análisis envolvente de datos, gestión sostenible de residuos, reúso, recuperación, compost, biorresiduos, fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, clasificación de la región NUTS-2, gestión integral de residuos sólidos y separación en la fuente son temas centrales con una fuerte conexión con otros temas y fungen como motores en el campo. Se trata de temas fundamentales que guían la investigación en el área.

En el tercer cuadrante, abajo y a la izquierda, se ubican temas con baja densidad y centralidad, lo que apunta a que son áreas emergentes de investigación que no están suficientemente desarrolladas o bien, son temas que están en declive y perdiendo relevancia. Encontramos elementos como metales pesados, análisis bibliométrico, ecología industrial y simbiosis industrial.

El cuarto cuadrante, abajo y a la derecha, presenta temas de alta relevancia, pero baja densidad. Energía renovable, recuperación de energía, cambio climático, inteligencia artificial, responsabilidad extendida al productor, gestión de residuos sólidos, gestión de residuos, digestión anaerobia, biogás, biorefinería, Industria 4.0 son temas fundamentales,

son los pilares básicos del campo de estudio, están ampliamente conectados con otros temas, pero no se investigan en profundidad de manera específica.

4. Conclusiones

Este estudio bibliométrico presentó un análisis de la literatura científica en inglés publicada entre 2009 y 2025, enfocado en Economía Circular y Gestión de Residuos Sólidos. A partir de 735 documentos publicados se mostraron diversas estadísticas descriptivas y gráficos que permiten identificar la evolución y las tendencias del campo.

Se identificó una concentración temática, en revistas, países y universidades, esta densidad en torno a la EC y la GRS da cuenta que los temas son relevantes y muy citados; sin embargo, en más de quince años de investigación ha habido poca apertura a nuevos conceptos y disciplinas. El campo de estudio sigue sosteniéndose en los temas pilares y se han descuidado áreas de investigación emergentes, que podrían tener gran relevancia.

Una de las limitaciones del estudio es que se acotó a la literatura en inglés, por lo que es conveniente replicarlo para la producción científica en español y evaluar qué tanto la producción científica mexicana está “al día” en el campo de la Economía Circular y la Gestión de los Residuos Sólidos.

5. Referencias

[1] O. Hernández, Evolución histórica-epistemológica de la Economía Circular: ¿Hacia un nuevo paradigma del desarrollo? *Economía y Sociedad* **26**, (2021).

[2] W.R. Stahel, *The circular economy: A user’s guide*. *Journal of Chemical Information and Modeling* (2019).

[3] K. Winans, A. Kendall, & H. Deng, The history and current applications of the circular economy concept. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* vol. 68 at https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123 (2017).

[4] J. Zhu, C. Fan, H. Shi, & L. Shi, L. Efforts for a Circular Economy in China: A Comprehensive Review of Policies. *Journal of Industrial Ecology* **23**, (2019).

[5] World Economic Forum (WEF). (2020). Transforming African economies to sustainable and circular models. https://www.weforum.org/our-impact/the-african-circular-economy-alliance-impact-story

[6] T. Völker, Z. Kovacic, & R. Strand, Indicator development as a site of collective imagination? The case of European Commission policies on the circular economy. *Culture and Organization* **26**, (2020).

[7] ReMade Institute. (2021). Sustainability, recycling and the concept of a circular economy are all topics vitally important in today's changing world. https://remadeinstitute.org/circular-economy

[8] Ellen MacArthur Foundation. (2017). Strategic partners. https://www.ellenmacarthurfoundation.org/our-story/our-network/strategic-partners

[9] S.G. Ceballos Pérez, J. Brambila Paz, & V. Pérez Cerecedo, Residuos sólidos urbanos y economía circular en Pachuca, Hidalgo, México. *Acta Universitaria* **32**, (2022).

[10] D. Cooper, Bibliometrics basics. *Journal of the Medical Library Association* vol. 103 at https://doi.org/10.3163/1536-5050.103.4.013 (2015).

Desarrollo de un dispositivo electro-regenerable alimentado por energía solar utilizando carbón activado de cáscara de naranja para la desinfección de *Escherichia coli* en aguas residuales

C5 JACV

Juan Antonio Camacho[1], Román Durán[1], Issell Sandoval[1], Irma Robles[2], Josué Daniel García[1], José de Jesús Treviño[1], Luis Arturo Godínez Mora-Tovar[1], Gustavo Acosta-Santoyo[1]*

[1]Centro de Investigación en Química para la Economía Circular (CIQEC), Cerro de las Campanas s/n, Colonia Las Campanas, Centro Universitario, 76010, Querétaro, Querétaro, México.

[2]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., Parque Tecnológico Querétaro SN, 76703 San Fandila, Qro., México.

*E-mail: gustavo.acosta@uaq.mx

Resumen

La contaminación de cuerpos de agua por actividades industriales representa una amenaza ambiental y sanitaria global. En particular, los cuerpos de agua superficiales, esenciales para el abastecimiento humano, están expuestos a contaminantes orgánicos y microbiológicos. En este estudio se propone una solución sostenible mediante el desarrollo de un dispositivo electro-regenerable alimentado por energía solar, diseñado para la desinfección de *Escherichia coli*, utilizando carbón activado derivado de cáscaras de naranja como material funcional. La metodología incluyó la preparación del carbón activado a partir de residuos de cáscara de naranja, su incorporación en un reactor electroquímico de flujo y la evaluación de su desempeño en procesos de adsorción, electro-oxidación y electro-Fenton. Se analizaron parámetros como la absorbancia a 600 nm, la conductividad y la actividad antibacteriana frente a *E. coli*. En cuanto a la desinfección, tanto el carbón comercial como el de cáscara de naranja redujeron significativamente las unidades formadoras de colonias, con mejor desempeño del carbón activado natural. El dispositivo propuesto representa una alternativa ecológica y eficiente para la descontaminación de aguas superficiales, con alto potencial de aplicación en zonas rurales o con recursos limitados, promoviendo el aprovechamiento de residuos agroindustriales.

Palabras Clave: Electro-Fenton, Carbón Activado Sostenible, Desinfección de *Escherichia coli*, Tratamiento de aguas superficiales.

1. Introducción

La creciente presión sobre los recursos hídricos debido a actividades industriales, agrícolas y urbanas ha intensificado la problemática de la contaminación de cuerpos de agua superficiales, los cuales constituyen una fuente vital para el consumo humano, riego y otros usos socioeconómicos [1, 2]. Entre los contaminantes más frecuentes y preocupantes se encuentran los compuestos orgánicos recalcitrantes, como colorantes sintéticos provenientes de las industrias textil, alimentaria y farmacéutica, así como microorganismos patógenos, especialmente *Escherichia coli*, indicadora de contaminación fecal [3, 4]. La presencia simultánea de estos contaminantes representa un riesgo significativo para la salud pública y la integridad de los ecosistemas acuáticos [5].

Si bien existen métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales, como la filtración, coagulación, cloración y tratamientos biológicos, muchos de ellos presentan limitaciones en cuanto a su eficiencia frente a contaminantes persistentes, generación de subproductos tóxicos o altos costos de operación y mantenimiento [6]. En los últimos años, los procesos electroquímicos han emergido como una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas, al permitir la generación in situ de agentes oxidantes fuertes como el radical hidroxilo (•OH), capaces de degradar compuestos orgánicos complejos y ejercer efectos desinfectantes [7, 8]. En particular, el proceso electro-Fenton ha demostrado una alta eficiencia en la oxidación avanzada de contaminantes y en la inactivación de bacterias, mediante la interacción de hierro ferroso (Fe^{2+}) y peróxido de hidrógeno generado electroquímicamente [9-11].

En este contexto, la integración de materiales carbonosos sostenibles, como el carbón activado derivado de residuos agroindustriales, se presenta como una estrategia viable para reducir los costos del sistema y fomentar la economía circular [11-14]. La cáscara de naranja, rica en compuestos carbonosos y ampliamente disponible como subproducto agrícola, puede ser transformada en carbón activado con propiedades fisicoquímicas adecuadas para su uso en tecnologías electroquímicas [13]. Adicionalmente, el acoplamiento del sistema a una fuente de energía solar ofrece una ruta descentralizada, ecológica y económicamente accesible para comunidades rurales o con acceso limitado a infraestructura de tratamiento convencional [15, 16].

El presente trabajo propone el diseño, desarrollo y evaluación de un dispositivo electro-regenerable alimentado por energía solar, que incorpora carbón activado obtenido a partir de cáscaras de naranja como material activo. El sistema fue evaluado en términos de su capacidad para inactivar *E. coli* en agua superficial, mediante procesos sinérgicos de adsorción, electro-oxidación y reacción electro-Fenton. Esta investigación busca contribuir

al desarrollo de soluciones tecnológicas limpias, eficientes y sostenibles para el tratamiento de aguas contaminadas, con potencial aplicación en regiones vulnerables y en el contexto de una gestión hídrica más resiliente.

2. Metodología experimental

2.1 Preparación del carbón activado a partir de cáscara de naranja

Para la preparación del carbón activado, se siguieron las directrices descritas en trabajos previos, definidas de la siguiente manera: la cáscara de naranja se cortó en fragmentos de aproximadamente 0.25 cm² y posteriormente se secó en una estufa a 65 °C durante 12 horas. Después, se tomaron 20 g de cáscaras de naranja secas, los cuales se impregnaron en una solución que contenía 40 mL de H_3PO_4 0.6 M, y se colocaron bajo agitación constante a 200 rpm durante 2 horas. Posteriormente, la cáscara de naranja fue filtrada, secada a 70 °C y almacenada para su uso posterior. Para el proceso de carbonización, se preparó un agente de activación consistente en H_3PO_4 (0.148 M), el cual se añadió a la cáscara de naranja seca en una relación de impregnación de 1:6 (g de muestra de cáscara/mL de agente activante), y se colocó a 95 °C durante 2 horas sobre una placa calefactora, con agitación constante a 700 rpm. Finalizado este proceso, el líquido fue separado del sólido. Finalmente, esta muestra se colocó en un horno tubular, a una temperatura de carbonización de 400 °C [12, 13].

2.2 Diseño del reactor electroquímico y ensamblaje del sistema

El reactor fue construido utilizando un tubo de PVC de 20 cm de longitud y 1 cm de diámetro. Los compartimentos fueron ensamblados de izquierda a derecha, comenzando con un compartimento que contenía una mezcla de 0.417 g de resina saturada con hierro y 3.756 g de resina saturada con sodio, seguido por un fieltro de carbono cilíndrico que actuó como separador hacia el siguiente compartimento. En el siguiente compartimento se introdujeron 2.19 g de carbón activado, seguido nuevamente por un fieltro de carbono cilíndrico, y un compartimento subsecuente con 4.17 g de resina saturada con sodio, otro fieltro de carbono cilíndrico, 2.19 g de carbón activado, otro fieltro de carbono cilíndrico y, finalmente, un compartimento con 4.17 g de resina saturada con sodio. Se colocaron tapas plásticas conectadas a mangueras cilíndricas en ambos extremos. La manguera conectada al primer compartimento se vinculó a la bomba de alimentación, mientras que la manguera adyacente al último compartimento se utilizó como salida del efluente. El reactor tenía una capacidad interna de 15.708 cm^3, y las divisiones de fieltro de carbono se utilizaron como electrodos,

dispuestos en paralelo con una superficie de 0.32987 cm^2 y un espaciamiento inter-electrodo de 3 cm. El sistema electroquímico fue conectado a un sistema electrónico. Se utilizó un alambre de níquel-cromo (aleación de NiCr) como contacto eléctrico para aplicar corriente a los electrodos cuando fue necesario (Figura 1).

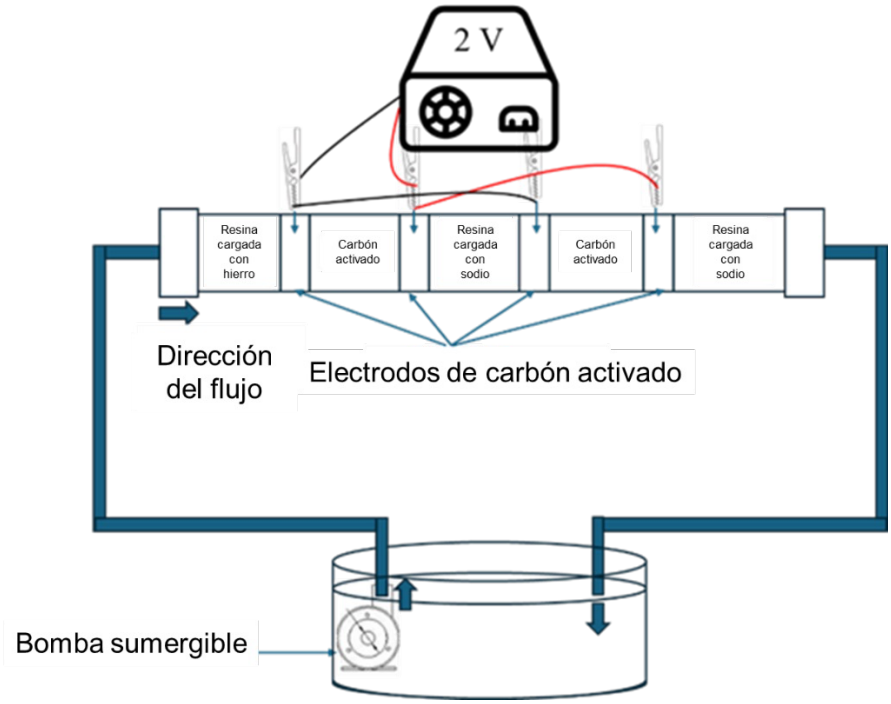


Figura 1. Representación esquemática de los ensayos.

2.3 Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

La actividad antibacteriana del reactor electroquímico fue evaluada utilizando *Escherichia coli* en un sistema por lotes de 500 mL. El montaje experimental incluyó dos configuraciones de reactor electroquímico: (1) carbón activado derivado de cáscara de naranja y (2) carbón activado comercial. Cada configuración fue evaluada bajo tres condiciones de tratamiento: adsorción, electro-oxidación y procesos tipo electro-Fenton. Cada condición se ensayó por triplicado.

Se inoculó agua destilada estéril con *E. coli* y la concentración bacteriana se ajustó a 0.01 ± 0.02 unidades de absorbancia (u.a.) a 600 nm, con base en la turbidez. En los tiempos 0, 15, 30, 45 y 60 minutos, se recolectaron dos muestras de 1 mL. Una fue utilizada para medir la absorbancia a 600 nm (A_{600}), y la otra para el conteo de células viables. Para esta última, se realizó una dilución seriada en seis pasos, con un factor de dilución de 1:10. Las muestras diluidas se sembraron por extensión superficial sobre agar nutritivo estéril (composición en g/L: 5 de peptona de gelatina, 3 de extracto de carne, 15 de agar

bacteriológico) y se incubaron a 37 °C durante 24 horas. Posteriormente, se contaron las unidades formadoras de colonias (UFC) y se calculó la concentración bacteriana considerando el factor de dilución. Adicionalmente, se registró la conductividad eléctrica en cada punto de muestreo.

2.4 Repetibilidad y análisis estadístico

Se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis seguido de una prueba de Dunn, con un valor alfa de 0.05.

3. Resultados y discusión

En la Figura 2, se muestran los resultados obtenidos para tres parámetros clave: turbidez (A_{600}), conductividad eléctrica y concentración de *Escherichia coli* (UFC/mL) a lo largo del tratamiento, bajo diferentes condiciones y materiales: carbón activado de cáscara de naranja (O) y carbón activado comercial (C), en procesos de adsorción (A), electro-oxidación (EO) y electro-Fenton (EF).

En la Figura 2 a), se observa una reducción progresiva de la turbidez (A_{600}) en todos los tratamientos con excepción de los sistemas de adsorción y electro-Fenton con carbón activado de cáscara de naranja (O + A y O + EF respectivamente), que muestran un comportamiento oscilante sin descenso sostenido. El sistema C + EF evidenció la mayor reducción de A_{600}, alcanzando valores cercanos a cero en 60 minutos, lo cual indica una eliminación eficiente de células bacterianas y sólidos en suspensión. Los sistemas con electro-oxidación (EO) también mostraron disminuciones relevantes, especialmente con carbón activado de cáscara de naranja (O + EO), lo que sugiere una mayor efectividad en procesos asistidos eléctricamente.

En la Figura 2 b), la conductividad eléctrica aumentó rápidamente durante los primeros 15 minutos en todos los tratamientos, estabilizándose posteriormente. Este comportamiento se atribuye a la liberación de iones producto de reacciones redox y de intercambio iónico en el sistema. Los tratamientos con carbón activado de cáscara de naranja (O) presentaron una conductividad ligeramente superior, especialmente en condiciones EO y A, lo que podría reflejar una mayor actividad electroquímica y movilidad iónica [17].

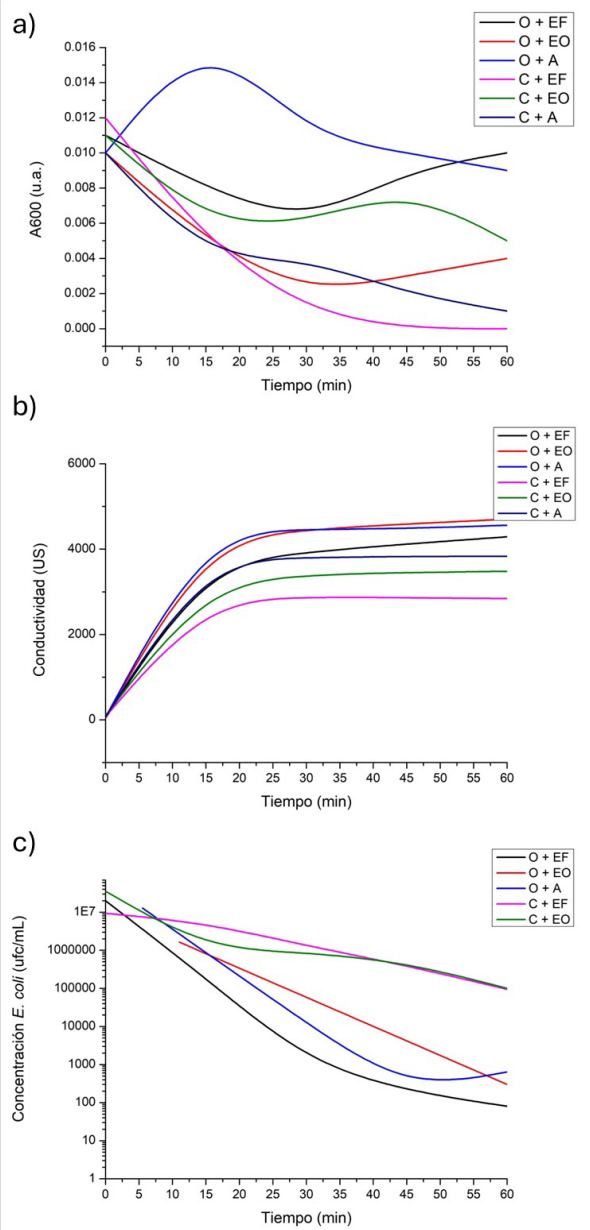


Figura 2. Desempeño del dispositivo electro-regenerable con agua contaminada con *E. coli*. Se muestran los valores medianos de las réplicas. a): absorbancia a 600 nm. b): evolución de la conductividad. c): concentración de *E. coli*. O – cáscara de naranja, C – carbón activado, EF – Electro-Fenton, EO – Electrooxidación y A – Adsorción.

En la Figura 2 c) revela una disminución drástica en la concentración de *E. coli* bajo condiciones electro-Fenton con carbón activado de cáscara de naranja (O + EF), reduciendo la carga bacteriana en aproximadamente 6 órdenes de magnitud en 60 minutos. Le sigue en eficacia el tratamiento O + EO, con una reducción de aproximadamente 5 órdenes de magnitud. En contraste, el sistema C + A mostró una reducción limitada, manteniéndose en el orden de 10^5 UFC/mL. Los resultados indican que la combinación de

procesos electroquímicos con materiales activados de origen agroindustrial potencia significativamente la desinfección bacteriana.

Estos hallazgos demuestran que el reactor electroquímico con carbón activado comercial, especialmente bajo condiciones de reacción tipo electro-Fenton, ofrece un desempeño superior en la eliminación de turbidez, mientras que el carbón activado derivado de cáscara de naranja genera mayor reducción de carga bacteriana, validando su potencial como tecnología sustentable para el tratamiento de aguas superficiales contaminadas.

La implementación de procesos electroquímicos para el tratamiento de aguas contaminadas ha cobrado creciente relevancia debido a su alta eficiencia en la degradación de contaminantes orgánicos y la inactivación de microorganismos patógenos sin la necesidad de agentes químicos externos [18]. En este estudio, el reactor electro-regenerable mostró resultados destacados al emplear carbón activado derivado de cáscara de naranja como soporte para los procesos de adsorción y catálisis electroquímica.

Desde el punto de vista de la química ambiental, los procesos tipo electro-Fenton son reconocidos por generar especies reactivas de oxígeno (ROS), particularmente radicales hidroxilo (•OH), los cuales poseen un elevado potencial de oxidación (E° = +2.8 V vs SHE) [19]. Estos radicales son capaces de romper enlaces covalentes en moléculas orgánicas recalcitrantes, como colorantes azoicos, y al mismo tiempo dañar estructuras celulares de microorganismos. En el caso de *Escherichia coli*, la acción de ROS provoca peroxidación de lípidos en la membrana celular, oxidación de proteínas y fragmentación del ADN, lo que conduce a la pérdida de viabilidad celular y lisis bacteriana [20]. El desempeño superior observado con el carbón activado de cáscara de naranja puede atribuirse a su alta área superficial y a la presencia de grupos funcionales oxigenados que favorecen tanto la adsorción de contaminantes como la retención y regeneración de especies férricas en el sistema Fenton. La resina saturada con hierro actúa como fuente catalítica de Fe^{2+}, la cual reacciona con el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) generado *in situ* en el cátodo mediante la reducción del oxígeno disuelto, según la ecuación clásica de Fenton:

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + \cdot OH + OH^-$$

Por su parte, el sistema sin aplicación de corriente (adsorción simple) mostró una capacidad limitada para eliminar *E. coli*, lo que corrobora que los mecanismos físicos de retención no son suficientes para garantizar una desinfección efectiva [21]. En cambio, al aplicar un potencial de 2 V, los procesos electroquímicos potenciaron significativamente la eficiencia del sistema, como se evidenció en la reducción de unidades formadoras de colonias (UFC) y en la disminución de la absorbancia a 600 nm [22].

Estos resultados son consistentes con reportes previos donde se ha observado que los sistemas electro-Fenton no solo son capaces de eliminar materia orgánica persistente, sino que también logran desinfección sin generar subproductos tóxicos como los asociados a la cloración convencional [23,24]. Además, la baja energía requerida y la posibilidad de operar con fuentes solares refuerzan la viabilidad del sistema para aplicaciones en entornos con recursos limitados [25].

Desde una perspectiva microbiológica, la eficacia del tratamiento radica en la combinación de mecanismos físico-químicos: la retención inicial por adsorción, seguida por la acción oxidativa directa (electro-oxidación) y la generación de ROS (electro-Fenton), lo cual produce daños irreversibles en la membrana externa, la pared celular de tipo Gram negativa de *E. coli*, y finalmente afecta el contenido intracelular [26]. La sinergia entre materiales sostenibles, catálisis electroquímica y energía renovable representa una estrategia prometedora para el tratamiento integral de aguas contaminadas, alineada con los principios de sostenibilidad, economía circular y justicia ambiental.

4. Conclusiones

El presente estudio demuestra la viabilidad y efectividad de un reactor electroquímico regenerable, alimentado por energía solar, para el tratamiento de aguas superficiales contaminadas con microorganismos patógenos, utilizando carbón activado derivado de cáscara de naranja como material funcional. A través de una serie de experimentos comparativos, se evidenció que, en cuanto a la actividad antimicrobiana, el material bio-sostenible superó en desempeño al carbón activado comercial en procesos de adsorción, electro-oxidación y especialmente en electro-Fenton. La actividad antibacteriana frente a *Escherichia coli* alcanzó reducciones de hasta seis órdenes de magnitud en el tratamiento electro-Fenton con carbón de cáscara de naranja, lo que representa una desinfección altamente eficiente. Sin embargo, en la reducción de turbidez el carbón activado comercial tuvo mejor desempeño en el tratamiento de electro-Fenton, llegando a valores de absorbancia cercanos a cero. Se propone que en futuras investigaciones se desarrolle un acoplamiento entre carbón activado comercial y de cáscara de naranja para lograr mayor eficiencia tanto en remoción de turbidez como en actividad antibacteriana. Los datos de conductividad sugieren un comportamiento electroquímico activo y estable durante el tratamiento, sin efectos adversos significativos sobre la calidad general del agua.

La integración de materiales de desecho agroindustrial en el diseño del reactor, junto con el uso de energía renovable, posiciona a esta tecnología como una alternativa ecológica,

de bajo costo y aplicable en contextos rurales o con acceso limitado a infraestructura convencional. Los resultados respaldan el potencial de esta estrategia como una solución sustentable para la remoción simultánea de contaminantes químicos y microbiológicos en cuerpos de agua superficial, contribuyendo a una gestión del recurso hídrico más circular.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), a la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ: FQU202308) y al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C. (CIDETEQ, 23.INT012) por el apoyo financiero para la realización de este trabajo. Los autores también agradecen al Laboratorio Nacional CONAHCYT de Ciencia y Tecnología del Agua (LNCTA).

6. Referencias

[1] A.L. Srivastav, R. Dhyani, M. Ranjan, S. Madhav, M. Sillanpää, Climate-resilient strategies for sustainable management of water resources and agriculture, Environmental Science and Pollution Research 28 (2021) 41576–41595. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14332-4.

[2] A. Shokri, B. Nasernejad, M. Sanavi Fard, Challenges and Future Roadmaps in Heterogeneous Electro-Fenton Process for Wastewater Treatment, Water Air Soil Pollut 234 (2023). https://doi.org/10.1007/s11270-023-06139-5.

[3] S. Ramos, V. Silva, M. de L.E. Dapkevicius, M. Caniça, M.T. Tejedor-Junco, G. Igrejas, P. Poeta, Escherichia coli as Commensal and Pathogenic Bacteria among Food-Producing Animals: Health Implications of Extended Spectrum β-Lactamase (ESBL) Production, Animals 10 (2020) 2239. https://doi.org/10.3390/ani10122239.

[4] T. Navab-Daneshmand, M.N.D. Friedrich, M. Gächter, M.C. Montealegre, L.S. Mlambo, T. Nhiwatiwa, H.-J. Mosler, T.R. Julian, Escherichia coli Contamination across Multiple Environmental Compartments (Soil, Hands, Drinking Water, and Handwashing Water) in Urban Harare: Correlations and Risk Factors, Am J Trop Med Hyg 98 (2018) 803–813. https://doi.org/10.4269/ajtmh.17-0521.

[5] R. Khanna, Agrochemicals as a potential cause of ground water pollution: A review Technical SCIENCE View project Black Wheat: A Health Promising Crop View project, 2018. https://www.researchgate.net/publication/350874038.

[6] W.S. Chai, J.Y. Cheun, P.S. Kumar, M. Mubashir, Z. Majeed, F. Banat, S.-H. Ho, P.L. Show, A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application, J Clean Prod 296 (2021) 126589. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126589.

[7] A. Ghaffarian Khorram, N. Fallah, B. Nasernejad, N. Afsham, M. Esmaelzadeh, V. Vatanpour, Electrochemical-based processes for produced water and oily wastewater treatment: A review, Chemosphere 338 (2023) 139565. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139565.

[8] I. Salmerón, P.K. Sharma, M.I. Polo-López, A. Tolosana, S. McMichael, I. Oller, J.A. Byrne, P. Fernández-Ibáñez, Electrochemically assisted photocatalysis for the simultaneous degradation of organic micro-contaminants and inactivation of microorganisms in water, Process Safety and Environmental Protection 147 (2021) 488–496. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.09.060.

[9] I. Sirés, E. Brillas, Upgrading and expanding the electro-Fenton and related processes, Curr Opin Electrochem 27 (2021). https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.100686.

[10] J.A. Banda-Alemán, M. Camacho-Callejas, M.L. Salazar-López, I. Robles, G. Acosta-Santoyo, J.D. García-Espinoza, F.J. Rodríguez-Valadez, J. Manriquez, L.A. Godínez, Alternating polarization of Fe modified carbon fiber materials. towards the development of single-electrode electro-Fenton batch reactors, Electrochim Acta 450 (2023). https://doi.org/10.1016/j.electacta.2023.142282.

[11] J.D. García-Espinoza, I. Robles, A. Durán-Moreno, L.A. Godínez, Study of simultaneous electro-Fenton and adsorption processes in a reactor containing porous carbon electrodes and particulate activated carbon, Journal of Electroanalytical Chemistry 895 (2021) 115476. https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2021.115476.

[12] A.K. Tovar, L.A. Godínez, F. Espejel, R.-M. Ramírez-Zamora, I. Robles, Optimization of the integral valorization process for orange peel waste using a design of experiments approach: Production of high-quality pectin and activated carbon, Waste Management 85 (2019) 202–213. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.029.

[13] A.K. Tovar, L.A. Godínez, F. Espejel, R.-M. Ramírez-Zamora, I. Robles, Optimization of the integral valorization process for orange peel waste using a design of experiments approach: Production of high-quality pectin and activated carbon, Waste Management 85 (2019) 202–213. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.029.

[14] A.Z. Vela-Carrillo, R.J. Martínez, L.A. Godínez, J. de J. Pérez-Bueno, F. Espejel-Ayala, I. Robles, Study of chemical, kinetic, and theoretical sorption properties of activated carbons obtained from agroindustrial origin: comparison of anionic and cationic model molecules, Biomass Convers Biorefin 14 (2024) 733–750. https://doi.org/10.1007/s13399-022-02367-7.

[15] H. Wang, F. Qian, G. Wang, Y. Jiao, Z. He, Y. Li, Self-biased solar-microbial device for sustainable hydrogen generation, ACS Nano 7 (2013) 8728–8735. https://doi.org/10.1021/nn403082m.

[16] K.J. Chae, M.J. Choi, K.Y. Kim, F.F. Ajayi, I.S. Chang, I.S. Kim, A solar-powered microbial electrolysis cell with a platinum catalyst-free cathode to produce hydrogen, Environ Sci Technol 43 (2009) 9525–9530. https://doi.org/10.1021/es9022317.

[17] Q. Wei, Z. Chen, Y. Cheng, X. Wang, X. Yang, Z. Wang, Preparation and electrochemical performance of orange peel based-activated carbons activated by different activators, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 574 (2019) 221-227. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.04.065.

[18] C.A. Martínez-Huitle, M.A. Rodrigo, I. Sirés, O. Scialdone, A critical review on latest innovations and future challenges of electrochemical technology for the abatement of organics in water, Appl Catal B 328 (2023). https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2023.122430.

[19] K. Wang, P. Cao, X. Qin, S. Chen, H. Yu, X. Quan, Electro-Fenton process with scalable modified carbonaceous electrode material processed by direct calcination for refractory organic pollutant degradation, Chemical Engineering Journal 470 (2023) 144104. https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144104.

[20] H. Xu, F. Qu, H. Xu, W. Lai, Y. Andrew Wang, Z.P. Aguilar, H. Wei, Role of reactive oxygen species in the antibacterial mechanism of silver nanoparticles on Escherichia coli O157:H7, BioMetals 25 (2012) 45–53. https://doi.org/10.1007/s10534-011-9482-x.

[21] P. Udompijitkul, M.A. Daeschel, Y. Zhao, Antimicrobial Effect of Electrolyzed Oxidizing Water against Escherichia coli O157:H7 and Listeria monocytogenes on Fresh Strawberries (Fragaria × ananassa), J Food Sci 72 (2007). https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2007.00531.x.

[22] M.S. Hellal, B.A. Hemdan, M. Youssef, G.E. El-Taweel, E.M. Abou Taleb, Novel electro-oxidation unit for electro-disinfection of E. coli and some waterborne

pathogens during wastewater treatment: batch and continuous experiments, Sci Rep 12 (2022). https://doi.org/10.1038/s41598-022-20451-w.

[23] E. Brillas, Solar photoelectro-Fenton: A very effective and cost-efficient electrochemical advanced oxidation process for the removal of organic pollutants from synthetic and real wastewaters, Chemosphere 327 (2023) 138532. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.138532.

[24] F. Deng, E. Brillas, Advances in the decontamination of wastewaters with synthetic organic dyes by electrochemical Fenton-based processes, Sep Purif Technol 316 (2023). https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123764.

[25] P.R. dos Santos, M.E. de Oliveira Dourados, I. Sirés, E. Brillas, R.P. Cavalcante, P.S. Cavalheri, P.L. Paulo, D.R.V. Guelfi, S.C. de Oliveira, F. Gozzi, A. Machulek Junior, Greywater treatment by anodic oxidation, photoelectro-Fenton and solar photoelectro-Fenton processes: Influence of relevant parameters and toxicity evolution, Process Safety and Environmental Protection 169 (2023) 879–895. https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.058.

[26] S. Rathinavelu, G. Divyapriya, A. Joseph, I.M. Nambi, A.B. Muthukrishnan, G. Jayaraman, Inactivation behavior and intracellular changes in Escherichia coli during electro-oxidation process using Ti/Sb–SnO2/PbO2 anode: Elucidation of the disinfection mechanism, Environ Res 210 (2022) 112749. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112749.

Efecto sinérgico de la heterounión ZnO/CuO y el óxido de grafeno para una generación mayor de bioelectricidad

C5 LFGM

Luis Fernando González[1], Maximiliano Yáñez López[1], Josué Daniel García Espinoza[1], Irma Robles[2], Luis Arturo Godínez Mora Tovar[1], Gustavo Acosta Santoyo[1*]

[1]Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, Cerro de las Campanas s/n, Col. Centro Universitario, C.P. 76010, Santiago de Querétaro, Qro.

[2]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C., Parque Tecnológico Querétaro SN, 76703 San Fandila, Qro., México.

*E-mail: gustavo.acosta@uaq.mx

Resumen

Ante la necesidad de alternativas energéticas frente a los problemas ambientales, este estudio analiza materiales para bioánodos en celdas de combustible microbianas (MFC), enfocándose en el óxido de grafeno (GO) y la heterounión ZnO/CuO por su buena transferencia de carga y biocompatibilidad. Se modificaron electrodos de fieltro de carbono con recubrimientos de ZnO/CuO/GO, evaluando su desempeño mediante cronoamperometría y voltamperometría cíclica. Los resultados mostraron una corriente microbiana estable y mayor actividad en los electrodos modificados, además de una disminución progresiva en la resistencia eléctrica. Se concluye que el uso de GO mejora la interacción microbiana y el rendimiento electroquímico, destacando a ZnO/CuO/GO como material prometedor para bioánodos en MFC.

Palabras Clave: Bioelectroquímica, celda electrolítica microbiana, materiales cerámicos.

1. Introducción

En las últimas décadas, el uso intensivo de hidrocarburos por actividades humanas ha causado contaminación ambiental, derivada de derrames accidentales o deliberados, afectando ecosistemas, flora, fauna y salud humana [1]. Ante esta problemática, se han buscado fuentes de energía alternativas, encontrando una opción en los sistemas bioelectroquímicos. Se ha demostrado que algunas bacterias pueden adaptarse a ambientes con alta concentración de hidrocarburos, asimilándolos como fuente de carbono y degradándolos [2], Estas bacterias muestran versatilidad metabólica al transformar compuestos como alcanos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y derivados del

benceno en subproductos inocuos. Además, existen bacterias electrogénicas capaces de transferir electrones a un electrodo de forma extracelular. Esta capacidad permite su aplicación en celdas de combustible microbianas (MFC), donde simultáneamente degradan hidrocarburos y generan energía eléctrica a partir de su metabolismo, lo cual contribuye al tratamiento de aguas y suelos contaminados mientras se produce energía limpia. En este proyecto, se desarrolla una biopelícula bacteriana sobre el ánodo de una celda bioelectroquímica, donde la degradación de hidrocarburos genera electrones que son transferidos al ánodo y luego al cátodo, generando corriente eléctrica [3].

La eficiencia del sistema depende en gran parte del material del electrodo, que debe tener buena conductividad eléctrica y biocompatibilidad; una baja impedancia en la interfaz electrodo-bacteria mejora la transferencia electrónica [4]. Aunque algunos materiales son conductores, su citotoxicidad limita su uso. Los óxidos metálicos destacan por su alta capacitancia y baja pérdida óhmica, siendo prometedores para bioelectrodos [5].

Los óxidos de zinc y cobre, aunque útiles como catalizadores catódicos, han mostrado toxicidad para los microorganismos al liberar iones Cu^{2+} y Zn^{2} [6]. Esta investigación explora el uso de un recubrimiento de óxido de grafeno (GO) sobre ZnO/CuO para mitigar su toxicidad. El GO puede adsorber iones metálicos en el agua [7]. y, gracias a sus grupos funcionales, proporcionar biocompatibilidad y mejor adhesión bacteriana al electrodo [8].

2. Metodología experimental

2.1 Modificación de los electrodos

Se electrodepositaron ZnO y CuO sobre fieltro de carbono siguiendo el procedimiento de [9]. Para el ZnO, se preparó una solución 0.1 M de $Zn(NO_3)_2$ a pH 3. Se utilizó una celda con fieltro de carbono como electrodo de trabajo, platino como contraelectrodo y Ag/AgCl como referencia. El potencial se determinó por voltamperometría cíclica (20 mV/s) y se aplicó durante 10 minutos a 80 °C. Luego, se trató térmicamente a 400 °C por 2 horas. El CuO se electrodepositó sobre el electrodo con ZnO, usando 0.1 M de $Cu(NO_3)_2$ a pH 11 (ajustado con NH_4OH) y ácido láctico como agente complejante, siguiendo a [10]. El procedimiento fue similar, con tratamiento térmico posterior a 400 °C por 2 horas. El óxido de grafeno (GO) se sintetizó con un método de Hummers modificado [11], a partir de grafito en H_2SO_4/H_3PO_4, oxidado con $KMnO_4$ y purificado por centrifugación hasta pH 7. Finalmente se secó a 80 °C por 12 h. El GO se depositó electroforéticamente sobre los electrodos ZnO/CuO. Se usó una solución a 500 ppm tratada con microondas. Aplicando

voltaje escalonado hasta 15 V, se completó la deposición en 30 minutos y se realizó un tratamiento térmico final a 290 °C por 1 hora.

2.3.2. Caracterización

Seguido a la deposición del óxido de grafeno al substrato de fieltro de carbono, la superficie del electrodo modificada fue caracterizada usando espectroscopia Raman.

2.3.3. Inoculación de los microorganismos

Se recolectó una muestra de suelo contaminado con hidrocarburos cerca de la refinería de Salamanca, siguiendo la NOM-021-RECNAT-2000, para obtener el inóculo microbiano. Se cultivó 1 g de suelo en 50 mL de medio LB a 30 °C por 24 horas, y luego se transfirió 1 mL del preinóculo a 50 mL de medio LB fresco, incubándose nuevamente bajo las mismas condiciones.

2.3.4. Configuración de la celda

Se utilizó un reactor de vidrio de 150 mL con atmósfera anaerobia a 35 °C, empleando un electrodo Ag/AgCl como referencia, acero inoxidable como contraelectrodo y fieltro de carbono modificado como electrodo de trabajo.

2.3.5. Análisis electroquímico

Se realizaron tres ciclos de 1000 minutos. En el primer ciclo, se inoculó 1 mL en 50 mL de medio LB. En el segundo, se usó una mezcla 1:1 de medio LB y medio M9 (Na_2HPO_4 12.6 g/L, KH_2PO_4 3 g/L, NaCl 0.5 g/L, glucosa 18.016 g/L, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.2465 g/L). El tercer ciclo utilizó solo medio M9. En cada ciclo, se transfirió 1 mL del cultivo anterior al nuevo medio.

Durante los tres ciclos se aplicó cronoamperometría con un potencial de 0 V para evaluar la corriente generada en cuatro tipos de electrodos: fieltro de carbono sin modificar, y fieltros modificados con ZnO/CuO, GO y ZnO/CuO/GO. Al finalizar cada ciclo, se aplicó voltamperometría cíclica en la región no faradaica (−0.05 a 0.05 V, 20 mV/s) sobre electrodos de 6 cm², para analizar la respuesta eléctrica de las bacterias. A partir de estos datos se calcularon capacitancia y resistencia con las siguientes ecuaciones:

$$C = \frac{\int I \, dV}{2 \cdot v \cdot \Delta V \cdot A} \tag{1}$$

$$R = \frac{\Delta V}{\Delta I} \quad (2)$$

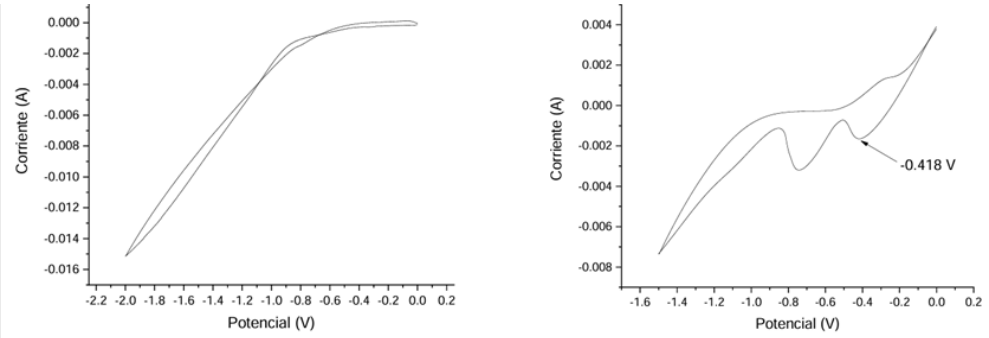
Donde C es capacitancia, $\int I\, dV$ el área de la curva del voltamperograma, ΔV la ventana del potencial, V es la velocidad del barrido, A representa el área geométrica del electrodo, R resistencia y ΔI la diferencia entre el valor máximo y mínimo de la corriente.

2.3.6. Caracterización bacteriana

Después del tercer ciclo, se tomó una muestra de la superficie del electrodo y se colocó en un portaobjetos el cual se tiñó utilizando la técnica de tinción de Gram y luego se examinó bajo el microscopio para identificar los tipos de bacterias presentes en el consorcio microbiano.

3. Resultados y discusión

3.1. ZnO/CuO electrodeposición y caracterización de óxido de grafeno.



(a) (b)

Figura 1. Ciclo de las voltamperometrías de (a) $Zn(NO_3)_2$ y (b) $Cu(NO_3)_2$ a 20 mV/s.

En la voltamperometría cíclica de $Zn(NO_3)_2$ (inciso a) se observa que por debajo de -0.7 V vs Ag/AgCl hay una disminución de corriente, lo que indica que no ocurre ninguna reacción electroquímica antes de este potencial. Además de este potencial, no se observa un pico de oxidación, lo que sugiere que no se llevó a cabo la deposición de zinc metálico bajo estas condiciones.

En la voltamperometría cíclica de $Cu(NO_3)_2$ (inciso b), se observó un pico principal de oxidación a potencial de -0.418 V. Este pico indica la reducción del ion Cu^{2+} a Cu^{+}.

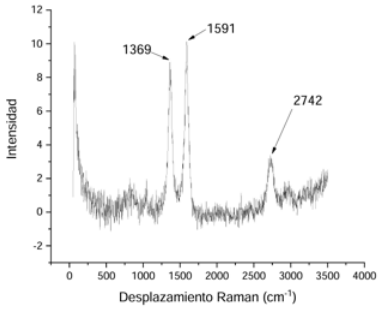


Figura 2. Espectro Raman de óxido de grafeno.

Se obtuvo un espectro Raman de óxido de grafeno mostrando picos en 1369 cm^{-1}, 1591 cm^{-1} y 2742 cm^{-1} los cuales corresponden a las bandas D, G y 2D respectivamente. Las bandas son características del desorden en la estructura del grafeno y de la hibridación sp^2 en los átomos de carbono, típicas del óxido de grafeno.

3.2. Análisis electroquímico

3.2.1. Cronoamperometría

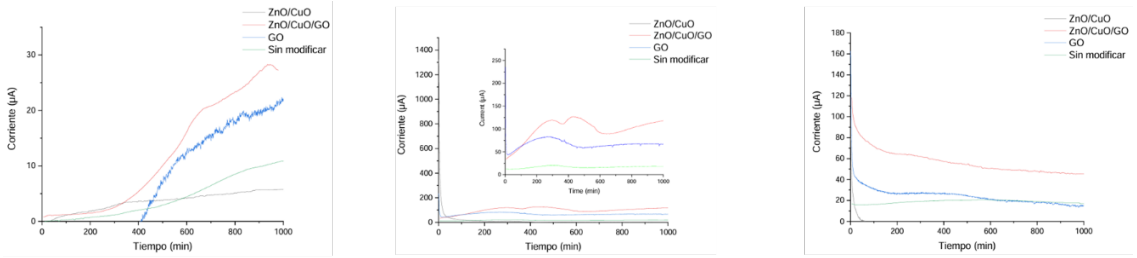
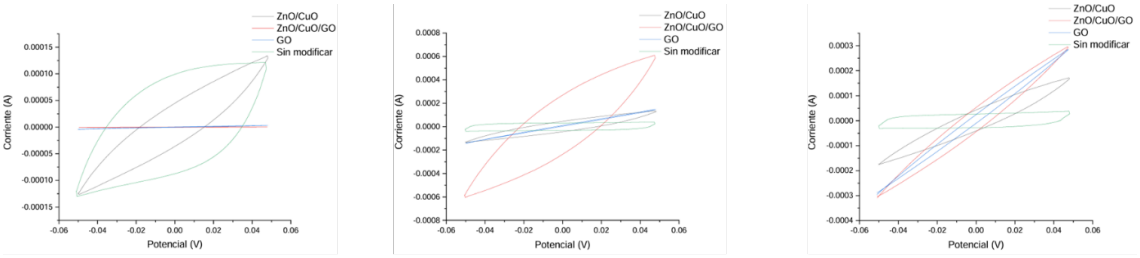


Figura 3. Cronoamperometrías de ciclos (a) 1, (b) 2 y (c) 3.

A partir de las cronoamperometrías se observó la actividad microbiana durante los ciclos. Destacó el electrodo modificado con ZnO/CuO/GO, que mostró mayor corriente y, por tanto, mayor actividad metabólica bacteriana en el ánodo [12], además de resiliencia ante el cambio de medio, lo que demuestra su potencial en celdas microbianas de energía. En segundo lugar, el electrodo modificado solo con óxido de grafeno presentó buena actividad microbiana, confirmando su alta biocompatibilidad reportada previamente [13]. En contraste, el electrodo con ZnO/CuO sin GO no mostró actividad microbiana desde el segundo ciclo, atribuida a su citotoxicidad. Estas observaciones sugieren un efecto sinérgico entre ZnO/CuO y GO, combinando la semiconductividad del primero con la capacidad del segundo para reducir su toxicidad.

3.2.1. Voltamperometría cíclica

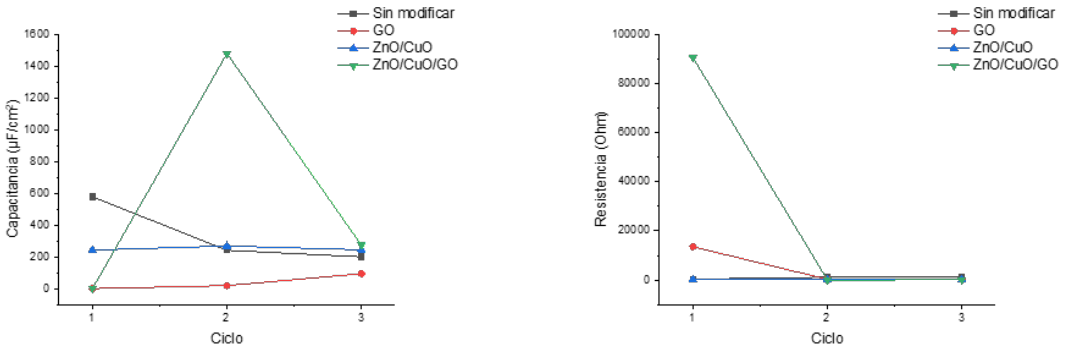


(a) b) (c)

Figura 4. Voltamperometría cíclica después del ciclo (a) 1, (b) 2 y (c) 3.

Tabla 1. Resultados de capacitancia y resistencia.

Ciclo	Electrodo	Capacitancia (μF/cm²)	Resistencia (Ω)
1	Sin modificar	578.2405	388.6525
	Co	1.7353	13547.9111
	ZnO/CuO	243.4284	372.2981
	ZnO/CuO/GO	2.1121	90509.621
2	Sin modificar	242.0732	1216.0271
	Co	20.0249	340.2829
	ZnO/CuO	269.0249	361.8038
	ZnO/CuO/GO	1479.203	80.6086
3	Sin modificar	201.273	1414.7869
	Co	95.4542	169.6929
	ZnO/CuO	245.1583	279.7298
	ZnO/CuO/GO	274.5683	161.435



(a) (b)

Figura 6. Valores de (a) capacitancia y (b) resistencia a distintos ciclos.

El análisis de las voltamperometrías cíclicas en la región no faradaica brinda información sobre la interfaz bacteria-electrodo. Los electrodos con ZnO/CuO presentan baja resistencia y alta capacitancia, pero su citotoxicidad, evidenciada en la cronoamperometría, los hace inadecuados para sistemas bioelectroquímicos. En cambio, los electrodos con óxido de

grafeno destacan por comenzar con alta resistencia, que disminuye con los ciclos. Esta reducción puede atribuirse a la capacidad de algunas bacterias electrogénicas para reducir el óxido de grafeno, mejorando así la conductividad del sistema [14].

Una alta capacitancia permite liberar rápidamente una gran cantidad de carga. El electrodo con GO inició con baja capacitancia (1.7353 μF/cm² en el ciclo 1), pero fue el segundo con mayor generación de corriente. Su capacitancia aumentó a 95.4542 μF/cm² en el ciclo 3, lo que indica que, aunque el GO no es altamente capacitivo, favorece el desarrollo de un biofilm con transferencia electrónica directa (mediante nanocables o citocromos unidos a membrana [15]), más que por almacenamiento de carga en la interfaz.

4. Conclusiones

Estas observaciones muestran que las propiedades de los electrodos en sistemas bioelectroquímicos no dependen solo del material, sino de un equilibrio dinámico entre componentes físicos, biológicos y condiciones ambientales. Los electrodos modificados con GO demuestran cómo un diseño de material puede mejorar progresivamente el rendimiento del sistema, pasando de ser interfaces resistivas a redes conductoras eficientes. A lo largo de los ciclos, el sistema mostró cambios dinámicos, por lo que debe entenderse como un sistema en constante evolución.

En conclusión, este trabajo demuestra por primera vez que materiales citotóxicos pueden utilizarse en sistemas bioelectroquímicos si se recubren con materiales que reduzcan su toxicidad. Aunque el ZnO/CuO ya se había considerado, su uso estaba limitado por su efecto nocivo sobre los microorganismos. Este estudio resuelve esa limitación utilizando óxido de grafeno, lo que permite aprovechar la capacitancia del ZnO/CuO sin comprometer la viabilidad microbiana.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), a la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ: NTCT Número) y al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C. (CIDETEQ) por el apoyo para la realización de este trabajo. Los autores también agradecen al Laboratorio Nacional CONAHCYT de Ciencia y Tecnología del Agua (LNCCTA).

6. Referencias

[1] J. Michel, M. Fingas, Oil Spills: Causes, Consequences, Prevention, and Countermeasures, in: 2016: pp. 159–201. https://doi.org/10.1142/9789814699983_0007.

[2] J. García, D. Peñafiel Heredia, R. Rodríguez, Bioremediación de hidrocarburos en aguas residuales con cultivo mixto de microorganismos: caso Lubricadora Puyango, Enfoque UTE 10 (2019) 185–196. https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v10n1.312.

[3] P. Fatehbasharzad, S. Aliasghari, I. Shaterzadeh Tabrizi, J.A. Khan, G. Boczkaj, Microbial fuel cell applications for removal of petroleum hydrocarbon pollutants: A review, Water Resour Ind 28 (2022) 100178. https://doi.org/10.1016/j.wri.2022.100178.

[4] G.G. Kumar, V.G.S. Sarathi, K.S. Nahm, Recent advances and challenges in the anode architecture and their modifications for the applications of microbial fuel cells, Biosens Bioelectron 43 (2013) 461–475. https://doi.org/10.1016/j.bios.2012.12.048.

[5] Y. Hindatu, M.S.M. Annuar, A.M. Gumel, Mini-review: Anode modification for improved performance of microbial fuel cell, Renewable and Sustainable Energy Reviews 73 (2017) 236–248. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.138.

[6] R. Matsuo, S. Watanabe, S. Okabe, Microbial photoelectrochemical cell using hybrid CuO/ZnO/CuO and Shewanella oneidensis MR-1 anode for hydrogen production, Chemical Engineering Journal 505 (2025) 159093. https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.159093.

[7] W. Peng, H. Li, Y. Liu, S. Song, Comparison of Pb(II) adsorption onto graphene oxide prepared from natural graphites: Diagramming the Pb(II) adsorption sites, Appl Surf Sci 364 (2016) 620–627. https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2015.12.208.

[8] A. P, S. Naina Mohamed, D.L. Singaravelu, K. Brindhadevi, A. Pugazhendhi, A review on graphene / graphene oxide supported electrodes for microbial fuel cell applications: Challenges and prospects, Chemosphere 296 (2022) 133983. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133983.

[9] B.N. Illy, A.C. Cruickshank, S. Schumann, R. Da Campo, T.S. Jones, S. Heutz, M.A. McLachlan, D.W. McComb, D.J. Riley, M.P. Ryan, Electrodeposition of ZnO layers for photovoltaic applications: controlling film thickness and orientation, J Mater Chem 21 (2011) 12949. https://doi.org/10.1039/c1jm11225b.

[10] A. Mahmood, F. Tezcan, G. Kardaş, Photoelectrochemical characteristics of CuO films with different electrodeposition time, Int J Hydrogen Energy 42 (2017) 23268–23275. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.06.003.

[11] N.I. Zaaba, K.L. Foo, U. Hashim, S.J. Tan, W.-W. Liu, C.H. Voon, Synthesis of Graphene Oxide using Modified Hummers Method: Solvent Influence, Procedia Eng 184 (2017) 469–477. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.04.118.

[12] R. Rossi, D. Pant, B.E. Logan, Chronoamperometry and linear sweep voltammetry reveals the adverse impact of high carbonate buffer concentrations on anode performance in microbial fuel cells, J Power Sources 476 (2020) 228715. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2020.228715.

[13] J. Zhang, X. Wang, X. Wang, C. Li, Heterophase Junction Effect on Photogenerated Charge Separation in Photocatalysis and Photoelectrocatalysis, Acc Chem Res 58 (2025) 787–798. https://doi.org/10.1021/acs.accounts.4c00582.

[14] J. Chen, Y. Hu, W. Huang, L. Zhang, Enhanced electricity generation for biocathode microbial fuel cell by in situ microbial-induced reduction of graphene oxide and polarity reversion, Int J Hydrogen Energy 42 (2017) 12574–12582. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.03.012.

[15] K.S. Aiyer, How does electron transfer occur in microbial fuel cells?, World J Microbiol Biotechnol 36 (2020) 19. https://doi.org/10.1007/s11274-020-2801-z.

Evaluación del funcionamiento de una celda de combustible microbiano de placas paralelas y membrana cerámica, como sistema de tratamiento de agua y generación de energía eléctrica

C5 RCQM

R.C. Quiñones, F.J. Rodríguez Valadez*

Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, Parque Tecnológico Querétaro, s/n, San Fandila, 76702, Pedro Escobedo, Qro.

*E-mail: frodriguez@cideteq.mx

Resumen

En el presente trabajo se evalúa el comportamiento de una celda de combustible microbiano con membranas cerámicas paralelas a nivel laboratorio, esto fue posible mediante la recolección de datos de corriente y voltaje teniendo valores alrededor de 3 mA y de 0.98 V de manera continua. Posteriormente se calculó la densidad de potencia respecto al área del ánodo obteniendo valores del orden 12.5 mW/m^2. Respecto de la eficiencia de la celda como sistema de tratamiento de agua, la remoción de materia orgánica fue de alrededor 30%, que comparado con otros arreglos de las celdas de combustible microbiano convencionales está dentro de lo esperado considerando que aún no tiene aireación en la zona catódica, lo que se espera que aumente de manera considerable los valores registrados.

Palabras Clave: Celda de combustible microbiano, Cerámica, Ánodo, Cátodo.

1. Introducción

Una celda de combustible microbiano (CCM) se define como un dispositivo bioelectroquímico que utiliza la actividad de bacterias electrogénicas para generar electricidad a partir de la degradación de un contaminante (sustrato) [1].

Las CCM presentan grandes ventajas respecto a las tecnologías convencionales, por ejemplo, su requerimiento de energía es 80% menor con respecto a otros tratamientos, se puede generar energía eléctrica aprovechable, su mantenimiento es mínimo y se generan menos lodos residuales [2]. Las CCM reciben diferente nombre relacionado a la configuración en la que se encuentran, las más comunes son:

Cátodo expuesto: En este arreglo solo se tiene una cámara (anódica), la membrana de separación unida al electrodo (cátodo) el cual está completamente expuesto, de ahí recibe el nombre.

Doble cámara: Consiste una cámara (anódica) y una cámara (catódica) sujetando la membrana de separación en la unión de ambas cámaras formando un efecto espejo, también es conocida como “tipo H” [1].

Como lo menciona James A. et. al. se ha llegado a la conclusión que si se quiere pasar de nivel laboratorio a nivel escala es necesario trabajar de manera modular, para obtener el mejor rendimiento de esta tecnología, debido a esto utilizar placas cerámicas como membrana de separación es una excelente opción gracias a su amplia disponibilidad, bajo costo, estabilidad estructural y durabilidad comparado con algunas membranas poliméricas [1].

En este trabajo se obtuvo una CCM con un diseño similar al de un reactor de placas paralelas, usando una membrana cerámica comercial. El desempeño de la celda se evaluó midiendo el voltaje y la corriente generada, además de calcularse la potencia producida. Para evaluar su eficiencia como sistema de tratamiento de agua, se determinó la Demanda Química de Oxígeno (DQO) al agua de entrada y salida [3].

2. Metodología experimental

Todos los experimentos se realizaron con una celda electroquímica fabricada de acrílico con una capacidad de 11.3 L, contando con dos áreas de cátodo, utilizando una pieza de cerámica comercial como membrana de separación. La alimentación fue con agua residual sintética, preparada utilizando reactivos grado reactivo analítico y agua desionizada. Todos los experimentos fueron realizados a presión atmosférica.

El diseño de la celda fue adaptado a una caja de acrílico, que consiste en dos cámaras anódicas en los extremos y una cámara catódica en el centro, además el módulo consta físicamente de dos celdas con esta configuración, siendo divididas por una pared de acrílico en la cual se da un efecto pistón (Figura 1).

Para los electrodos se utilizó fieltro de carbono (18 x 30 cm) colocados en contacto directo con la membrana. Adicionalmente se colocaron electrodos intermedios con medidas de (16 x 30 cm). En estos últimos electrodos se introdujo alambre de acero inoxidable formando un entramado para mejorar el contacto eléctrico (Figura 2).

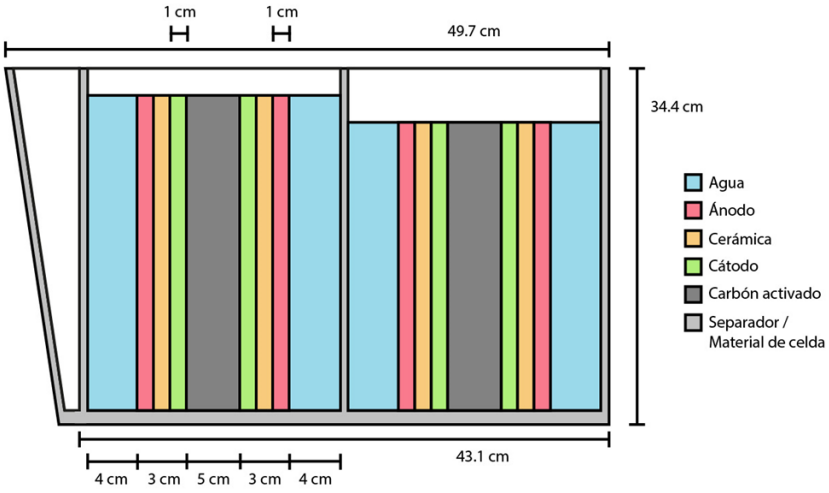


Figura 1. Diagrama de la celda.

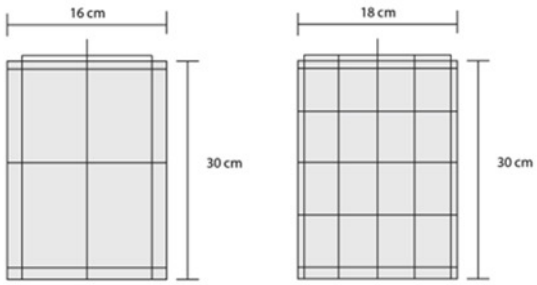


Figura 2. Configuración del refuerzo de alambre para electrodos.

Para la alimentación del sistema se utilizó agua residual sintética, así como lo indica [4] utilizo una mezcla de 4 soluciones Para la preparación de agua residual sintética se agregó 1mL de cada solución por cada litro de alimentación:

- Solución de Buffer de fosfatos
- Solución de Cloruro de calcio
- Solución de Sulfato de magnesio
- Solución de Cloruro férrico

Como sustrato en esta agua residual se utilizó acetato de sodio (CH_3COONa), utilizando una solución de concentración 0.1 M (625 mg de acetato/L). Para la preparación de agua residual sintética se agregó 1mL de cada solución por cada litro de alimentación [5].
Para la recopilación de datos se desarrolló un sistema electrónico para registro de los datos de voltaje y corriente generados de manera continua.

Para evaluar el desempeño energético de la celda se realizaron curvas de polarización, las cuales se obtuvieron monitoreando voltaje y corriente cuando se conectaron diferentes resistencias al sistema en el rango desde 10 kΩ hasta corto circuito (sin resistencia). Con los valores obtenidos, se construyeron la curva de polarización y la curva de potencia, así como se calculó la resistencia interna del sistema.

Para calcular la remoción se utilizó la determinación de DQO como lo establece la NMX-AA-030/ 2-SCFI-2011.

Para conocer el porcentaje de remoción de materia orgánica se realiza una curva de calibración con una solución madre a diferentes concentraciones de biftalato de potasio y determinando la absorbancia de las soluciones. Para la determinación de la DQO de las muestras se determinó la absorbancia obtenida después del proceso de digestión de la muestra y con base en la curva de calibración se determinó la DQO. Posteriormente se utiliza la ecuación (1) para determinar el porcentaje de remoción.

$$\%\ de\ remoción\ DQO = \frac{[\,]DQO\ entrada - [\,]DQO\ salida}{[\,]DQO\ entrada} \qquad (1)$$

2. Resultados y discusión

3.1 Remoción de materia orgánica

Los valores de remoción de DQO obtenidos se encuentran entre el 20 y el 30 % de remoción, con una predominancia de valores arriba del 30% (Figura 3).

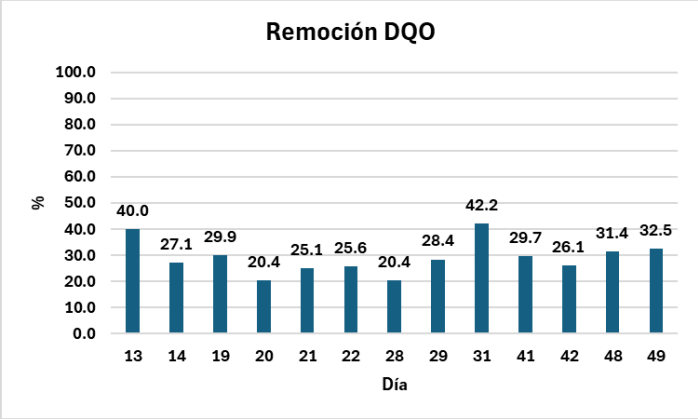


Figura 3. Porcentajes de remoción de DQO en la celda

3.2 Generación de energía

Con la curva de polarización se obtuvieron las curvas de potencia, para analizar el desempeño de las celdas. Como se puede observar en la Figura 4, al inicio de las pruebas

(2 semanas después del tiempo inicial) se pudo obtener una densidad de potencia de 1.7 mW/m^2, valor que se incrementó a 12 mW/m^2 al final de esta parte de la prueba.

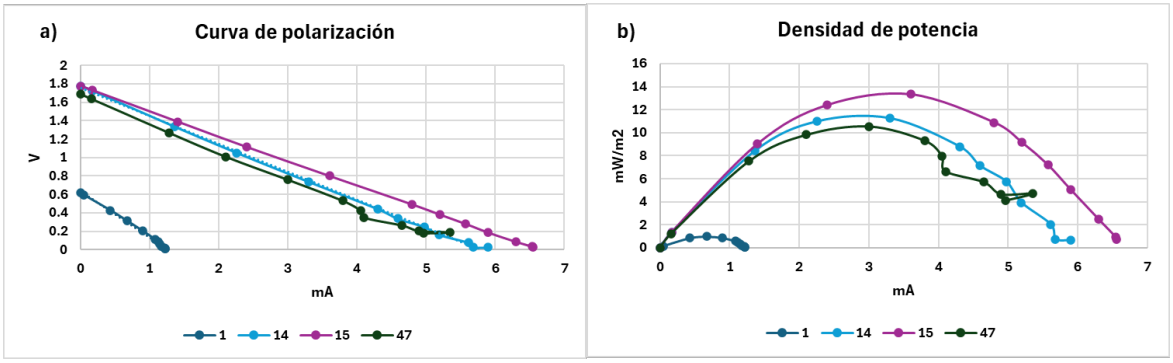


Figura 4. (a) Curvas de polarización, (b) Curvas de potencia máxima.

Con base en la curva de polarización se obtuvo la resistencia interna del sistema en ambos casos, siendo de 500Ω (valor inicial) y de 200Ω (valor final).

Para analizar el desempeño de las celdas, se realizaron mediciones continuas de voltaje y corriente en el sistema, determinando valores de corriente de 3 mA y valores de voltaje en el rango de los 0.98 V (Figura 5).

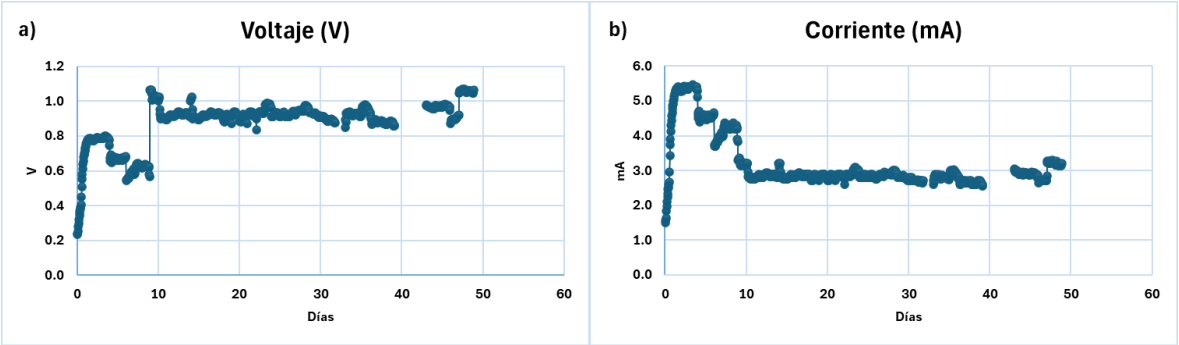


Figura 5. (a) Gráfica voltaje, (b) Gráfica corriente.

Con los valores de corriente y voltaje se calculó la potencia, posteriormente se normalizo la potencia con respecto al área de contacto del ánodo obteniéndose una potencia de 12 mW/m^2.

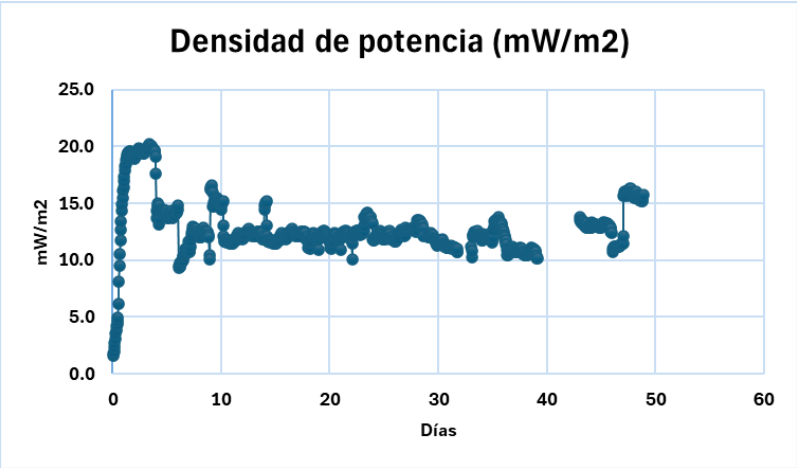


Figura 6. Gráfica potencia normalizada.

3. Conclusiones

En este trabajo se presenta la evaluación de una CCM con respecto a la generación de energía y la remoción de materia orgánica. En la celda se obtuvieron valores de corriente de 3 mA, un voltaje de 0.98 V y una densidad de potencia de 12.5 mW/m^2. Respecto a la remoción de DQO se obtuvo un 30% de remoción. Con los valores reportados se puede observar que el sistema tiende a estabilizarse en las mediciones que fueron evaluadas desde el inicio del experimento, lo que indica que trabaja de una manera óptima, por lo cual la configuración de CCM puede ser viable para un escalamiento del sistema de forma modular como se tenía planeado desde un inicio, debido a que los demás módulos se van a comportar de una manera similar variando únicamente por la concentración del sustrato presente.

4. Agradecimientos

Los autores externan su gratitud a SECIHTI y a CIDETEQ por el apoyo financiero otorgado para el desarrollo de esta investigación a través del proyecto “Diseño, fabricación y evaluación de una celda de combustible microbiano con membrana cerámica funcional para su escalamiento”. A SOMERS por permitir la participación en su congreso y exponer el avance de dicho trabajo.

5. Referencias

[1] James, A. (2022). Ceramic-microbial fuel cell (C-MFC) for waste water treatment: A mini review. *Environmental Research*, ***210***. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112963

[2] Alpírez, J., Avilés, K., Castillo, H., Pinzón, I., Rosa, Poveda, M., & Vallester, E. (2017). Evaluación de un sistema biológico de lodos activados a escala de laboratorio Evaluation of a biological system of laboratory scale activated sludge. In *Revista de Iniciación Científica Journal of Undergraduate Research* (Vol. 3).

[3] Boas, J. V., Oliveira, V. B., Simões, M., & Pinto, A. M. F. R. Review on microbial fuel cells applications, developments and costs. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 307) (2022).

[4] C. Gonzalez-Nava, J. Manríquez, L.A. Godínez, F.J. Rodríguez-Valadez, Enhancement of the electron transfer and ion transport phenomena in microbial fuel cells containing humic acid-modified bioanodes, Bioelectrochemistry 144 (2022). https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2021.108003.

[5] González-Nava, C., L. A. Godínez, A. U. Chávez, B. Cercado, L. G. Arriaga, F. J. Rodríguez-Valadez. (2016) Study of different carbon materials for their use as bioanodes in microbial fuel cells Water Sci Technol 73 (12): 2849–2857.

Reconocimientos

Se extiende un sincero agradecimiento al ***Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C. (CIDETEQ)***, y a la ***Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos A.C.*** **(SOMERS)**, por las facilidades y el soporte para desarrollar la presente publicación.