



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

COMPOSICIÓN Y FRECUENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN LA
ABEJA *APIS MELLIFERA* A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE
URBANIZACIÓN EN LA ZONA METROPOLITANA DE PACHUCA,
HIDALGO, MÉXICO

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN BIOLOGÍA

Presenta

CLAUDIA LIZBETH MARAÑÓN RAMOS

DIRECTOR:
DR. IGNACIO ESTEBAN CASTELLANOS STUREMARK

MINERAL DE LA REFORMA, HIDALGO, 2026



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Basic Sciences

Dirección

Office of the Director

Mineral de la Reforma, Hgo., a 25 de junio de 2026

Número de control: ICBI-D/1216/2026

Asunto: Autorización de impresión.

MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UA EH

Con Título Quinto, Capítulo II, Capítulo V, Artículo 51 Fracción IX del Estatuto General de nuestra Institución, por este medio, le comunico que el Jurado asignado a la egresada de la Licenciatura en Biología **Claudia Lizbeth Marañón Ramos**, quien presenta el trabajo de titulación **"Composición y frecuencia de microplásticos en la abeja Apis mellifera a lo largo de un gradiente de urbanización en la Zona Metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México"**, ha decidido, después de revisar fundamento en lo dispuesto en el Título Tercero, Capítulo I, Artículo 18 Fracción IV; dicho trabajo en la reunión de sinodales, **autorizar la impresión del mismo**, una vez realizadas las correcciones acordadas.

A continuación, firman de conformidad los integrantes del Jurado:

Presidente: Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

Secretario: Dr. Raúl Velasco Azorsa

Vocal: Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark

Suplente: Dr. Jesús Zúñiga Palacios

Sin otro particular por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

Dr. Gabriel Vergara Rodríguez
Director del ICBI

GVR/MMM

"Amor, Orden y Progreso"



Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo
Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo,
México, C.P 42184
Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 40001
direccion_icbi@uaeh.edu.mx, vergara@uaeh.edu.mx

uaeh.edu.mx

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que, de una u otra manera, hicieron posible la realización de este trabajo.

En primer lugar, agradezco a mi asesor, el Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark, por su guía, paciencia y constante apoyo durante el desarrollo de esta investigación. Sus valiosas observaciones, enseñanzas y confianza fueron fundamentales para mi formación académica y para la culminación de este proyecto.

Asimismo, expreso mi más profundo agradecimiento a mis colaboradores. A la Mtra. Ariadna Yarely Gamero Vega, estudiante del Doctorado en Ciencias Ambientales, quien fue una pieza fundamental en el desarrollo de la metodología. Su dedicación, conocimientos y valiosas aportaciones hicieron posible la realización de esta investigación. Al Dr. Jesús Zúñiga Palacios, por compartir generosamente su experiencia y sabiduría, así como por su disposición y apoyo en el análisis estadístico de los datos.

A los integrantes de mi comité de tesis: la Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan, el Dr. Raúl Velasco Azorsa, el Dr. Jesús Zúñiga Palacios y mi director, el Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo, así como por sus comentarios, observaciones y sugerencias, las cuales enriquecieron significativamente la calidad de esta investigación.

A mis queridos padres, por hacer posible que este sueño se convirtiera en realidad. Gracias a su esfuerzo, sacrificio y amor incondicional tuve la oportunidad de estudiar una carrera universitaria y llegar hasta este momento. Gracias por creer siempre en mí, por enseñarme con su ejemplo el valor del trabajo, la perseverancia y la constancia. Cada "¿cómo vas?", "échale ganas", "tú puedes" y "felicidades" fue un impulso que me motivó a seguir adelante cuando más lo necesitaba. Este logro es tan suyo como mío.

A mi pareja y mejor amigo, Alan, por acompañarme en cada etapa de este camino. Gracias por tu paciencia, comprensión, amor y apoyo incondicional, especialmente en los momentos de mayor incertidumbre. Gracias por celebrar conmigo cada pequeño avance, por sostenerme cuando las fuerzas parecían agotarse y por recordarme que siempre era capaz de llegar hasta el final.

Y, de una manera muy especial, a Ponyo. Llegaste a mi vida en el momento indicado y te convertiste en un motor durante el último tramo de este recorrido, gracias.

A mis amigos de carrera y de trabajo, gracias por su compañía, por escucharme, motivarme y animarme en los momentos de mayor cansancio. Gracias por hacer este proceso más ligero y por celebrar conmigo cada paso que me acercó a esta meta.

Finalmente, agradezco a todas las personas e instituciones que, de manera directa o indirecta, contribuyeron a mi formación profesional y al desarrollo de esta tesis. Cada enseñanza, consejo, apoyo y muestra de confianza dejó una huella invaluable en este camino.

A todos ustedes, mi más sincero agradecimiento.

ÍNDICE

1. Resumen	10
2. Introducción	11
3. Antecedentes	13
3.1 Grupo de estudio	13
3.1.2 <i>Apis mellifera</i>	13
3.1.3 Taxonomía y morfología	13
3.1.4 Historia de <i>Apis mellifera</i> en México	14
3.1.5 Importancia ecológica de <i>Apis mellifera</i>	15
3.1.6 Importancia de <i>Apis mellifera</i> como bioindicador	15
3.2 Materiales poliméricos “Plástico”	16
3.2.1 Historia y clasificación del plástico	16
3.2.2 Propiedades del plástico	17
3.2.2.1 Organización molecular y cristalinidad	18
3.2.2.2 Sorción en los plásticos	18
3.2.2.3. Aditivos químicos	19
3.3 Contaminación por microplásticos	20
3.3.1 Microplásticos y urbanización	22
3.4 <i>Apis mellifera</i> como bioindicador de microplásticos	23
4. Justificación	25
5. Objetivos	26
5.1. Objetivos específicos	26
7. Material y método	27
7.1 Área de estudio	27
7.1.1 Selección de sitios y medición de la urbanización	28
7.2 Recolección de abejas	30

7.3 Trabajo de laboratorio y prevención de contaminación procedimental	30
7.4 Diseño del análisis de microplásticos	31
7.5 Extracción de microplásticos de la superficie corporal	31
7.5.1 Lavado y filtración	31
7.5.2 Digestión química y baño ultrasónico	33
7.6 Extracción de microplásticos del tracto digestivo	33
7.6.1 Extracción del tracto digestivo	33
7.6.2 Digestión del tracto digestivo	34
7.7 Caracterización e identificación de polímeros	34
7.8 Clasificación de los polímeros y análisis comparativos	35
7.9 Registro visual de posibles microplásticos adheridos a <i>Apis mellifera</i>	36
7.10 Análisis estadísticos	36
7.10.1 Diagramas de violín	36
7.10.2 Análisis de Componentes Principales	37
7.10.3 Modelos Lineales Generalizados (GLM) con distribución de Poisson	37
8. Resultados	39
8.1 Análisis comparativo de los polímeros	41
8.2 Análisis de Componentes Principales (PCA)	43
8.3 Relación entre las partículas externas y los componentes principales	44
8.4 Relación entre las partículas internas y los componentes principales	46
8.5 Registro visual de posibles microplásticos adheridos a <i>Apis mellifera</i>	47
9. Discusión	50
9.1 Análisis comparativo de los polímeros	52
9.2 Relación entre las partículas externas con la urbanización y el relleno sanitario de Santa Lucía	54
9.3 Relación entre las partículas internas y la urbanización	55
9.4 Síntesis e Implicaciones	57

10. Conclusiones	59
11. Literatura citada	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Ubicación de los sitios de estudio dentro de la Zona Metropolitana de Pachuca, Hidalgo.	27
Figura 2	Ubicación de los sitios de muestreo de <i>Apis mellifera</i> en la Zona Metropolitana de Pachuca, incluyendo la localización del relleno sanitario de Santa Lucía.	28
Figura 3	Muestras de <i>Apis mellifera</i> del sitio de Maestranza sometidas a agitación mecánica a 500 rpm.	32
Figura 4	Bomba de filtración al vacío y filtro estéril de 0.45 µm en 47 mm de diámetro de nitrato celulosa utilizados para filtrar los químicos y las muestras extraídas de <i>Apis mellifera</i> de microplásticos	32
Figura 5	Muestras extraídas de la superficie corporal de <i>Apis mellifera</i> incubadas en el horno para digerir la materia orgánica.	33
Figura 6	Tracto digestivo extraído de <i>Apis mellifera</i> .	34
Figura 7	Proceso de identificación de microplásticos utilizando espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía con reflectancia total atenuada (Micro-FTIR). A) Muestras preparadas para el análisis, B) Fotografía de la biblioteca del equipo, C) Ejemplo de la base de datos proporcionada por el equipo para una muestra.	35
Figura 8	Frecuencia de partículas de los 5 polímeros más abundantes en la superficie corporal (externas) y en el tracto digestivo (internas) de <i>Apis mellifera</i> colectadas en la Zona Metropolitana de Pachuca. PA: poliamida, PET: tereftalo de polietileno, PP: polipropileno, NPA: aleaciones poliméricas, PU: poliuretano.	40
Figura 9	Diagramas de violín de los cinco polímeros más abundantes en la superficie corporal (externa) y el tracto digestivo (interna) de <i>Apis mellifera</i> . PA: poliamida, PET: tereftalo de polietileno, PP: polipropileno, NPA: aleaciones poliméricas, PU: poliuretano.	41

Figura 10	Diagramas de violín de PVA: alcohol polivinílico , ACR: acrilato, AB: acrilonitrilo butadieno, PTFE: politetrafluoroetileno, POM: polioximetileno y Caucho en la superficie del cuerpo (externo) y el tracto digestivo (interno) de <i>Apis mellifera</i> .	42
Figura 11	Diagramas de violín de EVA: etilvinilacetato, PVC: policloruro de vinilo, PLA: ácido poliláctico, PE: polietileno, CPI: Poliimida cristalina, PSU: polisulfona, PC: policarbonato, PMMA: polimetilmetacrilato, PS: poliestireno, PB: polibutileno y PCL: policaprolactona en la superficie del cuerpo (externo) y el tracto digestivo (interno) de <i>Apis mellifera</i> .	43
Figura 12	Posible microplástico en forma de fibra transparente en el tarso de una meta pata de <i>Apis mellifera</i> .	48
Figura 13	Dos posibles microplásticos. a) En forma de película transparente y b): En forma de fibra azul oscura en el ojo compuesto de <i>Apis mellifera</i> .	48
Figura 14	Posible microplástico en forma de fragmento transparente tomada en el ala anterior de <i>Apis mellifera</i> .	49
Figura 15	Posible microplástico en forma de película en la antena de <i>Apis mellifera</i>	49

RESUMEN

Los microplásticos (MPs), partículas plásticas menores a 5 mm, son contaminantes ampliamente estudiados en ambientes acuáticos; sin embargo, su presencia en ecosistemas terrestres es aún poco conocida. Los MPs pueden dispersarse con facilidad e incorporarse a las cadenas tróficas, afectando negativamente a la biodiversidad tanto por su toxicidad como por su capacidad de transportar otros contaminantes, como antibióticos, metales pesados y pesticidas. En este trabajo se analizó la composición y abundancia de MPs en la Zona Metropolitana de Pachuca (ZMP), Hidalgo utilizando como bioindicador a la abeja de la miel (*Apis mellifera*). Se identificaron y cuantificaron los MPs en la superficie del cuerpo y en el tracto digestivo de las abejas recolectadas en la ZMP. Adicionalmente, se evaluó la relación entre la frecuencia de MPs y el grado de urbanización y la distancia a un relleno sanitario. Los MPs se identificaron mediante espectroscopía Micro-FTIR, mientras que la urbanización se estimó a partir del porcentaje de cobertura de superficie impermeable dentro de buffers de 1 km de radio alrededor de los sitios de colecta. Todas las abejas presentaron MPs, tanto en su superficie como en el intestino. En total, se registraron 13,438 partículas correspondientes a 22 tipos de polímeros, siendo la poliamida el más abundante (60.67%). La mayoría de los polímeros en la superficie corporal mostró una relación positiva con la urbanización, mientras que en el tracto digestivo prevaleció una relación negativa. La mayoría de los MPs en la superficie corporal se asociaron positivamente con distancia al relleno sanitario, mientras que solo un polímero en el intestino (el acrilonitrilo butadieno) presentó una relación significativa y positiva con esta variable. Estos resultados evidencian la amplia presencia de MPs en la ZMP y sugieren que su distribución está influenciada por el gradiente de urbanización. Estos hallazgos resaltan la importancia de ampliar las investigaciones sobre MPs en polinizadores para comprender mejor sus efectos ecológicos y fisiológicos, además de destacar la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión de residuos plásticos en zonas urbanas.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento industrial, estrechamente ligado al aumento de la población humana y a la expansión del consumo, ha impulsado transformaciones en la economía y en la forma en que se satisfacen las necesidades humanas. Este incremento sostenido en la demanda de bienes ha traído consigo un aumento acelerado en la generación de residuos sólidos a nivel global (Kaza et al., 2018). El uso del plástico fue implementado como alternativa ante otro material que resultó tóxico, el plomo (Lanphear et al., 2005). Este cambio marcó el inicio de la denominada “era del plástico”, el cual pasó a ser el material más utilizado debido a sus propiedades, entre ellas su baja densidad, baja conductividad, facilidad de moldeo, resistencia a la corrosión y a la degradación y a su bajo costo de producción (Percca-Mendoza, 2021).

El plástico, al ser un material comúnmente empleado, se ha convertido en uno de los residuos más abundantes a nivel global y por consiguiente es el más desechado y termina acumulándose en ríos, mares y en ecosistemas terrestres. Es un material altamente resistente a la degradación, estimado en alrededor de 150 años (Geyer et al., 2017), por lo que su acumulación es considerablemente alta. Sin embargo, este proceso puede acelerarse por diversos factores, como las condiciones ambientales a las que está expuesto (humedad, exposición al sol, aire, agua) y procesos mecánicos asociados a su uso cotidiano, por ejemplo, el desgaste de los neumáticos cuando se trasladan los automóviles, el lavado de utensilios plástico o el uso frecuente de productos como botellas o bolsas de plástico.

Como resultado de estos procesos, los plásticos se fragmentan creando partículas cada vez más pequeñas. Aquellas que midan menos de 5 mm son denominadas MPs, según la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE. UU. (NOAA, 2024). En los últimos años, los MPs han emergido como un contaminante de creciente preocupación, particularmente en ecosistemas terrestres, en donde su estudio ha sido menos desarrollado en comparación con los ecosistemas acuáticos (Dissanayake et al., 2022).

A pesar de los avances recientes, el conocimiento sobre la presencia, fuentes de origen y vías de propagación de los MPs en los ecosistemas terrestres, sigue siendo limitado. Es por eso que en este estudio se tuvo como objetivo evaluar el nivel de contaminación por MPs en la superficie terrestre de la zona metropolitana de Pachuca, utilizando a la abeja europea *Apis mellifera*, como organismo bioindicador.

La selección de *A. mellifera* como bioindicador se fundamenta en que presenta una gran abundancia y amplia distribución, a su comportamiento y características morfológicas que favorecen su exposición a contaminantes presentes en el aire,

agua, suelo y la vegetación, así como su importancia como polinizador. Al ser una especie social, forma colonias que pueden tener entre 10,000 y 65,000 abejas adultas (Farrar, 1937). Los individuos recorren largas distancias para pecorear y coleccionar néctar y polen de las flores. En particular, la abeja europea cuenta con una alta capacidad de adaptación a distintos tipos de ambiente, desde zonas sin perturbación hasta áreas altamente urbanizadas, lo que permite su uso en estudios comparativos a lo largo de gradientes de urbanización. Además, es una especie generalista que explota una amplia diversidad de recursos florales (Schmidt, 1984) y se considera el visitante floral más frecuente en todo el mundo (Hung et al., 2018). Adicionalmente, su morfología contribuye en su valor como bioindicador, caracterizada por la presencia de abundantes setas, estructuras pilosas ubicadas en la superficie corporal, las cuales facilitan la retención de partículas ambientales como metales pesados y MPs (Edo et al., 2021).

A pesar de ser una especie introducida en México, *A. mellifera* desempeña un papel importante como polinizador, contribuyendo al mantenimiento de la vegetación y brindando un importante servicio ecosistémico. Este servicio ecosistémico es fundamental para la producción de alimentos, mejorando el rendimiento y la calidad de numerosos cultivos (Papa et al., 2022). Se estima que el crecimiento demográfico en 2030 aumentará la demanda de alimentos un 50% a escala global (Verde, 2014), en este contexto la incorporación de *A. mellifera* en los agroecosistemas es una alternativa viable y sustentable. Además, la apicultura es una actividad que proporciona sustancias que son usados como materia prima en productos alimenticios, farmacéuticos y cosméticos, esto representa también un beneficio económico para los que trabajan de la apicultura (SADER, s.f.).

No obstante, la polinización no depende exclusivamente de *A. mellifera*, sino también de otros insectos, incluyendo abejas nativas, escarabajos, mariposas, moscas, avispas, hormigas, entre otros. Estos organismos cumplen un papel crucial en el mantenimiento de la biodiversidad y la estabilidad de los ecosistemas, así como en la productividad agrícola. Los polinizadores, al igual que *A. mellifera*, están expuestos a contaminantes ambientales, lo que puede afectar su salud, su eficiencia como polinizadores y, en consecuencia, desencadenar efectos en cascada sobre los ecosistemas y la seguridad alimentaria (Altunışık et al., 2025)

Entre los contaminantes ambientales, los MPs han cobrado especial relevancia debido a su creciente presencia en el ambiente. Su exposición puede generar efectos negativos a nivel fisiológico, conductual y reproductivos en los organismos (Welden y Cowie, 2016; Watts et al., 2015; Rehse et al., 2016; Xie et al., 2020; Jin et al., 2022; Martínez, 2023). Además, los MPs pueden actuar como vectores de otros contaminantes, como plaguicidas, metales pesados y antibióticos, lo que incrementa su potencial de riesgo (Dissanayake et al., 2022).

En este contexto, los MPs representan una amenaza emergente para los polinizadores. Por ello, el objetivo de esta investigación es aportar evidencia que contribuya a comprender la magnitud de este contaminante en ambientes terrestres, su posible relación con la conservación de los servicios ecosistémicos y la influencia que puede tener la urbanización en la contaminación por MPs.

ANTECEDENTES

1.1 Grupo de estudio

3.1.2 *Apis mellifera*

3.1.3 Taxonomía y morfología

Actualmente se han descrito más de 20,000 especies de abejas a nivel mundial (Michener, 2007). La evidencia fósil sugiere que las abejas surgieron hace 100 a 120 millones de años, durante el Cretácico temprano, a partir de ancestros similares a avispa depredadoras (Danforth y Poinar, 2011). Con la diversificación de las angiospermas, las abejas evolucionaron en estrecha relación con estas plantas, dando lugar a la superfamilia Apoidea. Dentro de este grupo se reconocen siete familias, cinco de lengua corta (Andrenidae, Halictidae, Melittidae, Colletidae y Stenotritidae) y dos de lengua larga (Apidae, Megachilidae), cada una con adaptaciones específicas a distintos ambientes y tipos de recursos florales (Michener, 2007).

En términos de organización social, las abejas presentan una gran diversidad. La mayoría de las especies son solitarias, en las que cada hembra construye su propio nido con las celdas necesarias para cada una de sus crías, y realiza de manera independiente las actividades de forrajeo, nidificación y cuidado de la descendencia, sin la existencia de castas (reina y obreras) (Ramamoorthy et al., 1988). En contraste, las abejas sociales viven en colonias en donde sí hay castas diferenciadas: reina, obreras y zánganos y cada una realiza funciones diferentes en la colonia. La reina es la única hembra fértil, su función principal es poner huevos, los zánganos son los machos de la colonia dedicados únicamente en fertilizar a la reina, mientras las obreras son hembras infértiles que realizan diferentes tareas como la construcción y mantenimiento del nido, la recolección de recursos (néctar, polen y agua), la defensa de la colonia y producción de sustancias como cera, miel y propóleo (Vásquez-Romero et al., 2012).

A. mellifera, comúnmente conocida como “abeja europea” o “abeja de la miel”, pertenece a la familia Apidae, superfamilia Apoidea y el orden Hymenoptera. El género *Apis*, comprende a 4 especies, *A. dorsata*, *A. florea*, *A. cerana* y *A. mellifera*. La abeja europea comprende diversas subespecies como *A. m. scutellata* (africana), *A. m.*

mellifera (alemana), *A. m. ligustica* (italiana) y *A. m. caucásica* (caucásica y cárnioia) (Vásquez-Romero et al., 2012).

El cuerpo de *A. mellifera* está dividido en tres regiones: cabeza, tórax y abdomen. En la cabeza se localizan dos ojos compuestos, tres ocelos, un par de antenas y el aparato bucal que comprende un par de mandíbulas y la probóscide (formada por la lengua, las maxilas, el labio y el flagelo) (Vásquez-Romero et al., 2012). Las mandíbulas participan en funciones como la manipulación de cera y propóleo, la alimentación de larvas y reina, limpieza, además de contribuir a la defensa. La probóscide, por su parte, es utilizada para la ingestión de líquidos como néctar, miel y agua, así también para realizar trofalaxia, lo cual es el intercambio de alimento entre los diferentes miembros de la colonia (Vásquez-Romero et al., 2012).

En el tórax se localizan dos pares de alas membranosas y tres pares de patas articuladas en seis segmentos (Martínez-Pérez et al., 2017). En las patas posteriores se encuentra una estructura llamada corbícula o “canasta de polen”, especializada en el transporte y acumulación de polen.

El abdomen está conformado por una serie de segmentos, en él se encuentran estructuras relacionadas con el aparato defensivo, incluyendo el aguijón, el sistema digestivo y órganos relacionados con la reproducción (Vásquez-Romero et al., 2012), además de los sistemas circulatorio, nervioso, respiratorio y digestivo. El sistema digestivo ocupa gran parte de esta región e incluye estructuras como el buche melario, encargado de almacenar y transportar el agua y néctar, así como el intestino medio y posterior (íleon y recto) (De Paula et al., 2022).

3.1.4 **Historia de *Apis mellifera* en México**

La meliponicultura, o cría de las abejas sin aguijón, ya se practicaba desde tiempos prehispánicos entre las comunidades mesoamericanas como los mayas, totonacas y nahuas, y poseía un gran valor cultural y ritual. Sin embargo, durante la época de la colonia española entre 1760 y 1770 se introdujo a la especie *A. mellifera* al continente americano (Baena-Díaz et al., 2022). Este acontecimiento, implicó no solo una transferencia del valor cultural asociado a las abejas sin aguijón hacia la abeja europea, sino también un incremento en el valor económico de la apicultura, al adoptar esta especie por su mayor productividad. La expansión de *A. mellifera* en el país es notable, ya que logró adaptarse exitosamente a distintos ambientes del territorio mexicano. En la actualidad existen colonias ferales y cultivadas en todo el país, las cuales coexisten con numerosas especies nativas de abejas, sin embargo esta interacción ha generado efectos negativos para algunos grupos de abejas nativas que se han visto desplazadas (Baena-Díaz et al., 2022)

3.1.5 **Importancia ecológica de *Apis mellifera***

A. mellifera desempeña un papel importante en el mantenimiento de muchos ecosistemas, ya que contribuye significativamente a la polinización de una amplia variedad de especies silvestres y cultivadas (Hung et al., 2018). Este servicio ecosistémico es fundamental desde el punto de vista económico, social y ambiental, dado que resulta difícilmente reemplazable por otros mecanismos. Se ha señalado en varios artículos que las características biológicas y el comportamiento de *A. mellifera* la convierten en un polinizador altamente eficiente. El hecho de vivir en una colonia permite la existencia de un gran número de obreras que son las que cumplen con la función de coleccionar alimento para la colonia, suelen volar distancias que van de un mínimo 45 m hasta un máximo 5983 m, dependiendo de la disponibilidad de recursos florales (Hagler et al., 2011). Tiende a presentar un forrajeo flexible, interactúa con múltiples especies vegetales, clasificándola como generalista o poliléctica, lo cual es una de las razones por las que presenta una distribución cosmopolita, además de adaptarse a diversos ambientes, incluyendo aquellos con distintos grados de perturbación (Baena-Díaz et al., 2022).

3.1.6 **Importancia de *Apis mellifera* como bioindicador**

Los bioindicadores son organismos que pueden utilizarse para la determinación cualitativa y cuantitativa de la calidad del ambiente y cómo esta cambia a lo largo del tiempo (Parmar et al., 2016). Estos organismos pueden acumular contaminantes presentes en el ambiente y pueden clasificarse como: sensibles o acumulativos. Los bioindicadores sensibles son aquellos que manifiestan cambios visibles, ya sea a nivel morfológico o mediante alteraciones físicas, químicas o fisiológicas, mientras que los acumulativos son aquellos que tienen la capacidad de almacenar contaminantes en sus tejidos, lo que permite detectarlos aun cuando no se observan efectos inmediatos en los organismos. Sin embargo, esta acumulación puede dar lugar a procesos de bioacumulación que pueden generar efectos crónicos a largo plazo, dependiendo del tipo y concentración del contaminante (Van der Steen, 2015). En este sentido, los organismos acumulativos resultan especialmente útiles para estimar la concentración de contaminantes en el ambiente.

A. mellifera y sus productos (miel, polen, jalea real y propóleo) han sido ampliamente utilizados como bioindicadores acumulativos de diferentes contaminantes (Papa et al., 2022). Su uso como bioindicador acumulativo se debe a sus características morfológicas y de comportamiento que favorecen su exposición a contaminantes presentes en el aire, el agua, el suelo y la vegetación (Papa et al., 2022). Durante sus actividades de forrajeo, las abejas interactúan con una gran diversidad de plantas y recorren amplias áreas, lo que incrementa la probabilidad de contacto con sustancias

tanto orgánicas como inorgánicas. Además, los contaminantes pueden incorporarse por diferentes vías, ya sea por la ingestión de agua, polen o néctar contaminados, la inhalación durante el vuelo o la adhesión de partículas a los pelos que cubren su cuerpo (Van Der Steen, 2016). Por ejemplo, se han utilizado como bioindicadores de metales pesados en zonas urbanas, agrícolas y rurales (Montiel et al., 2020). También se han utilizado para evaluar los riesgos que pueden presentar los pesticidas, como la pérdida de olfato (Thompson, 2003). En otros casos las abejas han sido utilizadas para rastrear cambios en la calidad de los ecosistemas agrícolas (Quigley et al., 2019). Por ejemplo, Couvillon et al. (2014) utilizaron el meneo que realizan las abejas durante el vuelo para detectar los ambientes en donde prevalecía alimento de calidad. Aunque se ha utilizado la miel como un bioindicador en algunos trabajos (Papa et al., 2022). Investigadores realizaron un análisis en la provincia de Roma (Italia) en el cual se observó que la miel tiene una baja capacidad de acumulación y transferencia de metales pesados provenientes del ambiente. Por esta razón, concluyeron que la miel no es tan apropiada como indicador ambiental de metales, mientras que las mismas abejas y la cera resultaron ser importantes acumuladores de estos elementos (Conti et al., 2022). En conjunto, la evidencia indica que *A. mellifera* constituye una especie útil para el monitoreo ambiental, ya que ha sido utilizada para detectar diferentes tipos de contaminantes, incluyendo agroquímicos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, radinúclidos, dioxinas, bifenilos policlorados, materias particuladas y MPs (Papa et al., 2022).

3.2 Materiales poliméricos “Plástico”

3.2.1. Historia y clasificación del plástico

El desarrollo de materiales polímeros sintéticos respondió, en parte, a la necesidad de sustituir materiales que representaban riesgos para la salud humana o limitaciones funcionales. Por ejemplo, materiales como el amianto, también conocido como asbesto, fueron ampliamente usados hasta que se demostró que ocasionaban enfermedades como cáncer de pulmón y mesotelioma (Park, 2018). También fueron sustituidos varios tipos de metales como estaño, cobre, zinc, acero, hierro, aluminio y el plomo, este último representó riesgos en la salud humana (Lanphear et al., 2005).

Este tipo de material comúnmente llamado “plástico” está compuesto por polímeros sintéticos, en otras palabras, están compuestos por macromoléculas, formadas por la repetición de monómeros (unidad fundamental de un polímero), mediante enlaces covalentes. Sus propiedades físicas y químicas están determinadas por la composición de monómeros, la longitud de las cadenas y su organización estructural (Brydson, 1999).

A partir del desarrollo los primeros polímeros sintéticos y de su rápida aceptación social e industrial, se generaron distintos tipos de plásticos con propiedades diversas, como bajo costo, resistencia, durabilidad y facilidad de moldeo (Tabla 1). Estas características influyeron en su uso generalizado, lo que llevó a su acumulación en el ambiente.

Tabla 1. Breve cronología de la aparición de diferentes materiales poliméricos (Castañeta, 2020).

Polímero	Año
Caucho	1839
Parkesina	1862
Celuloide	1863
Rayón	1894
Baquelita	1907
Vinilo	1926
Polietileno de baja densidad	1935
Politetrafluoroetileno	1938
Poliestireno	1938
Nylon	1939
Tereftalato de polietileno	1941
Poliéster insaturado	1942
Polipropileno	1951
Polietileno de alta densidad	1951
Poliestireno extruido	1954
Poliésteres termoplásticos	1970
Polímero de cristal líquido	1985

3.2.2. Propiedades del plástico

Las diversas aplicaciones de los plásticos se deben en gran medida a las propiedades derivadas de su estructura química y física. Factores como la organización de las cadenas poliméricas, el grado de cristalinidad y la incorporación de aditivos influyen en características tales como durabilidad, la resistencia a la degradación, la hidrofobicidad, la capacidad de sorción de sustancias químicas y el comportamiento

electrostático. En conjunto, estas características han favorecido el amplio uso de los plásticos en aplicaciones industriales, comerciales y domésticas (Thompson et al, 2009; Teuten et al., 2009; Deanin, 1975; Wiesinger et al., 2021).

3.2.2.1. **Organización molecular y cristalinidad**

Las macromoléculas se forman mediante un proceso conocido como polimerización, en el cual los monómeros se unen mediante una reacción química para formar largas cadenas formadas por unidades repetitivas más pequeñas. Dependiendo de las diferentes técnicas y procesos de polimerización se pueden producir polímeros con diferentes estructuras moleculares, incluyendo estructuras lineales, ramificadas o reticuladas (Jansen, 2026). Estas variaciones estructurales influyen en las propiedades físicas y mecánicas del material.

Durante el procesamiento de muchos materiales plásticos, el polímero puede ser sometido a calentamiento hasta alcanzar el fundido, las cadenas pierden movilidad y pueden reorganizarse estructuralmente. Posteriormente pasan por un proceso de enfriamiento hasta alcanzar un estado de solidificación, donde las cadenas se alinean y se empaquetan de forma ordenada, originando regiones cristalinas, este proceso es denominado cristalización. Por el contrario, si las cadenas no logran reorganizarse a tiempo, es debido a un enfriamiento rápido o a restricciones estructurales, dando lugar a las regiones amorfas (Jansen, 2026).

Por ejemplo, los polímeros con cadenas lineales, y con una elevada cristalinidad presentan cadenas más ordenadas lo que restringe su movilidad y les confiere mayor dureza y rigidez. Por otro lado, los polímeros con cadena ramificadas o reticuladas y con menos grado de cristalinidad, presentan una mayor proporción de regiones amorfas, como resultado sus cadenas están más desordenadas y exhiben mayor libertad de movimiento, favoreciendo propiedades como flexibilidad y deformabilidad. (Méndez-Bautista y Coreño-Alonzo, 2010)

Estas diferencias estructurales también influyen en la interacción de los polímeros con su entorno. También influyen en procesos de sorción, envejecimiento y degradación ambiental, así como en su susceptibilidad a la fragmentación (Thompson et al., 2009).

3.2.2.2. **Sorción en los plásticos**

La capacidad de sorción de los plásticos depende de sus propiedades fisicoquímicas, incluyendo su composición química, hidrofobicidad y grado de cristalinidad. Estas características permiten la acumulación de diversas sustancias químicas tanto en la

superficie (adsorción) como en el interior de la matriz polimérica (absorción), modificando su comportamiento ambiental (Teuten et al., 2009).

3.2.2.3. **Aditivos químicos**

Los aditivos generalmente no forman parte de la estructura covalente del polímero, sino que se encuentran mezclados físicamente dentro de la matriz plástica. Son sustancias químicas incorporadas durante la fabricación de los plásticos con el propósito de modificar o mejorar sus propiedades físicas, químicas y mecánicas. Por esta razón los materiales comerciales rara vez están constituidos exclusivamente por polímeros, sino que contienen diversas sustancias auxiliares que optimizan su desempeño (Deanin, 1975). Entre los aditivos más comunes se encuentran los plastificantes, estabilizantes térmicos, estabilizantes ultravioletas, antioxidantes, retardantes de llama, colorantes y cargas minerales. Sin embargo, algunos aditivos pueden librarse durante su uso, envejecimiento o degradación del plástico, contribuyendo a la contaminación ambiental y aumentando la complejidad química de estos materiales (Wiesinger et al., 2021).

Los plastificantes son de los aditivos más comunes, implementados para aumentar la flexibilidad de los plásticos. Sin embargo, no están unidos covalentemente a los plásticos, por lo que facilita su liberación durante el uso y degradación de los plásticos (Mathieu-Denoncourt et al., 2015). Bisfenol A (BPA) y los ftalatos suelen ser de los plastificantes más implementados en la industria.

Se ha demostrado que el BPA se ha filtrado de varios productos, como selladores dentales (Olea et al., 1996), latas de conserva (Brotons et al., 1995) y alimentos (Biles et al., 1997). Debido a su fácil liberación, su transmisión a los humanos ha sido detectada en suero humano adulto y fetal (Vandenberg et al., 2007), leche materna (Sun et al., 2004) y tejido adiposo (Fernandez et al., 2007). Al igual que el BPA, los ftalatos se desprenden de productos de uso cotidiano hasta llegar al sistema humano, por medio de productos alimenticios (Bradley et al., 2013), latas de alimentos (Cao, 2010), bebidas alcohólicas (Leitz et al., 2009) cosméticos (Sathyanarayana et al., 2008) y bolsas de almacenamiento de sangre (Kim et al., 1976). No obstante, la contaminación no se queda ahí, parte de los ftalatos son desechados por medio de la orina hasta llegar al ambiente, debido a que las plantas de tratamiento de aguas residuales no eliminan eficazmente los plastificantes (Barnabé et al., 2008).

Hurst y Waxman (2003) demostraron que BPA y diversos ftalatos pueden alterar la actividad de los receptores activados por proliferadores de peroxisomas (PPAR) en mamíferos. Los PPAR son receptores nucleares que se unen a secuencias específicas de ADN específicas y regulan la transcripción de numerosos genes. La interacción

de los plastificantes con estos receptores pueden modificar los patrones de expresión génica, generando efectos adversos como toxicidad reproductiva, estrés oxidativo (Lee et al., 2007) e incluso mortalidad (Abbott et al., 2007).

Otra alteración que se ha estudiado es la de producir los plastificantes es sobre la hormona tiroidea y de crecimiento, afectando la regulación del desarrollo, el metabolismo y la función cardíaca (Hofmann et al., 2009) y en la regulación de la metamorfosis en especies de anfibios (Shen et al., 2007).

3.3 Contaminación por microplásticos

Los MPs son partículas de plástico con un tamaño menor a 5 mm, de acuerdo a la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés). Aunque estos sean relativamente pequeños, existen otros de menor tamaño, llamados nanoplásticos, que miden <100 nm, los cuales, aunque potencialmente más peligrosos que los MPs debido a su mayor capacidad de penetración en tejidos biológicos, han sido menos estudiados (Prokić et al., 2019).

Los MPs pueden clasificarse según su origen en primarios, que abarcan a todos aquellos que fueron creados con ese tamaño (por ejemplo, en productos cosméticos), y los secundarios, que son producto de la fragmentación de partículas de plástico más grandes, como bolsas de plástico, envases y fibras textiles. Asimismo, pueden clasificarse por su forma (espumado, balón, pellet, fibra, fragmento, película) y por su color (negro, blanco, transparente, rojo, amarillo, verde y azul (Hidalgo-Ruz et al., 2012). También se pueden clasificar de acuerdo a su composición (caucho, parkesina, celuloide, rayón, baquelita, vinilo, polietileno de baja densidad, politetrafluoroetileno, poliestireno, nylon, tereftalato de polietileno, poliéster insaturado, polipropileno, polietileno de alta densidad, poliestireno extruido, poliésteres termoplásticos y polímeros de cristal líquidos) (Castañeta et al, 2020).

La preocupación que han despertado los MPs últimamente se debe precisamente a su aumento y persistencia en el ambiente, así como a sus múltiples efectos potenciales. Debido a que son partículas pequeñas, pueden incorporarse fácilmente a las cadenas tróficas, afectando a organismos de distintos niveles. Los efectos asociados dependen de factores como la concentración, el tamaño y la composición química de las partículas (Prokić et al., 2019).

Entre los efectos físicos más comunes en animales, sobresalen la bioacumulación y biomagnificación causando el enredo intestinal, el cual provoca ahogamientos, asfixia, estrangulación o inanición. También pueden alterar las reservas de energía y su reproducción los cuales deterioran la supervivencia del individuo. Adicionalmente, el daño que pueden causar los MPs depende de su estructura química, por ejemplo, pueden presentar monómeros tóxicos que llegan a generar

efectos cancerígenos y reproductivos como el poliestireno, el cual es un plástico que contiene monómeros de estireno, conocido por ser cancerígeno, neurotóxico y genotóxico y si este se degrada a nanopartículas aumenta potencialmente la facilidad de penetrar por la piel hasta llegar a las vías respiratorias y digestivas (Castañeta et al., 2020).

Aunque los MPs por sí solos son un contaminante emergente, su impacto ambiental se amplifica debido a que pueden actuar como vectores de otros contaminantes, inclusive pueden estar presentes desde su fabricación (Hidalgo-Ruz et al., 2012). En este sentido, los MPs pueden actuar como reservorios y transportadores de otros contaminantes y afectar la salud de los organismos. Esta capacidad es posible debido a las propiedades hidrofóbicas que presentan los polímeros, las cuales favorecen la adsorción de patógenos, metales pesados y pesticidas (Castañeta et al., 2020). Además, los aditivos proporcionados en su fabricación representan una preocupación más por sus efectos negativos en la salud, ya que muchas veces suelen desprenderse fácilmente de los polímeros debido al uso o degradación de los MPs (Wiesinger et al., 2021).

En el ámbito microbiológico, Zettler et al. (2013) analizaron residuos marinos plásticos en el Atlántico Norte, donde propusieron el término “Platisfera” para describir a la comunidad microbiana que coexistía en la superficie de las partículas plásticas, particularmente de polipropileno (PP). En su estudio destacaron la presencia de bacterias patógenas del género *Vibrio*, asociadas a enfermedades intestinales como cólera y gastroenteritis en seres humanos. De manera similar, se ha demostrado que los MPs también pueden transportar parásitos protozoarios como *Toxoplasma gondii*, *Cryptosporidium parvum*, y *Giardia enterica* causantes de toxoplasmosis, criptosporidiosis y giardiasis, respectivamente (Zhang et al., 2022).

Además, diversos estudios han evidenciado la capacidad de los MPs para interactuar con contaminantes químicos. Por ejemplo, Abbasi et al. (2020) demostraron que el tereftalato de polietileno (PET) puede actuar como vector en la transferencia de metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd) y zinc (Zn) en suelos agrícolas. Asimismo, Li et al. (2021) demostraron experimentalmente en un medio acuático que el polietileno (PE) puede adsorber y transportar pesticidas como insecticidas neonicotinoides, buprofezina (insecticida-regulador de crecimiento), difenoconazol (fungicida del grupo de los triazoles), por lo que incrementa su biodisponibilidad y facilita el ingreso nocivo en las cadenas tróficas.

En México, la presencia de MPs ha sido documentada tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres. Sin embargo, el conocimiento sobre su distribución y efectos aún es limitado, especialmente en ambientes terrestres y urbanos. Por ejemplo, en el Golfo de México, Rendón-von et al. (2023) documentaron la presencia de MPs, como el

celofán (CE), fluoruro de polivinilideno (PVDF), polietileno (PE), poliamidas (PA) y nailon (NYL), cuya distribución varía con la profundidad del sedimento. De manera similar, en costas del Océano Pacífico como Puerto Vallarta, se detectaron MPs como el poliéster (PES), polietileno (PE), celofán (CE) y poliestireno (PS) asociados a la afluencia turística y la proximidad con la desembocadura de un río (Mejía-Estrella, 2023).

En ambientes terrestres como la Ciudad de México, estudios recientes han comenzado a documentar la presencia de MPs en la atmósfera (Shruti et al., 2022; Caro-Martínez, 2025; Elizalde-Velázquez y Gómez-Oliván, 2021).

En conjunto, estas evidencias indican que los MPs no solo representen un contaminante físico, sino que también funcionan como medios de transporte y liberación de contaminante químicos biológicos, potenciando sus efectos ecológicos y sanitarios.

3.3.1. Microplásticos y urbanización

Los MPs también se liberan en entornos terrestres durante el uso del producto, produciendo MPs secundarios, convirtiendo a los asentamientos urbanos en puntos críticos importantes de propagación de MPs. El micro y nano tamaño de estas partículas les permite incorporarse a los animales por procesos como la inhalación y la ingestión (Lehner et al., 2019). Andrade et al. (2023) observaron que los lagomorfos pueden excretar parte de los MPs ingeridos, encontrando una mayor abundancia de estas partículas en heces provenientes de zonas urbanas en comparación con zonas rurales.

Una vez dentro de los organismos, son transportados por los compartimentos somáticos, a veces siendo internalizados por células como los epitelios (von Moos et al., 2012). Según Jenner et al. (2022), concluyen que la inhalación de MPs suspendidos en el aire es especialmente preocupante en zonas urbanas, donde su concentración es mayor debido a la contaminación ambiental; también han advertido que la exposición crónica a MPs en suspensión podría tener efectos inflamatorios en las vías respiratorias. Por otro lado, la inhalación y la ingestión no son las únicas vías mediante las cuales los MPs pueden ingresar al organismo humano. La absorción dérmica representa una fuente de infiltración poco estudiada, pero que ha cobrado relevancia debido a sus posibles efectos sobre la salud humana. Esta vía ocurre mediante el contacto directo con productos de uso cotidiano contaminados con MPs, que por lo regular son primarios; como cosméticos, cremas, jabones, detergentes y ropa sintética. Además, las partículas de menor tamaño, sobre todo nanopartículas, pueden penetrar las capas más externas de la piel, facilitando

su absorción a través de poros o microlesiones dérmicas (Villavicencio-Villena, 2025).

3.4 *Apis mellifera* como bioindicador de microplásticos

En los últimos años, diversos estudios han demostrado que *A. mellifera* puede acumular MPs provenientes del ambiente. Inicialmente. Las primeras investigaciones se enfocaron en la detección de partículas adheridas en la superficie corporal de las abejas, sin embargo, investigaciones posteriores evidencian la presencia de estos contaminantes en estructuras internas, sugiriendo procesos de ingestión además de la acumulación superficial.

Edo et al. (2021) reportaron la primera evidencia del uso de *A. mellifera* como bioindicador activo de MPs en Dinamarca. Los autores analizaron únicamente la superficie corporal y realizaron una cuantificación e identificación visual mediante microscopia clasificando las partículas en su forma y color. Posteriormente corroboraron químicamente por espectroscopia. Al comparar apiarios ubicados en zonas urbanas, suburbanas y rurales, observaron que las mayores cargas de MPs se registraron en los ambientes urbanos.

Posteriormente en la Zona Metropolitana de Perú evaluaron la presencia de MPs tanto en superficies externas como internas de *A. mellifera*. Se colectaron abejas en tres apiarios localizados en zonas urbanas y realizaron una cuantificación e identificación visual por medio de microscopia considerando su forma, color y tamaño. Los resultados confirmaron la presencia de MPs en los tres apiarios evaluados, con una mayor carga de abundancia de MPs en la superficie externa que en la interna. Las partículas predominantes correspondieron a fibras azules con una variación de tamaño de 40 a 4400 μm . (Iannacone et al., 2024)

De manera similar Arévalo et al. (2024) analizaron la relación entre la distancia de centros urbanos con la carga de MPs acumulada en *A. mellifera*. Los MPs fueron extraídos de la superficie corporal de las abejas, posteriormente se identificaron mediante observación microscópica y confirmaron químicamente por espectroscopia. Los autores determinaron que las colmenas ubicadas más cerca de las zonas urbanas presentaron mayor concentración de MPs. Además, los polímeros más abundantes correspondieron a poliamidas, principalmente en forma de fibras y fragmentos.

Por su parte, Gómez-Méndez et al. (2025) evaluaron la presencia de MPs en la superficie corporal de *A. mellifera* y en sus productos específicamente polen y miel, en diferentes regiones de Colombia. La metodología empleada para la identificación y clasificación de partículas fue similar a la descrita por Iannacone et al. (2024). Los autores compararon zonas urbanas con rurales durante dos periodos de tiempo

(2021 y 2023). Encontraron que las fibras azules fueron el tipo de MP más frecuente en abejas y sus productos analizados. Asimismo, registraron una mayor abundancia en zonas urbanas durante 2023 en comparación con 2021.

Paralelamente, recientemente Altunışık et al. (2025) reportaron los primeros hallazgos de la presencia de MPs en *A. mellifera* en la llanura de Turquía. Para ello, colectaron abejas provenientes de zonas urbanas y rurales, las cuales fueron sometidas a digestión completas para extraer las partículas de MPs presentes en su interior. La identificación de las partículas fue similar a la metodología de Arévalo et al. (2024). Como resultado se identificaron cinco tipos de polímeros, siendo el tereftalato de polietileno (PET) el más abundante. Los autores observaron una mayor concentración de MPs en las muestras de las zonas urbanas en comparación con las rurales.

Además de los estudios de monitoreo ambiental, también se han desarrollado investigaciones experimentales para evaluar los efectos de los MPs sobre *A. mellifera*. En el 2021 investigadores de China realizaron un experimento en laboratorio, donde expusieron abejas a MPs esféricos de poliestireno. Los autores demostraron que la exposición a estas partículas alteró la estructura y riqueza de la microbiota intestinal, además de modificar la expresión de genes antioxidantes, de desintoxicación y el sistema inmunitario. Estos cambios sugieren que los MPs pueden vulnerar la salud de las abejas (Wang et al., 2021).

Por su parte Alma et al. (2023) llevaron a cabo un estudio experimental en Argentina, donde alimentaron colonias de *A. mellifera* con soluciones de sacarosa tratadas con microfibras de poliéster durante un mes. Los resultados demostraron que los MPs fueron incorporados a la colonia por abejas obreras, evidenciando su presencia en miel, cera y larvas. Registraron que la cera presentó una mayor concentración de MPs sugiriendo una incorporación de fibras por medio de la adhesión a la cutícula o el transporte a través del tracto digestivo.

En conjunto la evidencia disponible indica que *A. mellifera* es capaz de acumular MPs tanto en su superficie corporal como estructuras internas y productos de la colmena. La mayoría de los estudios coinciden en que las mayores cargas de contaminación se registran en ambientes urbanos, los que respalda su potencial como bioindicadores de contaminación por MPs. No obstante, gran parte de las investigaciones se han basado en métodos de identificación visual, por lo que aún existen vacíos de información respecto a otras regiones geográficas y a la caracterización química detallada de las partículas acumuladas por las abejas.

JUSTIFICACIÓN

La contaminación por microplásticos (MPs) se ha convertido en uno de los problemas ambientales emergentes más relevantes a escala global. La mayoría de los estudios sobre contaminación por MPs se han enfocado en ecosistemas acuáticos, por lo que aún existe poca información sobre su presencia y distribución en ambientes terrestres (Dissanayake et al., 2022). Debido a su alta capacidad de dispersión en grandes ciudades, que a la vez funcionan como fuentes de fragmentación y propagación hacia áreas aledañas y distantes, resulta importante fortalecer el estudio de su presencia y sus efectos sobre los organismos terrestres, incluidos los seres humanos, ya que se ha demostrado que estas partículas pueden infiltrarse al cuerpo al ser inhaladas e ingeridas (Lehner et al., 2019; Andrade et al., 2023).

La acumulación de MPs puede ocasionar problemas de obstrucción en las vías respiratoria e intestinales, modificar la microbiota intestinal, incluso generar problemas fisiológicos, reproductivos y modificar su comportamiento (Welden y Cowie, 2016; Jenner et al., 2022; Yong-Jun et al., 2021; Xie et al., 2020; Rehse et al., 2016). Sin embargo, no son las únicas afectaciones que traen consigo, se ha demostrado que algunos plásticos tienen la particularidad de transportar otros contaminantes en su superficie, como plaguicidas, metales pesados y antibióticos (Dissanayake et al., 2022).

La abeja de la miel *A. mellifera* ha sido propuesta como un bioindicador útil de estos contaminantes debido a su alta pubescencia, su amplia movilidad y su dieta generalista. Aunque diversos estudios han documentado la abundancia de MPs en la superficie corporal de *A. mellifera* y, en menor medida, en conjunto con el tracto digestivo, en la mayoría de los casos el conteo e identificación de polímeros se ha realizado mediante observación visual, método que puede presentar limitaciones en precisión y confiabilidad (Edo et al., 2021).

Considerando lo anterior, en este trabajo se evaluó la abundancia y composición de MPs recolectados de la superficie corporal y el tracto digestivo de adultos de *A. mellifera*, en la Zona Metropolitana de Pachuca. Las partículas fueron contabilizadas e identificadas mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier con acoplada a microscopía con reflectancia total atenuada (Micro-FTIR), con el objetivo de contribuir al conocimiento de la contaminación por MPs en ecosistemas terrestres en México.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar la abundancia y composición de microplásticos en *Apis mellifera* a lo largo de un gradiente de urbanización en la Zona Metropolitana de Pachuca.

Objetivos específicos

1. Identificar y cuantificar los microplásticos en la superficie del cuerpo y en el tracto digestivo de *A. mellifera* mediante espectroscopía Micro-FTIR.
2. Analizar la relación entre el grado de urbanización y la distancia al relleno sanitario de Santa Lucía, y la abundancia de microplásticos en la superficie corporal y en el tracto digestivo de *A. mellifera*.

MATERIAL Y MÉTODO

7.1 Área de estudio

La Zona Metropolitana de Pachuca (ZMP) está ubicada al sur del estado de Hidalgo y está conformada por siete municipios, Mineral del Monte, Zapotlán de Juárez, Epazoyucan, Mineral de la Reforma, San Agustín Tlaxiaca, Zempoala y Pachuca de Soto, se localiza entre los 19°50' y 20°10' N, y los 98°41' y 98°57'O (SEDATU et al., 2015). El estudio se realizó en tres municipios, Pachuca de Soto, Mineral de la Reforma, Epazoyucan e incluyó un área colindante al municipio de San Agustín Tlaxiaca (Figura 1).

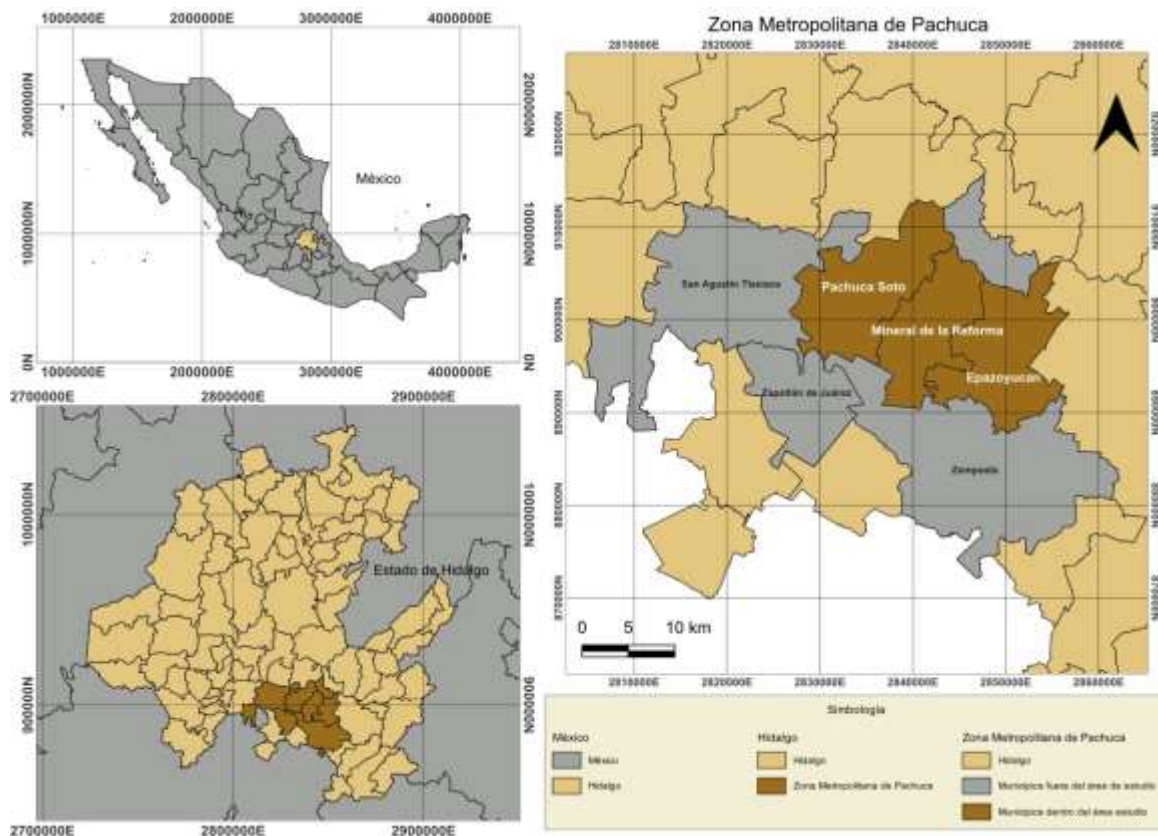


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio dentro de la Zona Metropolitana de Pachuca

En conjunto, la ZMP abarcan una superficie de 1,196.5 Km², y forma parte del Eje Volcánico Transversal. Cuenta con una población de 512,196 habitantes y una tasa de crecimiento promedio anual del 1.4% (INEGI, 2016). Cada uno de los municipios tiene condiciones diferentes, pero tiene la semejanza de poseer zonas rurales y urbanas. La temperatura máxima promedio anual va desde 16.7 °C, mientras que la mínima promedio anual es de 14.4 °C. El clima es semiseco templado y templado

subhúmedo con lluvias en verano. La precipitación pluvial promedio anual es de 363.0 mm, concentrándose entre junio a septiembre que corresponde a la temporada de lluvias (INEGI, 2014). La vegetación predominante en la región está compuesta por matorral xerófilo, así como pastizal inducido, pastizal con procesos de erosión, chaparral y agricultura de temporal (Gómez-Aíza y Zuria, 2010).

7.1.1 Selección de sitios y medición de la urbanización

Se seleccionaron aleatoriamente seis puntos de muestreo a lo largo de un gradiente que abarca desde el centro urbano hasta las periferias de la ZMP, Hidalgo, México. (Figura 2). Los puntos de muestreo incluyeron áreas con presencia de cobertura vegetal, como parques urbanos, terrenos baldíos y remanentes de vegetación nativa. Para garantizar independencia espacial entre los sitios, se estableció una distancia mínima de 2 km entre cada punto de muestreo (Sauthier et al., 2017; Hernández-Medina et al., 2025).



Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo de *Apis mellifera* en la Zona Metropolitana de Pachuca, incluyendo la localización del relleno sanitario de Santa Lucía.

Se cuantificó el porcentaje de cobertura impermeable (vivienda, edificios, calles pavimentadas, estacionamientos, etc.), cobertura de vegetación introducida, vegetación nativa, agricultura, así como la longitud de calles dentro de un buffer de 1 km de radio alrededor de cada uno de los seis puntos de colecta utilizando una

imagen satelital de alta resolución (WorldView_2, DigitalGlobe, 2015), mapas de Google y el software ArcGIS versión 10.2 (ESRI) (Hernández-Medina et al., 2025) (Tabla 2). Se consideraron estas categorías de uso y cobertura del suelo porque integran características relevantes del hábitat de las abejas, como la presencia de vegetación autóctona, que refleja la disponibilidad de flores para las abejas (Winfrey et al. 2011). La cobertura de superficie impermeable es una métrica del paisaje utilizada comúnmente como indicadora del grado de urbanización (Yan et al., 2019.), mientras que las zonas agrícolas, las superficies impermeables (e.g., viviendas) y calles, pueden influir en el riesgo de exposición a MPs (Lu y Weng, 2006). Por último, se consideró la distancia de cada sitio al relleno sanitario de Santa Lucía ubicado en la zona metropolitana de Pachuca, debido a que los rellenos sanitarios han sido identificados como importantes fuentes y reservorios de MPs (Su et al., 2019; Sholokhova et al., 2023; Gupta et al., 2025). Asimismo, se tomó en cuenta que este sitio se registró un incendio en el 2021, evento que pudo favorecer la generación y dispersión de MPs hacia zonas circundantes (Amal y Devipriya, 2024). Si bien en el área de estudio existen otras fuentes potenciales de residuos, como el relleno sanitario de Huixmi, que permaneció cerrado temporalmente y reanudó sus actividades en 2025, así como tiraderos clandestinos y lotes utilizados para depositar informalmente basura, el relleno sanitario de Santa Lucía fue seleccionado como referencia debido a su operación continua durante la mayor parte del periodo de estudio y la ocurrencia del incendio mencionado.

Tabla 2. Categorías de uso de suelo por sitio de colecta dentro de un buffer de 1 km de radio que fueron obtenidas por Hernández-Medina et al. (2025).

Categorías de uso del suelo							
Sitios	Vegetación nativa (%)	Vegetación introducida (%)	Agricultura (%)	Superficie impermeable (%)	Suelo desnudo (%)	Longitud de calles (%)	Distancia Santa Lucía (m)
Maestranza	0	6.86	0	82.59	10.55	64534.64	8273.43
Parque de poblamiento	0	2.13	0	68.61	29.25	83248.06	9614.37
ICBI	28.54	4.46	0	60.91	0.61	60865.80	3393.51
Saucillo	32.71	1.82	0.28	52.98	9.67	49396.75	5678.53
La Concepción	85.73	0.08	1.09	7.68	5.41	15440.037	14526.26
San Vicente	42.44	0.27	53.23	3.47	0.59	4227.79	6950.76

7.2 Recolección de abejas

Se realizó una única colecta de seis abejas obreras por sitio, durante los meses de septiembre y octubre, periodo que coincide con el pico de floración en la región (Cué-Hernández, 2014) y con una elevada actividad de forrajeo cercana a los nidos (Couvillon et al., 2014). Los individuos fueron capturados directamente sobre flores en donde se encontraban forrajeando, utilizando frascos de vidrio previamente enjuagados con etanol filtrado para eliminar posibles MPs. (Edo et al., 2021). Con el fin de minimizar la contaminación cruzada, durante la colecta se utilizó ropa y calzado libres de materiales sintéticos y evitó colocarse entre la dirección del viento el viento y la abeja capturada, reduciendo así la posible deposición aérea de partículas sobre la muestra.

Inmediatamente después de su captura, las muestras fueron resguardadas en sobres de aluminio para su traslado al Laboratorio de Interacciones Biológicas de la Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo. Posteriormente fueron colocadas en frascos de vidrio previamente enjuagados con etanol filtrado de posibles MPs en un congelador a -20 °C hasta su análisis (Sevillano-González, 2021).

7.3 Trabajo de laboratorio y prevención de contaminación procedimental

Durante todas las etapas del procesamiento de las muestras se implementaron medidas para prevenir la contaminación por MPs externos. Con este fin, se evitó el uso de materiales plásticos, los cuales fueron sustituidos por utensilios de metal o vidrio. Antes de su uso, el material empleado fue lavado con etanol previamente filtrado, para eliminar posibles MPs y otras partículas contaminantes. Este procedimiento se aplicó también a todas las soluciones empleadas en el proceso. De igual manera, las superficies de trabajo se limpiaron con etanol filtrado antes de cada procedimiento, con el objetivo de reducir la presencia de partículas suspendidas o depositadas en el área de análisis. El material de vidrio se mantuvo cubierto cuando no estaba en uso, minimizando su exposición al ambiente del laboratorio. Se utilizó ropa libre de fibras sintéticas y bata de laboratorio de algodón, con el propósito de disminuir la liberación de microfibras plásticas al ambiente. Asimismo, las muestras se mantuvieron cubiertas durante el procedimiento, reduciendo al mínimo su exposición al aire. Finalmente, durante la etapa de caracterización de los polímeros se incluyó un control en blanco, para evaluar la posible contaminación de fondo del laboratorio.

7.4 Diseño del análisis de microplásticos

Para la cuantificación e identificación química de los MPs se realizaron dos análisis independientes para cada colecta de cada sitio. En el primero se analizaron las partículas externas presentes en la superficie corporal (incluyendo antenas y patas) y en el segundo, las partículas internas presentes dentro del tracto digestivo.

Ambos análisis se llevaron a cabo mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR). Las mediciones se realizaron utilizando un espectrómetro ubicado en la Universidad de Wageningen, Países Bajos, y el análisis fue efectuado por la estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales Ariadna Yarely Gamero Vega.

Este método permitió determinar el número total de partículas y su composición química (tipo de polímero) mediante la identificación de polímeros. La identificación química se realizó comparando los espectros obtenidos con una biblioteca de referencia (Edo et al., 2021). Aunque durante el procesamiento también se obtuvieron variables morfológicas de las partículas, estas no fueron incluidas en el presente estudio debido a que los objetivos se enfocaron principalmente en la abundancia y composición polimérica de los MPs.

7.5 Extracción de microplásticos de la superficie corporal

7.5.1 Lavado y filtración

Para la extracción de los MPs presentes en la superficie externa de las abejas, los individuos fueron sumergidos en una solución compuesta por 150 mL de agua destilada y 50 mL de etanol, previamente filtrados para eliminar posibles MPs (Edo et al., 2021). Posteriormente, las muestras se sometieron a agitación mecánica a 500 rpm durante 15 minutos (Figura 3).



Figura 3. Muestras de *Apis mellifera* del sitio de Maestranza sometidas a agitación mecánica a 500 rpm.

La solución resultante fue filtrada mediante una bomba de vacío utilizando filtros estériles de 0.45 μm en 47 mm de diámetro siguiendo a Edo et al. (2021), aunque se reemplazó el material de acero inoxidable por filtros de membrana de nitrato de celulosa siguiendo el método de Cortés-Corrales et al. (2024) (Figura 4).



Figura 4. Bomba de filtración al vacío y filtro estéril de 0.45 μm en 47 mm de diámetro de nitrato celulosa utilizados para filtrar los químicos y las muestras extraídas de *Apis mellifera* de microplásticos

Durante este proceso, cada abeja fue lavada a presión utilizando la misma solución aplicada con jeringa, con el fin de desprender completamente las partículas adheridas a la superficie corporal. De igual manera, se enjuagó la superficie del papel aluminio utilizado durante el muestreo en campo, únicamente el lado que estuvo en contacto con las muestras. Posteriormente, los filtros obtenidos se colocaron en cajas Petri de vidrio y se dejaron secar a temperatura ambiente.

7.5.2 Digestión química y baño ultrasónico

Con el objetivo de eliminar restos de materia orgánica desprendidos durante el lavado, los filtros fueron sometidos a un proceso de digestión química similar al aplicado para el análisis del intestino (Edo et al., 2021). Previamente, los filtros se colocaron en un baño ultrasónico con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para favorecer el desprendimiento de partículas remanentes.

Posteriormente, se realizó un nuevo lavado a presión sobre los filtros utilizando una jeringa. El material fue incubado en horno durante 24 horas (Figura 5). Finalmente, la solución digerida se filtró nuevamente y los filtros se resguardaron en cajas Petri de vidrio selladas hasta su posterior análisis mediante Micro-FTIR.



Figura 5. Muestras extraídas de la superficie corporal de *Apis mellifera* incubadas en el horno para digerir la materia orgánica

7.6 Extracción de microplásticos del tracto digestivo

7.6.1 Extracción del tracto digestivo

La extracción del tracto digestivo se realizó siguiendo la metodología propuesta por Elzeini et al. (2021). El procedimiento consistió en la remoción del aguijón, el cual se encuentra conectado al recto, íleon e intestino delgado. Posteriormente, el tracto digestivo fue cuidadosamente separado del aguijón, procurando evitar la pérdida del contenido interno (Figura 6).



Figura 6. Tracto digestivo extraído de *Apis mellifera*.

7.6.2 Digestión del tracto digestivo

Los tractos digestivos correspondientes a las abejas colectadas en cada sitio fueron sometidos a digestión química con peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Debido a la alta cantidad de materia orgánica presente, las muestras se incubaron en horno a 60 °C durante 48 horas, lo que permitió la degradación del material orgánico y la preservación de los MPs (Edo et al., 2021).

Una vez finalizada la digestión y tras la precipitación de las partículas, la solución fue filtrada mediante filtración al vacío. Los filtrados obtenidos se resguardaron en cajas Petri de vidrio selladas hasta su posterior análisis mediante Micro-FTIR.

7.7 Caracterización e identificación de polímeros

La identificación de los MPs se realizó mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía con reflectancia total atenuada (Micro-FTIR) (Figura 7). Este análisis permitió la caracterización individual de partículas retenidas en los filtros posteriores a los procesos de extracción y digestión.

Se analizaron partículas con un tamaño entre 60 y 5000 μm , rango definido con base en las limitaciones técnicas asociadas al tiempo de análisis y a la resolución instrumental. La identificación polimérica se llevó a cabo mediante la comparación de los espectros obtenidos con una biblioteca de referencia, lo que permitió determinar el tipo de polímero de cada partícula.

Durante el proceso analítico se implementaron controles en blanco los cuales consistieron en filtrados expuestos al aire en paralelo a las muestras, con el objetivo de detectar posibles contaminantes externos. Las partículas identificadas en los blancos fueron consideradas para ajustar los resultados finales, restándose de los conteos registrados en las muestras.

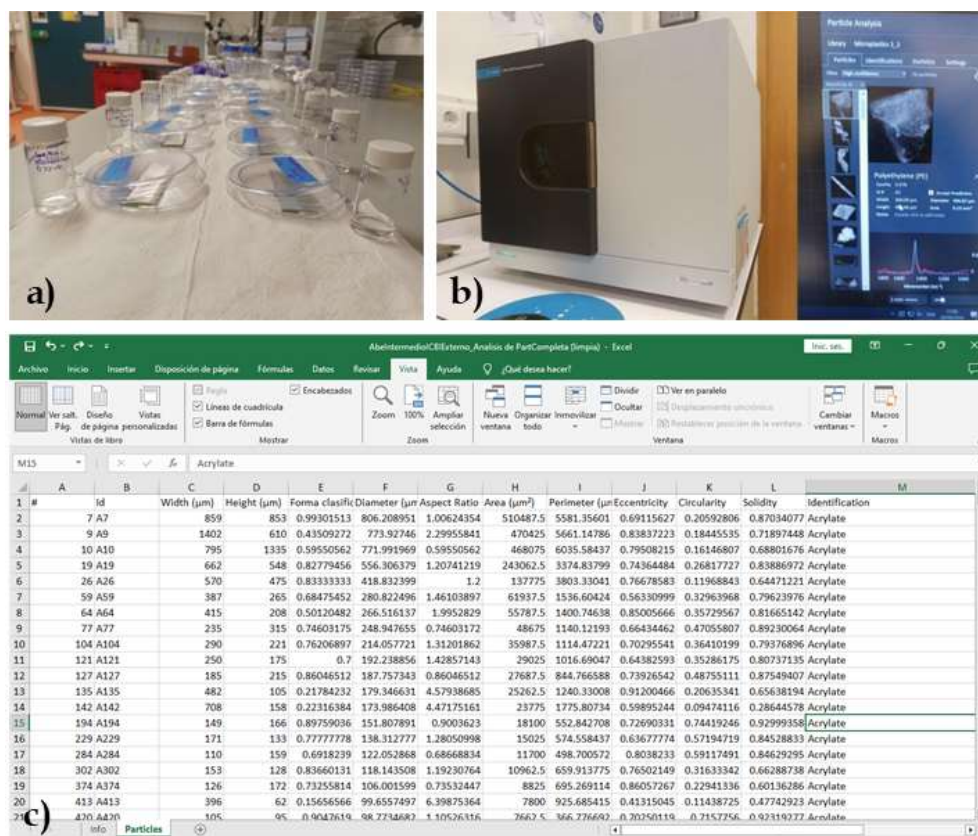


Figura 7. Proceso de identificación de microplásticos utilizando espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía con reflectancia total atenuada (Micro-FTIR). a) Muestras preparadas para el análisis, b) Resultado de la biblioteca de espectros del equipo, c) Ejemplo de la base de datos proporcionada por el equipo para una muestra.

7.8 Clasificación de los polímeros y análisis comparativos

Con la finalidad de facilitar la interpretación de los diagramas de violín, los tipos de polímero se agruparon en tres categorías de abundancia con base al número de partículas registradas por sitio de muestreo y región (superficie corporal e intestino). Esta clasificación permitió reducir la influencia de polímeros con frecuencia extremadamente bajas o conteos de cero, los cuales generaban patrones irregulares y difíciles de comparar entre grupos. Los polímeros de alta abundancia correspondieron a los cinco tipos con mayor frecuencia total registrada. Los polímeros de abundancia intermedia incluyeron aquellos con más de 10 partículas por sitio y región, excluyendo los polímeros altamente abundantes. Finalmente, los polímeros raros se definieron como aquellos con menos de 10 partículas por sitio y región ya que presentaban patrones altamente variables y poco consistente entre sitios. Esta clasificación permitió comparar de manera más clara los patrones de dispersión y densidad entre grupos de polímeros con niveles de abundancia similares.

7.9 Registro visual de posibles microplásticos adheridos a *Apis mellifera*

Con el fin de complementar visualmente los resultados obtenidos mediante el análisis químico, se documentaron fotográficamente partículas observadas sobre la superficie corporal de *A. mellifera* utilizando un estereomicroscopio ZEISS Axio Zoom.V16. Estas observaciones fueron realizadas en la superficie corporal de un solo ejemplar de *A. mellifera*. No formaron parte de las muestras analizadas cuantitativamente ni fueron incluidas en los análisis estadísticos, ya que se priorizó minimizar la manipulación de los organismos y reducir el riesgo de contaminación cruzada. Las partículas observadas fueron clasificadas conforme a los criterios de identificación visual propuestos por Lusher et al. (2020), considerando características morfológicas como forma, color, ausencia de estructuras biológicas visibles y apariencia consistente con materiales sintéticos.

7.10 Análisis estadísticos

7.10.1 Diagramas de violín

La distribución de los datos se visualizó mediante diagramas de violín para cada combinación de polímero y región, con el fin de explorar la variación en la dispersión y la forma de las distribuciones. En estos diagramas, el ancho del violín representa la densidad de los datos a lo largo del intervalo de valores, el largo del violín la dispersión de los datos, mientras que el boxplot interno muestra la mediana y el rango intercuartílico (Q3 - Q1) (Hintze y Nelson, 1998).

Los análisis se realizaron con el software R, utilizando la opción `trim = TRUE`, con el fin de restringir la estimación de densidad al rango observado de los datos y evitar la extensión artificial de las colas de la distribución. Los diagramas de violín se emplearon como herramienta de exploración visual para identificar patrones generales de dispersión y posibles diferencias entre regiones en las abejas (externos vs. internos) y tipos de polímero.

7.10.2 Análisis de Componentes Principales

Con el fin de sintetizar las variables ambientales asociadas al gradiente de urbanización y reducir la colinealidad entre predictores, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). Previamente, se evaluó la colinealidad entre variables mediante el factor de inflación de la varianza (VIF: 1.68 y 6.11), lo que permitió identificar correlaciones entre variables ambientales y justificar la reducción dimensional del conjunto de datos. Adicionalmente, se obtuvo una matriz de correlación, en la cual se observó que las variables están altamente correlacionadas.

Para el PCA las variables ambientales predictoras fueron estandarizadas a una media de cero y una desviación estándar de uno. Los componentes principales retenidos se seleccionaron con base en su varianza explicada y eigenvalores mayores o iguales que uno. Las cargas factoriales fueron utilizadas para interpretar lo que representa cada uno de los componentes en función de las variables que están asociadas significativamente con estos. La significancia de cada variable con su respectivo componente fue revisada con una matriz de correlación. Posteriormente, se obtuvieron los *scores* de cada componente y fueron utilizados como nuevas variables en análisis subsecuentes. Con base en los eigenvalores se seleccionaron dos componentes principales, los acumulan 82.1% de la varianza explicada.

7.10.3 Modelos Lineales Generalizados (GLM) con distribución de Poisson

Para evaluar la relación entre la frecuencia de cada polímero y las variables ambientales sintetizadas en los componentes principales, se ajustaron Modelos Lineales Generalizados (GLM) con distribución de Poisson, adecuados para datos de conteo. Estos análisis se realizaron para aquellos polímeros con una abundancia mayor a 10 partículas por sitio de estudio y región corporal de la abeja.

Para cada uno de estos polímeros se construyeron tres modelos alternativos. El primero fue un modelo nulo, el cual asume que la frecuencia observada ocurre aleatoriamente y representa el efecto general sin tomar en cuenta ninguna otra

variable. El segundo modelo incluyó el PC1, que representa el gradiente de urbanización (ver resultados). Finalmente, el tercer modelo incluyó el PC2 (distancia al relleno sanitario de Santa Lucía).

La selección del modelo más parsimonioso se realizó mediante el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc). Este enfoque permitió comparar el soporte relativo de cada modelo y evaluar la contribución relativa de los gradientes ambientales, considerando la naturaleza observacional del estudio y el tamaño de muestra disponible (Burnham y Anderson, 2002).

Para los modelos seleccionados se reportan los coeficientes estimados (β), sus intervalos de confianza al 95% y los valores de significancia estadística. Todos los análisis se realizaron en el software R versión 4.5.0.

Resultados

En total se identificaron 13,429 partículas de MPs en las 36 abejas analizadas. De estas 9,806 (72.98%) correspondieron a partículas externas adheridas a la superficie corporal (Figura 8, Tabla 3), mientras que 3,632 (27.02%) se localizaron en el tracto digestivo. El total de partículas correspondieron a 22 polímeros (Tabla 4).

Tabla 3. Número de partículas poliméricas en la superficie externa y en el tracto digestivo (internas) presentes en *Apis mellifera* colectadas en la Zona Metropolitana de Pachuca. Los polímeros están ordenados de mayor, a menor abundancia y se incluyen las abreviaciones de los polímeros utilizadas en los análisis posteriores.

Polímero	Abreviación	Número total	Externas	Internas
Poliamida	PA	8148	6698	1450
Tereftalato de polietileno	PET	1331	1043	285
Polipropileno	PP	939	473	466
Aleaciones poliméricas	NPA	894	464	430
Poliuretano	PU	487	213	274
Alcohol polivinílico	PVA	423	186	237
Acrilato	ACR	348	241	107
Acrilonitrilo butadieno	AB	340	215	125
Politetrafluoroetileno	PTFE	169	86	83
Poliacetal o Polioximetileno	POM	90	65	25
Caucho	Caucho	68	16	52
Etilvinilacetato	EVA	34	22	12
Policloruro de Vinilo	PVC	32	10	22
Ácido ooliláctico	PLA	25	12	13

Polietileno	PE	21	7	14
Poliimida cristalina	CPI	19	11	8
Polisulfona	PSU	19	14	5
Policarbonato	PC	16	9	7
Polimetilmetacrilato	PMMA	15	6	9
Poliestireno	PS	8	8	0
Polibutileno	PB	2	2	0
Policaprolactona	PCL	1	0	1

En la superficie corporal, la PA fue el polímero más abundante, representando el 68.31% de las partículas externas y el 60.67% del total de MPs detectados. Le siguieron en frecuencia el PET (10.66%), el PP (4.82%), el NPA (4.73%) y PU (2.17%) (Tabla 3; Figura 8).

En el tracto digestivo, la PA también fue el polímero más frecuente (39.98%), aunque con una proporción considerablemente menor en comparación con la superficie externa. Los siguientes polímeros más abundantes fueron PP (12.85%), NPA (11.86%), PET (7.86%) y PU (7.55%) (Tabla 3; Figura 8).

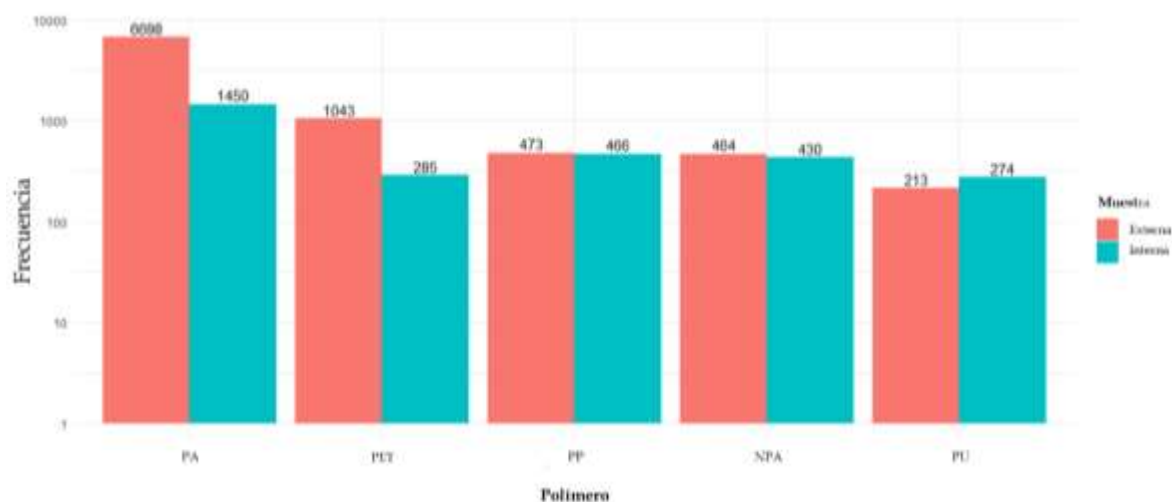


Figura 8. Frecuencia de partículas de los 5 polímeros más abundantes en la superficie corporal (externas) y en el tracto digestivo (internas) de *Apis mellifera* colectadas en la Zona Metropolitana de Pachuca. PA: poliamida, PET: tereftalato de polietileno, PP: polipropileno, NPA: aleaciones poliméricas, PU: poliuretano.

8.1 Análisis comparativo de los polímeros

Al comparar los diagramas de violín de los cinco polímeros más abundantes con sus respectivas medianas :PA (Ext=702.5; Int=175.5), PET (Ext=185.5; Int=50.5), PP(Ext=68.5; Int=46.5), NPA (Ext=49; Int=47) y PU (Ext=5; Int=52.5). Se encontró que PA y PET mostraron una mayor variabilidad y presencia en la superficie externa de las abejas en comparación con el tracto digestivo. Para el PP se visualiza mayor concentración de partículas en la superficie externa, NPA mostró un comportamiento similar en la superficie corporal y en el tracto digestivo. De los cinco MPs más abundantes, el PU fue el que presentó una mayor presencia en el tracto digestivo (Figura 9).

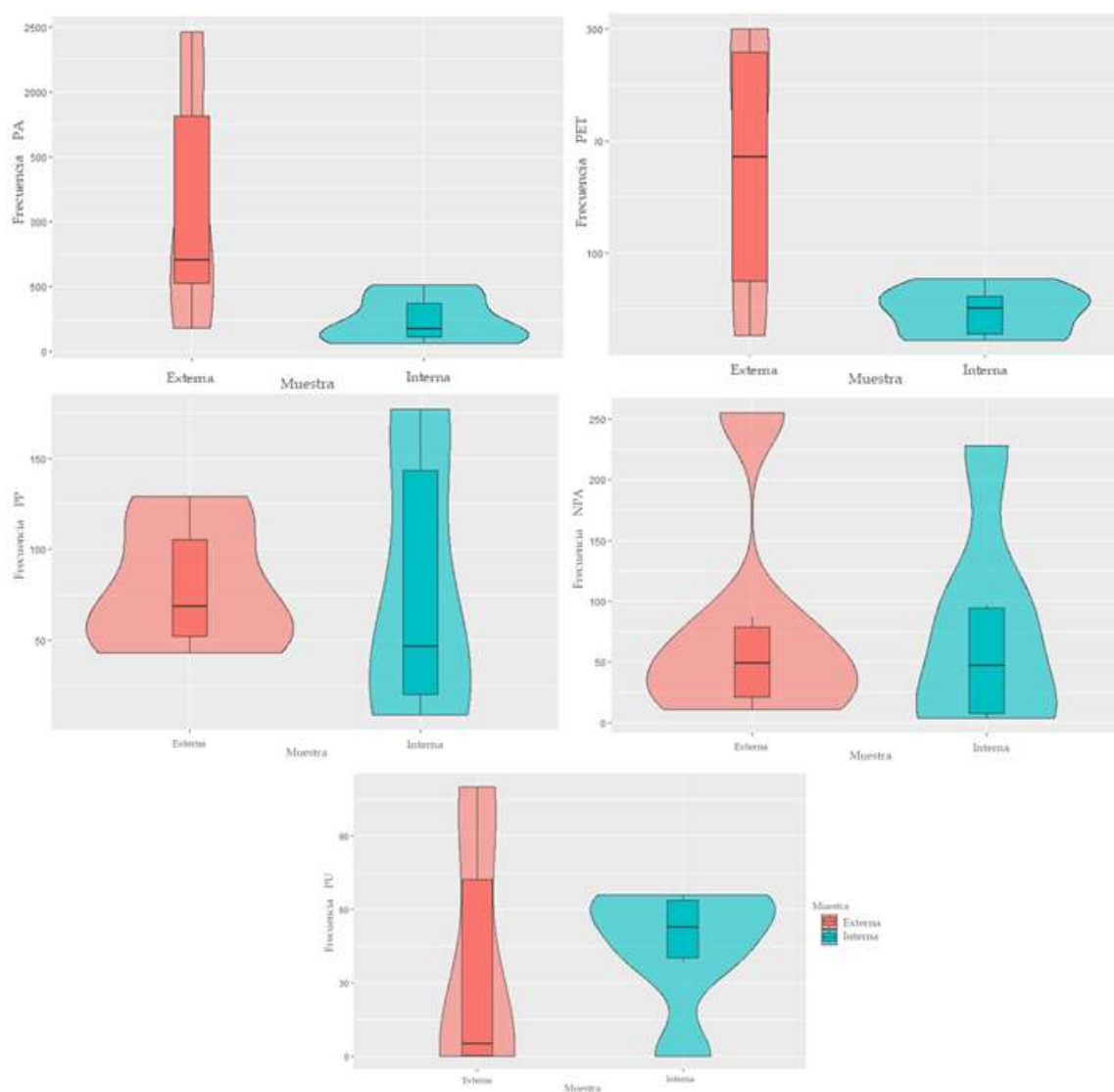


Figura 9. Diagramas de violín de los cinco polímeros más abundantes en la superficie corporal (externa) y el tracto digestivo (interna) de *Apis mellifera*. PA:

poliamida, PET: tereftalato de polietileno, PP: polipropileno, NPA: aleaciones poliméricas, PU: poliuretano.

Al comparar los diagramas de violín de los polímeros intermedios, mayores a 10 partículas por sitio y región con sus respectivas medianas: PVA (Ext =30.5; Int= 36), ACR (Ext=14.5; Int=14.5), AB (Ext=22.5; Int=18.5), PTFEE (Ext=16.5; Int=6.5), POM (Ext=4.5; Int=4.5) y Caucho (Ext=1; Int=3). Se encontró que ACR, AB y el POM presentaron una mayor dispersión en la región externa que los otros tres (Figura 10). La mediana de la región externa fue mayor que la mediana de la región interna en el PTFE y AB, mientras que la mediana de la región interna fue mayor en PVA y POM y Caucho

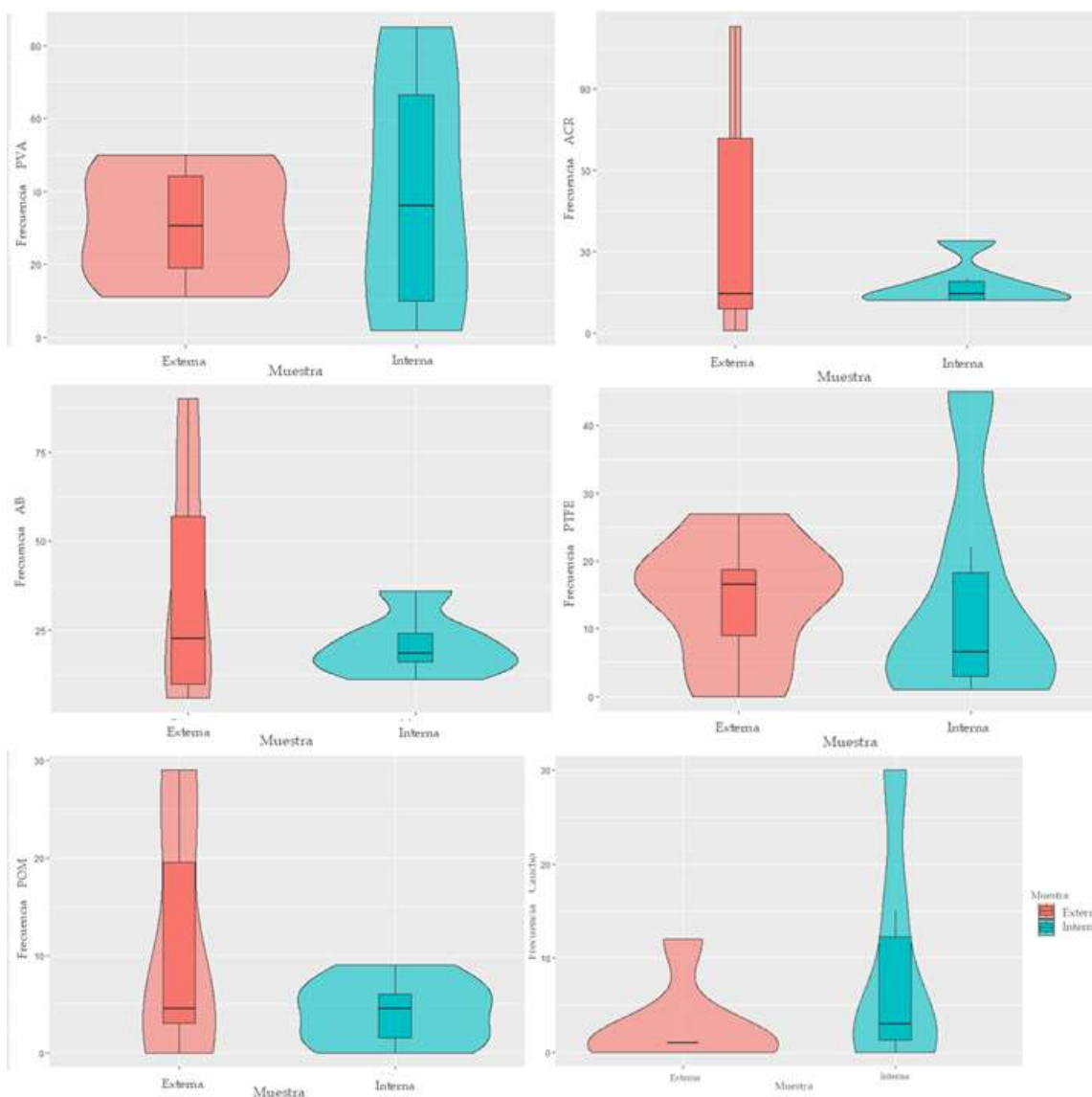


Figura 10. Diagramas de violín de PVA: alcohol polivinílico, ACR: acrilato, AB: acrilonitrilo butadieno, PTFE: politetrafluoroetileno, POM: polioximetileno y

Caucho en la superficie del cuerpo (externo) y el tracto digestivo (interno) de *Apis mellifera*.

Los polímeros de baja frecuencia (0-10 partículas por sitio y región) presentaron valores generalmente bajos (Figura 11). La baja frecuencia de ocurrencia y la presencia de ceros en los conteos en cada sitio de estos polímeros limita la interpretación de sus distribuciones y la capacidad de detectar patrones reales (Menzie et al., 2020; Zuur et al., 2010).

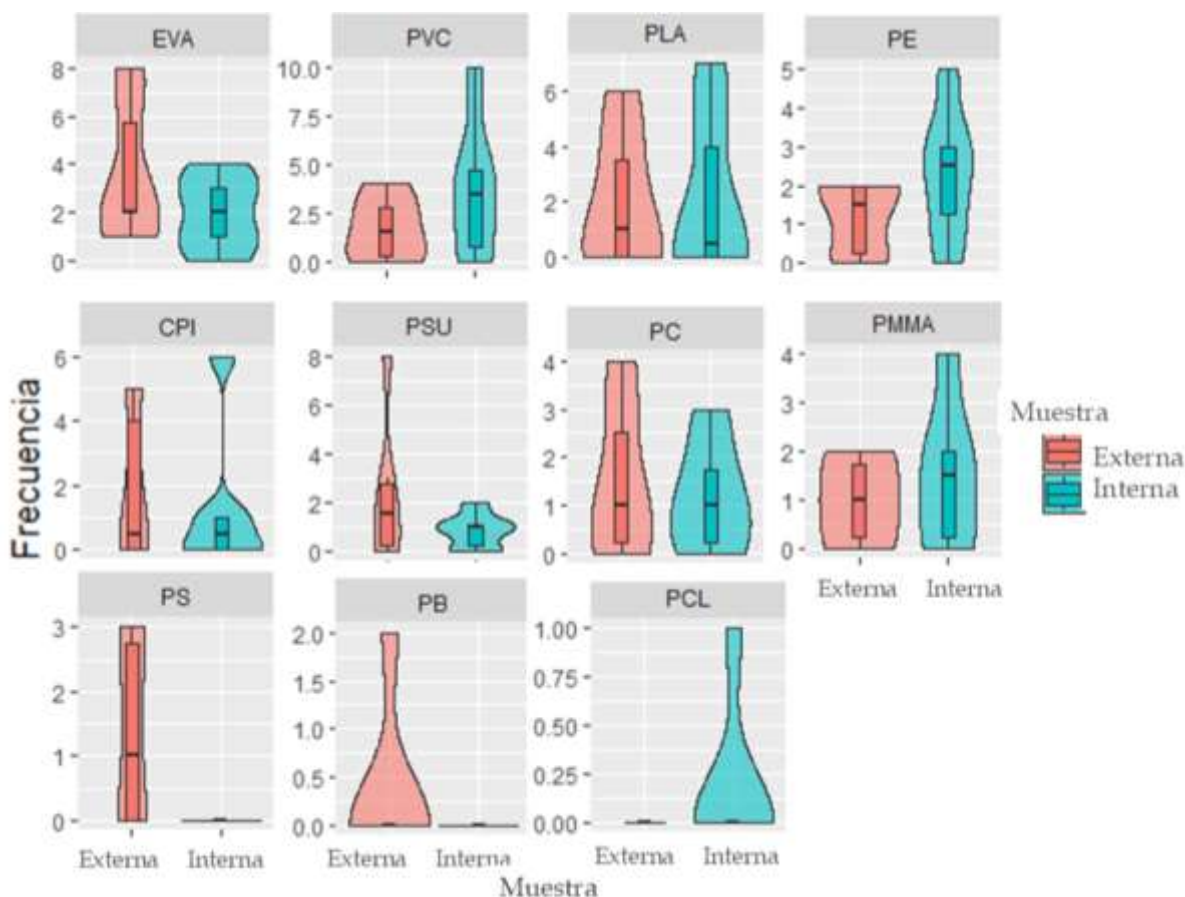


Figura 11. Diagramas de violín de e EVA: etilvinilacetato, PVC: policloruro de vinilo, PLA: ácido poliláctico, PE: polietileno, CPI: Poliimida cristalina, PSU: polisulfona, PC: policarbonato, PMMA: polimetilmetacrilato PS: poliestireno, PB: polibutileno y PCL: policaprolactona en la superficie del cuerpo (externo) y el tracto digestivo (interno) de *Apis mellifera*.

8.2 Análisis de Componentes Principales (PCA)

El primer componente (PC1) explicó más de la mitad de la varianza total (60.06%) y se interpretó como un gradiente de urbanización, ya que la cobertura de superficie permeable, vegetación introducida y la longitud de calles se correlacionaron positivamente con este componente, mientras que la vegetación nativa está correlacionada negativamente. Las variables asociadas con este PC1 corresponden a variables que se utilizan para describir el gradiente de urbanización. Por su parte, el segundo componente (PC2), que explicó el 22.03% de la variación, se asoció principalmente con la distancia de cada sitio a el relleno sanitario de Santa Lucía, así como la proporción de suelo desnudo y áreas agrícolas (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis de componentes principales para las variables medidas en la zona metropolitana de Pachuca. Los valores en negritas indican si la variable se relaciona significativamente con el componente ($P < 0.05$).

Análisis de Componentes Principales		
Variables descriptivas	PC1 (Gradiente de urbanización)	PC2 (Distancias al relleno sanitario de Santa Lucía)
Vegetación nativa	-0.4265239	-0.1739885
Vegetación introducida	0.3885821	0.2754509
Agricultura	-0.3084541	0.3735801
Superficie impermeable	0.4842385	0.0411936
Suelo desnudo	0.2860959	-0.5243667
Longitud de calles	0.4731698	-0.1207131
Distancia a relleno sanitario de Santa Lucía	-0.1780725	-0.6804878
Valor propio	2.0505	1.2419
Varianza explicada	0.6006	0.2203
Varianza acumulada	0.6006	0.821

8.3 Relación entre las partículas externas y los componentes principales

Para los polímeros PP, NPA, ACR, PU, PVA y Caucho el modelo que mejor explicó su frecuencia en la superficie del cuerpo de las abejas fue aquel que incluyó el componente PC1, mostrando en todos los casos una relación positiva (Tabla 5).

Para los polímeros PET, PA, AB, POM, se encontró que su frecuencia se explica mejor con el incremento en la distancia al relleno sanitario (PC2) (Tabla 4). Para el polímero PTFE, el modelo que mejor explicó su frecuencia en el cuerpo de las abejas también incluyó la distancia al relleno sanitario (PC2), pero con una relación negativa (Tabla 5).

Finalmente, no se encontró que la frecuencia de alguno de los polímeros fuera explicada por el modelo nulo (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados del análisis de Modelos Lineales Generalizados (MLG) entre la frecuencia de los polímeros en la superficie del cuerpo de *Apis mellifera* y los componentes principales. PC1: componente principal 1 (gradiente urbanización); PC2: componente principal 2 (distancia al relleno sanitario de Santa Lucía). Los valores en negritas representan el modelo con el mejor ajuste para cada polímero. β representa los coeficientes obtenidos para cada MLG mientras que IC representa los intervalos de confianza al 95%

Tipo de MPs	Variable	AICc	Δ AICc	Valor de P	β	IC
PET	PC2	151.4	0	<0.0001	0.48835	0.5521 a 0.6930
	Nulo	526.5	375.1	<0.0001	5.1609	5.0997 a 5.2209
	PC1	528.4	376.9	<0.0001	0.0297	-0.0028 a 0.0627
PA	PC2	2402.7	0	<0.0001	0.48722	0.4616 a 0.5130
	PC1	3998.3	1595.5	<0.0001	0.0407	0.0277 a 0.0538
	Nulo	4031.4	1628.6	<0.0001	7.0178	6.9937 a 7.0416
PP	PC1	113.6	0	<0.0001	0.07701	0.0274 a 0.1275
	PC2	114.4	0.8	<0.0001	0.12089	0.0396 a 0.2035
	Nulo	117.9	4.3	<0.0001	4.36734	4.2758 a 4.4561
NPA	PC1	268.7	0	<0.0001	0.4718	0.3996 a 0.5483
	PC2	484.3	215.5	<0.0001	0.08099	0.0390 a 0.2044
	Nulo	487.7	219	<0.0001	4.34813	4.2557 a 4.4377
ACR	PC1	235	0	<0.0001	0.38615	0.2960 a 0.4828
	PC2	272.3	37.2	<0.0001	0.4419	0.3130 a 0.5772
	Nulo	317	82	<0.0001	3.69304	3.5640 a 3.8166
PU	PC1	313.1	0	<0.0001	0.49529	0.3873 a 0.6134
	PC2	314.1	1	<0.0001	0.57945	0.6128 a 0.9593
	Nulo	418.0	104.8	<0.0001	3.5695	3.4321 a 3.7008
PVA	PC1	75.9	0	<0.0001	0.1042	0.0243 a 0.1870
	Nulo	77.5	1.6	<0.0001	3.43399	3.2867 a 3.5743
	PC2	81.7	5.8	<0.0001	0.05819	-0.0690 a 0.1880
	PC2	76.1	0	<0.0001	0.8583	0.6839 a 1.0476

AB	Nulo	196.9	120.7	<0.0001	3.5789	3.4421 a 3.7096
	PC1	198.5	122.3	<0.0001	-0.0664	-0.1362 a 0.0040
POM	PC2	74.7	0	<0.0001	0.6596	0.3863 a 0.9685
	PC1	84.2	9.4	<0.0001	0.3080	0.1520 a 0.4833
	Nulo	95.6	20.9	<0.0001	2.383	2.1292 a 2.6162
Caucho	PC1	33.6	0	<0.0001	0.8281	0.3350 a 1.5848
	Nulo	43.5	9.9	<0.0001	0.9808	0.4472 a 1.4338
	PC2	47.1	13.4	<0.0001	0.2806	-0.1679 a 0.7952
PTFE	PC2	62.1	0	<0.0001	-0.3430	-0.5320 a -0.1583
	Nulo	70.4	8.3	<0.0001	2.6626	2.4435 a 2.8667
	PC1	73.4	11.2	<0.0001	-0.0802	-0.1905 a 0.0311

8.4 Relación entre las partículas internas y los componentes principales

Al igual que con las partículas detectadas en la superficie de las abejas, la mayoría de las partículas en el tracto digestivo fueron mejor explicadas por el gradiente de urbanización (PC1) (Tabla 6). En particular, para los polímeros PET y PA, el modelo que mejor explicó su frecuencia fue el PC1, de forma positiva (Tabla 6). Para los polímeros PP, NPA, ACR, PU, PVA, POM, Caucho y PTFE, el modelo que mejor explicó su frecuencia también fue el PC1, pero de manera negativa (Tabla 6).

Finalmente, la frecuencia de AB fue mejor explicada por el PC2 (distancia a rellenos sanitarios), con una relación positiva (Tabla 6).

No se encontró que la frecuencia de alguno de los polímeros dentro del tracto digestivo de las abejas fuera explicada por el modelo nulo (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados del análisis de Modelos Lineales Generalizados entre la frecuencia de los polímeros extraídos del tracto digestivo de *Apis mellifera* y los componentes principales. PC1: componente principal 1 (gradiente de urbanización); PC2: componente principal 2 (distancia al relleno sanitario de Santa Lucía); Nulo: modelo nulo. Los valores en negritas representan el modelo con el mejor ajuste para cada polímero.

Tipo de MPs	Variable	AICc	Δ AICc	Valor de P	B	IC
PET	PC2	151.4	0	<0.0001	0.4883	0.5521 a 0.6930
	Nulo	526.5	375.1	<0.0001	5.1609	5.0997 a 5.2209
	PC1	528.4	376.9	<0.0001	0.0297	-0.0028 a 0.0627
PA	PC2	2402.7	0	<0.0001	0.4872	0.4616 a 0.5130
	PC1	3998.3	1595.5	<0.0001	0.0407	0.0277 a 0.0538
	Nulo	4031.4	1628.6	<0.0001	7.0178	6.9937 a 7.0416

PP	PC1	113.6	0	<0.0001	0.0770	0.0274 a 0.1275
	PC2	114.4	0.8	<0.0001	0.1208	0.0396 a 0.2035
	Nulo	117.9	4.3	<0.0001	4.3673	4.2758 a 4.4561
NPA	PC1	268.7	0	<0.0001	0.4718	0.3996 a 0.5483
	PC2	484.3	215.5	<0.0001	0.0809	0.0390 a 0.2044
	Nulo	487.7	219	<0.0001	4.3481	4.2557 a 4.4377
ACR	PC1	235	0	<0.0001	0.3861	0.2960 a 0.4828
	PC2	272.3	37.2	<0.0001	0.4419	0.3130 a 0.5772
	Nulo	317	82.0	<0.0001	3.6930	3.5640 a 3.8166
PU	PC1	313.1	0	<0.0001	0.4952	0.3873 a 0.6134
	PC2	314.1	1.	<0.0001	0.5794	0.6128 a 0.9593
	Nulo	418.0	104.8	<0.0001	3.5695	3.4321 a 3.7008
PVA	PC1	75.9	0	<0.0001	0.1042	0.0243 a 0.1870
	Nulo	77.5	1.6	<0.0001	3.4339	3.2867 a 3.5743
	PC2	81.7	5.8	<0.0001	0.0581	-0.0690 a 0.1880
AB	PC2	76.1	0	<0.0001	0.8583	0.6839 a 1.0476
	Nulo	196.9	120.7	<0.0001	3.5789	3.4421 a 3.7096
	PC1	198.5	122.3	<0.0001	-0.0664	-0.1362 a 0.0040
POM	PC2	74.7	0	<0.0001	0.6596	0.3863 a 0.9685
	PC1	84.2	9.4	<0.0001	0.3080	0.1520 a 0.4833
	Nulo	95.6	20.9	<0.0001	2.383	2.1292 a 2.6162
Caucho	PC1	33.6	0	<0.0001	0.8281	0.3350 a 1.5848
	Nulo	43.5	9.9	<0.0001	0.9808	0.4472 a 1.4338
	PC2	47.1	13.4	<0.0001	0.2806	-0.1679 a 0.7952
PTFE	PC2	62.1	0	<0.0001	-0.3430	-0.5320 a -0.1583
	Nulo	70.4	8.3	<0.0001	2.6626	2.4435 a 2.8667
	PC1	73.4	11.2	<0.0001	-0.0802	-0.1905 a 0.0311

8.5 Registro visual de posibles microplásticos adheridos a *Apis mellifera*

Se identificaron posibles MPs que presentaron características morfológicas correspondientes a fibras (Figuras 12 y 13), fragmentos (Figura 14) y películas, estas últimas consideradas una subcategoría de los fragmentos (Figuras 13 y 15). Dichas observaciones se presentan únicamente como evidencia visual complementaria.



Figura 12. Posible microplástico en forma de fibra transparente en el tarso de una meta pata de *Apis mellifera*.



Figura 13. Dos posibles microplásticos. a) En forma de película transparente y b): En forma de fibra azul oscura en el ojo compuesto de *Apis mellifera*.

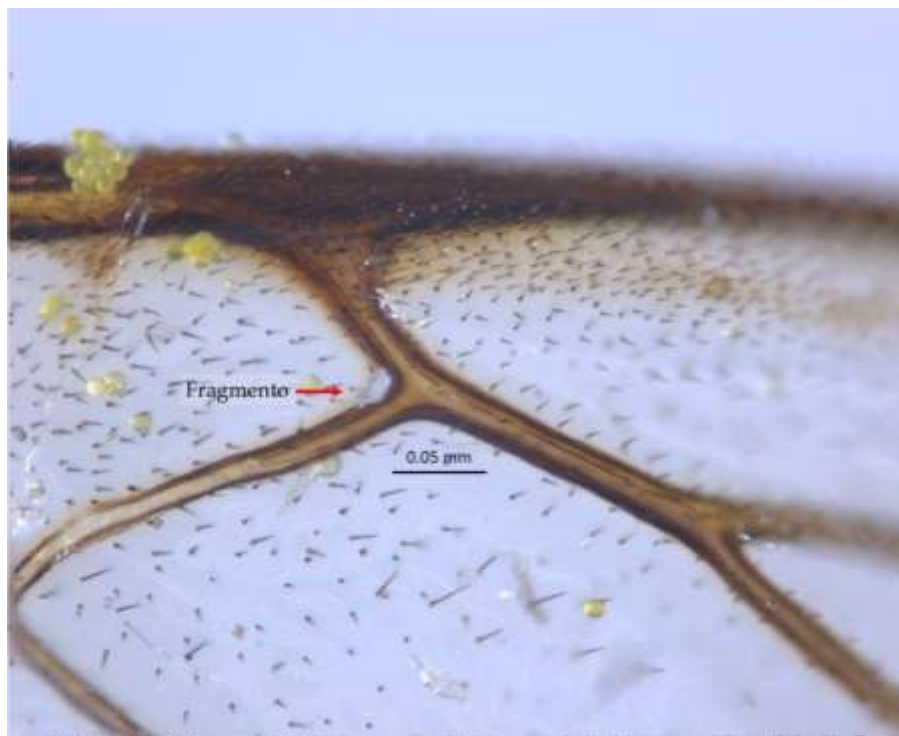


Figura 14. Posible microplástico en forma de fragmento transparente tomada en el ala anterior de *Apis mellifera*.



Figura 15. Posible microplástico en forma de película en la superficie externa (antena) de *Apis mellifera*.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian la amplia dispersión de estos contaminantes en los seis sitios muestreados en la Zona Metropolitana de Pachuca y confirman que los ecosistemas urbanos y periurbanos constituyen ambientes donde las abejas están expuestas de manera continua a partículas plásticas. Asimismo, las partículas identificadas correspondieron a 22 tipos de polímeros, reflejando una elevada diversidad de materiales plásticos presentes en el ambiente de esta región. En conjunto, estos resultados sugieren que *A. mellifera* no solo actúa como un transportador de partículas atmosféricas adheridas a la superficie corporal, sino también como un organismo expuesto activamente a la ingestión de MPs presentes en el ambiente, destacando su potencial como bioindicador integral de contaminación microplástica.

La presencia de MPs adheridos y transportados en la superficie corporal de *A. mellifera* coincide con investigaciones previas que han documentado la capacidad de las abejas para acumular partículas sintéticas suspendidas en el ambiente. Edo et al. (2021) analizaron MPs adheridos a la superficie corporal de 4,187 individuos de *A. mellifera*; sin embargo, encontraron únicamente 125 partículas por microscopia, todas las partículas fueron analizadas posteriormente mediante micro-FTIR, de las cuales 56 fueron confirmadas químicamente como MPs, pertenecientes a 13 tipos de polímeros. El resto de las partículas fueron identificadas visualmente y clasificadas únicamente con base en su morfología. De manera similar, Iannacone et al. (2024) y Gómez-Méndez et al. (2024) realizaron análisis simultáneos en superficies externas y estructuras internas de las abejas; no obstante, la identificación de partículas se efectuó principalmente mediante observación visual y clasificación morfológica. Los conteos reportados por dichos autores fueron considerablemente menores a los observados en esta investigación (menos de 50 partículas por sitio), lo que podría atribuirse al método de identificación.

En contraste con dichos estudios, en el presente trabajo la identificación de los MPs se realizó mediante caracterización química, permitiendo confirmar la presencia de 22 polímeros diferentes. Este aspecto representa una fortaleza metodológica importante, debido a que diversos estudios han señalado que algunas partículas naturales o fibras teñidas pueden interpretarse erróneamente como polímeros sintéticos cuando únicamente se emplean criterios visuales de identificación (Edo et al., 2021). Por lo tanto, la identificación química utilizada en este estudio proporciona una mayor confiabilidad en la determinación de MPs y en la interpretación de la diversidad polimérica presente en las muestras analizadas.

La diversidad de polímeros identificada en el presente estudio (22) superó la reportada por Edo et al. (2021), quienes registraron 13 tipos de polímeros en la

superficie corporal de *A. mellifera*. De manera similar, Altunışık et al. (2025) analizaron la superficie corporal de 262 abejas y, aunque inicialmente identificaron visualmente 96 partículas como posibles MPs, únicamente 34 fueron analizadas mediante micro-FTIR, de las cuales 21 fueron confirmadas químicamente como MPs. En el estudio de Altunışık et al. (2025) se reportaron solamente 5 polímeros (PET, PE, EVA, PA y PP) y el número de partículas por muestra, en su caso por 20 abejas, también fue menor que en este trabajo. Las diferencias entre el presente estudio y lo reportado por Edo et al. (2021) y Altunışık et al. (2025) podrían estar asociadas, en primer lugar, a las limitaciones inherentes de la identificación visual preliminar. Asimismo, factores como las características ambientales de cada región, el grado de urbanización, las fuentes locales de contaminación plástica y la dinámica atmosférica podrían influir en la composición y abundancia de polímeros detectados.

Particularmente, resulta relevante que la poliamida (PA) presentó bajas frecuencias tanto en Edo et al. (2021) como en Altunışık et al. (2025), mientras que en el presente estudio correspondió a uno de los polímeros predominantes tanto en la superficie corporal como en el tracto digestivo. Esta diferencia podría deberse a una mayor cantidad y a un mal manejo de fibras sintéticas, textiles y materiales industriales de los cuales deriva la poliamida en la Zona Metropolitana de Pachuca. Del mismo modo, la elevada presencia de polímeros como PA, PET, PP, NPA y PU encontrados en este trabajo evidencia la influencia de múltiples fuentes antropogénicas relacionadas con actividades urbanas y periurbanas, incluyendo residuos sólidos, materiales de empaque, actividades domésticas, tránsito vehicular y emisiones atmosféricas derivadas del desgaste de materiales sintéticos (Geyer et al., 2017; Carney et al., 2018).

Por otro lado, Arévalo et al. (2024) emplearon una metodología similar a la utilizada por Edo et al. (2021) y Altunışık et al. (2025), realizando inicialmente una identificación visual de la cual obtuvieron una muestra que analizaron mediante microscopía de fluorescencia y posteriormente una confirmación química con micro-FTIR. Como resultado, reportaron 341 partículas en 27 muestras provenientes de 50 abejas, distribuidas en 23 tipos de polímeros, destacando principalmente 4-metilcaprolactama y Nylon 12 (ambos relacionados con poliamidas), además de PE, EPDM (Etil-eno-Propileno-Dieno), PTFE, PA, PC y PET, representando el 73.9 % de las partículas identificadas. La similitud entre el número de polímeros detectados por Arévalo et al. (2024) y el presente estudio, así como la predominancia de polímeros asociados con PA, refuerza la importancia de realizar identificaciones químicas para caracterizar con mayor precisión la diversidad polimérica presente en *A. mellifera*. Además, estos hallazgos sugieren que las abejas pueden reflejar de

manera eficiente la complejidad de las fuentes de contaminación microplástica presentes en ambientes urbanos.

La mayor carga de partículas registradas en la superficie corporal respecto al tracto digestivo coincide con el estudio de Iannacone et al. (2024), sin embargo, en dicho estudio la identificación de las partículas se realizó visualmente con base en su forma (fragmento, fibra, filamento o pellet). Una mayor abundancia de partículas externas que internas sugiere que la deposición atmosférica constituye la principal vía de exposición de *A. mellifera* a los MPs. La abundante presencia de setas en las abejas favorece la adhesión de partículas suspendidas durante el vuelo y el contacto con flores, suelo, agua y otras superficies ambientales. Este patrón coincide con la propuesta de que *A. mellifera* puede funcionar como un biomonitor eficiente de contaminación atmosférica debido a su amplia movilidad, comportamiento de forrajeo y constante interacción con distintos componentes del paisaje urbano y periurbano.

A pesar de que el número de partículas en el tracto digestivo fue menor, su presencia resulta particularmente relevante, ya que evidencia que son susceptibles a ingerir MPs durante el forrajeo o mediante el consumo de recursos contaminados. En este sentido Yong-Jun et al. (2021) demostraron que la exposición a MPs de poliestireno puede alterar la microbiota intestinal de *A. mellifera*, además de inducir estrés fisiológico y posibles efectos subletales en los organismos expuestos. Lo anterior sugiere que la incorporación de MPs al sistema digestivo de las abejas podría representar riesgos potenciales para su salud, afectando procesos fisiológicos esenciales y posiblemente el funcionamiento general de la colonia.

En conjunto, los resultados obtenidos refuerzan la utilidad de *A. mellifera* como organismo bioindicador para evaluar la presencia y dispersión de MPs en ambientes urbanos. Además, la identificación simultánea de partículas en la superficie corporal y en el tracto digestivo aporta evidencia sobre distintas vías de exposición ambiental, lo que contribuye al entendimiento de la interacción entre contaminación microplástica, urbanización y organismos polinizadores en ecosistemas terrestres.

9.1 Análisis comparativo de los polímeros

Los patrones observados en los diagramas de violín sugieren que la presencia de MPs en *A. mellifera* podría estar asociada con múltiples vías de exposición ambiental debido a que la dispersión y densidad variaron entre la superficie corporal y el tracto digestivo. Estas diferencias indican que ciertos polímeros podrían incorporarse preferentemente por deposición atmosférica, mientras que otros podrían estar relacionados con procesos de ingestión durante las actividades de forrajeo.

Los polímeros PA, PET, AB, ACR y POM presentaron una mayor dispersión y frecuencia en la superficie corporal de las abejas, lo que sugiere una mayor influencia de la deposición ambiental de partículas suspendidas en el aire. Del mismo modo, PP y PTFE también mostraron una mayor presencia en la superficie externa; sin embargo, la acumulación de densidad observada en determinados rangos de frecuencia podría indicar eventos recurrentes de exposición o la existencia de fuentes específicas de emisión en algunos sitios de muestreo. La predominancia de estos polímeros en la región externa podría estar relacionada con emisiones derivadas de actividades urbanas, desgaste de materiales sintéticos, fibras textiles, tránsito vehicular y partículas transportadas atmosféricamente.

La elevada presencia de PA y PET en la superficie corporal coincide con lo reportado por Edo et al. (2021), quienes señalaron que las abejas pueden actuar como recolectores pasivos de partículas atmosféricas asociadas con fuentes urbanas y textiles. De manera similar, Iannacone et al. (2024) registraron una mayor abundancia de MPs en la superficie corporal respecto a estructuras internas de *A. mellifera*, sugiriendo que la deposición atmosférica representa una de las principales vías de exposición a MPs en estos organismos. En conjunto, la coincidencia de polímeros predominantes entre distintos estudios sugiere que *A. mellifera* responde consistentemente a fuentes urbanas de contaminación microplástica, particularmente aquellas relacionadas con fibras sintéticas y partículas suspendidas en ambientes urbanizados.

En contraste, polímeros como PU, PVA y Caucho mostraron una mayor concentración y variabilidad en el tracto digestivo, lo que sugiere que su incorporación podría estar asociada principalmente con procesos de ingestión. La presencia de estas partículas en el sistema digestivo podría relacionarse con la recolección de recursos contaminados como agua, néctar o polen, así como con partículas depositadas sobre superficies vegetales durante el forrajeo (Bashir et al., 2024; Alma et al., 2023; Yong-Jun et al., 2021). Asimismo, la acumulación diferencial de ciertos polímeros en el tracto digestivo podría estar influenciada por procesos fisiológicos internos, incluyendo digestión, retención y tránsito intestinal, los cuales podrían modificar la permanencia de las partículas dentro del organismo (Yong-Jun et al., 2021; Alma et al., 2023).

Por otro lado, el polímero NPA presentó patrones similares de concentración y dispersión tanto en la superficie corporal como en el tracto digestivo, lo que podría indicar una vía de exposición mixta asociada tanto con adhesión atmosférica como con ingestión de recursos contaminados. La presencia simultánea de algunos polímeros en ambas regiones refuerza la idea de que *A. mellifera* se encuentra expuesta continuamente a MPs presentes en distintos compartimentos ambientales.

En cuanto a los polímeros raros, aquellos con frecuencias menores a 10 partículas por sitio y región presentaron patrones irregulares o atípicos, por lo que no fueron considerados representativos para realizar interpretaciones ecológicas dentro del presente estudio (Menzie et al., 2020).

9.2 Relación entre las partículas externas con la urbanización y el relleno sanitario de Santa Lucía

Los resultados mostraron que la frecuencia de seis de los polímeros presentes en la superficie de las abejas (PP, NPA, ACR, PVA, PU, y Caucho) se explica de manera positiva por el PC1. La relación positiva entre estos polímeros y la urbanización sugiere que su presencia está asociada a actividades propias de áreas urbanizadas, como el tránsito vehicular, el desgaste de neumáticos, la degradación de infraestructura urbana y la fragmentación de materiales plásticos presentes en entornos altamente antropizados. En particular, las partículas clasificadas como caucho suelen asociarse al desgaste de neumáticos, una fuente ampliamente reconocida de este tipo de MPs en ambientes urbanos (Kole et al., 2017). El PP es uno de los polímeros económicos más abundantes dentro de zonas urbanas, es ampliamente utilizado en envases (botellas, bolsas, recipientes), textiles y productos de consumo (Blanco y Catari, 2023). El NPA suele ser un material que sustituye el metal, vidrio o madera por su bajo costo y durabilidad, es aplicado en infraestructura, transporte y vivienda, sin embargo, las aleaciones son más difíciles de reciclar debiendo a esto su persistencia en altos niveles de urbanización (Utracki y Favis, 1989; Paul, 2012). Con relación a las partículas de ACR, los usos de este polímero en entornos urbanos van desde la construcción, recubrimientos, pinturas y dispositivos ópticos debido a su transparencia y resistencia a la intemperie (Janani et al., 2023). Posteriormente, su degradación por factores ambientales, particularmente a partir de pinturas y recubrimientos, constituye una fuente importante de contaminación por MPs (Xu et al., 2025). Con relación al PVA, es un polímero hidrosoluble ampliamente utilizado en productos domésticos, especialmente en detergentes y películas solubles y en entornos urbanos, su uso intensivo favorece su liberación a través de aguas residuales, donde su degradación depende de la eficiencia de las plantas de tratamiento (Rolsky y Kelkar, 2021). Por último, el PU es utilizado en múltiples aplicaciones urbanas, incluyendo espumas flexibles para mobiliario, materiales de aislamiento en la construcción, recubrimientos y componentes automotrices. Su baja reciclabilidad y alta persistencia favorecen su acumulación y fragmentación contribuyendo a la contaminación urbana (Kemoni y Piotrowska, 2020).

La relación positiva con la urbanización coincide con estudios previos que sugieren que la abundancia de MPs disminuye conforme aumenta la distancia respecto a las áreas urbanizadas, como lo reportaron Edo et al. (2021). De manera similar, Altunışık et al. (2025) señalaron que la contaminación antropogénica influye en el aumento de la prevalencia de MPs en organismos presentes en sitios urbanos. Asimismo, Gómez-Méndez et al. (2024) documentaron una mayor incidencia de MPs que áreas urbanas en comparación con áreas rurales.

Por otro lado, la frecuencia de los polímeros PA, PET, AB y POM fue mejor explicada por la distancia al relleno sanitario (PC2), de manera positiva, lo que sugiere que la abundancia de partículas de estos polímeros incrementa conforme aumenta la distancia al relleno sanitario de Santa Lucía. Este resultado sugiere que, aunque los rellenos sanitarios pueden funcionar como reservorios de estos plásticos, la dispersión de MPs puede propagarse más allá de su zona de origen. Procesos como la dispersión atmosférica o la movilización por escorrentía podrían favorecer el transporte de estas partículas dentro del paisaje urbano (Wojnowska-Baryła et al., 2022). Diversos estudios han señalado que los sitios de disposición final de residuos no representan un destino definitivo para los plásticos, sino que pueden actuar como focos de liberación de MPs hacia el ambiente circundante (Su et al., 2019; Sholokhova et al., 2023; Gupta et al., 2025). Dentro de estos sitios, los plásticos pueden fragmentarse progresivamente en partículas más pequeñas debido a procesos de degradación física, química y ambiental asociados con las condiciones propias del relleno sanitario. La reducción en el tamaño de las partículas puede favorecer su dispersión y transporte a mayores distancias. Específicamente el relleno sanitario de Santa Lucía sufrió un incendio que facilitó la fragmentación de los residuos plásticos presentes, se generaron partículas de menor tamaño con mayor susceptibilidad de transportarse y dispersarse permitiendo que alcanzaran zonas más alejadas del relleno (Amal y Devipriya, 2024). En contraste, la frecuencia de PTFE presentó una relación negativa con la distancia al relleno sanitario, disminuyendo progresivamente en los sitios más alejados. Este patrón podría estar asociado con procesos de fragmentación y dispersión atmosférica de las partículas, los cuales favorecerían su transporte y posterior deposición en áreas cercanas a la fuente de emisión, reduciendo su presencia conforme aumenta la distancia respecto al relleno sanitario. Igualmente, es importante considerar la posible presencia de sitios clandestinos de disposición de residuos, los cuales suelen carecer de medidas de manejo ambiental y pueden favorecer la liberación directa de fragmentos plásticos al ambiente (Li et al., 2021).

9.3 Relación entre las partículas internas y la urbanización

En contraste con los MPs en la superficie del cuerpo de las abejas, la mayoría de los polímeros encontrados en el tracto digestivo de las abejas, a excepción de AB que fue explicado por PC2, fueron explicados por el gradiente de urbanización. La mayoría de estos polímeros (PP, NPA, ACR, PU, PVA, POM, Caucho y PTFE) se relacionaron de forma negativa con la urbanización y dos (PET y PA), de manera positiva.

A diferencia de lo observado en la superficie externa de las abejas, donde el PP, NPA, ACR, PU, PVA y Caucho mostraron una relación positiva con el gradiente de urbanización, en el tracto digestivo estos mismos polímeros presentaron una relación negativa. Este patrón sugiere que las vías de exposición externa e interna a dichos polímeros podrían responder de manera contrastante. Se ha documentado que los MPs presentes en el tracto digestivo de las abejas provienen principalmente de la ingestión de agua y polen contaminados, y probablemente también de néctar, mientras que aquellos adheridos a la superficie corporal se originan principalmente a partir de la deposición de partículas presentes en el aire y el suelo (Bashir et al. 2024). En este contexto, los resultados indican que los polímeros detectados en el tracto digestivo podrían derivar de la ingestión accidental en ambientes menos urbanizados. Un aspecto no considerado en este estudio fue el tamaño de las partículas; sin embargo, durante el proceso de extracción de los MPs se observó que las partículas internas eran notablemente más pequeñas que las externas. Entonces, una posible explicación de este patrón es que en zonas altamente urbanizadas predominan partículas de mayor tamaño, asociadas a una mayor acumulación de residuos plásticos, lo que favorecería su deposición sobre la superficie de las abejas. En contraste, en áreas menos urbanizadas podrían predominar partículas de menor tamaño, producto de la fragmentación y dispersión de plásticos, las cuales serían más susceptibles de ser ingeridas. De este modo, la frecuencia de partículas externas aumentaría con la urbanización, mientras que la de partículas internas disminuiría.

Los polímeros restantes que también se explicaron con el ajuste negativo de PC1 están relacionados con la urbanización. POM es un polímero relacionado con componentes mecánicos, hidráulicos y automotrices, por lo que se relaciona con el tránsito vehicular e infraestructura (Lüftl et al., 2014). Por otra parte, PTFE es un polímero ampliamente utilizado en el recubrimiento de sartenes, sellos y empaques industriales, por lo que su presencia está relacionada con la vida cotidiana (Alaraby et al., 2026). Al igual que los otros polímeros que tuvieron una relación negativa con la urbanización, el POM y el PTFE podrían tener menores tamaños en las zonas menos urbanizadas como consecuencia de una alta dispersión de partículas de menor tamaño (Wojnowska-Baryła et al., 2022).

La relación positiva entre la urbanización y el PET y PA, podría deberse al manejo inadecuado de estos polímeros, considerados de los más abundantes en zonas

urbanas dada su aplicación en textiles y envases como botellas (Carney et al., 2018; Geyer et al., 2017).

En el caso de AB que se relacionó positivamente con la distancia al relleno sanitario de Santa Lucía, este polímero es un derivado del butadieno que se aplica sobre todo en productos automotrices en especial de neumáticos (Um et al., 2023). Por lo que, su frecuencia podría estar relacionada con la degradación de estos residuos en el relleno sanitario, y la consecuente dispersión de partículas de menor tamaño a sitios más distantes del relleno sanitario.

9.4 Síntesis e Implicaciones

En conjunto, los resultados obtenidos en este trabajo evidencian una amplia presencia y diversidad de MPs en *A. mellifera* dentro de la Zona Metropolitana de Pachuca, reflejando la influencia de múltiples fuentes antropogénicas asociadas con ambientes urbanizados. La predominancia de partículas en la superficie corporal respecto al tracto digestivo sugiere que la deposición atmosférica constituye una de las principales vías de exposición; sin embargo, la presencia de polímeros específicos en el sistema digestivo también indica procesos de ingestión durante el forrajeo. Asimismo, las diferencias observadas en la composición polimérica entre ambas regiones corporales sugieren mecanismos diferenciales de incorporación, transporte y retención de partículas dentro del organismo. La elevada riqueza de los polímeros identificados mediante caracterización química refuerza la utilidad de *A. mellifera* como un bioindicador integral de contaminación microplástica en ecosistemas terrestres, particularmente en ambientes urbanos y periurbanos donde convergen diversas fuentes potenciales de emisión.

A pesar de los hallazgos obtenidos, el presente estudio presenta algunas limitaciones que deben considerarse en la interpretación de los resultados. El tamaño de muestra analizado fue relativamente reducido y el diseño de muestreo no incluyó réplicas independientes por sitio; sin embargo, se empleó el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), el cual permite disminuir el riesgo de sobreajuste y seleccionar modelos más parsimoniosos bajo condiciones de baja replicación y estudios observacionales (Burnham y Anderson, 2002). No obstante, futuros trabajos deberían incorporar réplicas espaciales y temporales para fortalecer la representatividad de los patrones observados y evaluar con mayor precisión la variabilidad ambiental de la contaminación microplástica. Asimismo, el estudio estuvo restringido a determinados sitios de muestreo, por lo que la variabilidad espacial y temporal de los MPs en la Zona Metropolitana de Pachuca podría no estar completamente representada. Aunque la identificación química incrementó la

confiabilidad en la caracterización de polímeros, no fue posible determinar de manera directa las fuentes específicas de emisión de cada tipo de microplástico. De igual manera, no se evaluaron variables ambientales complementarias, como concentraciones atmosféricas, contaminación en agua, vegetación o suelo, lo que limita establecer relaciones causales precisas entre las fuentes ambientales y la incorporación de partículas en las abejas. Finalmente, aunque se identificó la presencia de MPs en el tracto digestivo de *A. mellifera*, no se evaluaron posibles efectos fisiológicos, toxicológicos o ecológicos derivados de la exposición a estas partículas. Por ello, futuras investigaciones deberían integrar análisis ecotoxicológicos y fisiológicos que permitan comprender con mayor profundidad las implicaciones biológicas de la contaminación microplástica en organismos polinizadores.

Las implicaciones de este trabajo resaltan la importancia de incorporar organismos polinizadores como herramientas de biomonitoreo para evaluar la dispersión de MPs en ambientes terrestres. La capacidad de *A. mellifera* para reflejar simultáneamente contaminación atmosférica e ingestión de partículas microplásticas permite generar una visión más integral de la dinámica de estos contaminantes en ecosistemas urbanos. Además, los resultados sugieren que las actividades urbanas, la disposición inadecuada de residuos y las emisiones derivadas de materiales sintéticos podrían contribuir significativamente a la exposición ambiental de los polinizadores a MPs. Esto resulta relevante no solo desde una perspectiva ambiental, sino también ecológica y de salud pública. Estudios recientes han reportado la presencia de MPs en miel, polen y abejas tanto en ambientes urbanos como rurales, lo que indica que los polinizadores pueden reflejar la contaminación presente en el paisaje e incluso facilitar la transferencia de contaminantes a lo largo de la cadena trófica (ambiente-flor-abeja-humano) (Schiano et al., 2024). En este sentido, futuros estudios deberían integrar análisis atmosféricos, matrices ambientales y evaluaciones toxicológicas para comprender con mayor profundidad las consecuencias ecológicas de la contaminación microplástica sobre los organismos terrestres y los servicios ecosistémicos que proporcionan.

CONCLUSIONES

El presente estudio evidenció la presencia de MPs en la superficie corporal y el tracto digestivo de *A. mellifera* en distintos sitios de la Zona Metropolitana de Pachuca, lo que respalda su potencial como bioindicador de contaminación plástica en ambientes terrestres. La mayor abundancia de partículas en la superficie corporal sugiere que la deposición atmosférica representa una importante vía de exposición, mientras que la presencia de MPs en el tracto digestivo indica procesos de ingestión relacionados con las actividades de forrajeo. Entre los polímeros más frecuentes destacaron PA y PET, ampliamente utilizados en textiles y envases, lo que sugiere una fuerte influencia de las actividades antropogénicas y del manejo inadecuado de residuos sobre la contaminación ambiental observada.

El análisis de componentes principales mostró que tanto el gradiente de urbanización como la distancia al relleno sanitario de Santa Lucía explicaron gran parte de la variación en la frecuencia de MPs. En la superficie corporal, los polímeros se asociaron con zonas urbanizadas y con la proximidad al relleno sanitario, sugiriendo que estas áreas actúan como fuentes potenciales de emisión y dispersión. Por otro lado, la mayoría de los polímeros registrados en el tracto digestivo se relacionaron principalmente con el gradiente de urbanización, indicando que la ingestión de MPs podría estar influenciada por la dispersión ambiental de partículas asociadas con actividades urbanas.

En conjunto, los resultados destacan el valor de *A. mellifera* como bioindicador de contaminación microplástica y evidencian la existencia de múltiples vías de exposición en organismos terrestres. Asimismo, este estudio representa el primer análisis en México que compara la presencia de MPs en la superficie corporal y el tracto digestivo de *A. mellifera*, aportando evidencia sobre la interacción entre urbanización y contaminación microplástica en polinizadores. Finalmente, se recomienda que futuras investigaciones integren análisis atmosféricos, matrices ambientales y evaluaciones ecotoxicológicas para comprender con mayor profundidad las implicaciones de estos contaminantes emergentes.

LITERATURA CITADA

- Abbasi, S., Moore, F., Keshavarzi, B., Hopke, P. K., Naidu, R., Rahman, M. M., y Karimi, J. (2020). PET-microplastics as a vector for heavy metals in a simulated plant rhizosphere zone. *Science of the Total Environment*, 744, 140984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140984>
- Abbott, B. D., Wolf, C. J., Schmid, J. E., Das, K. P., Zehr, R. D., Helfant, L. y Lau, C. (2007). Perfluorooctanoic acid-induced developmental toxicity in the mouse is dependent on expression of peroxisome proliferator-activated receptor-alpha. *Toxicological sciences*, 98(2), 571-581.
- Alaraby, M., Abass, D., Velázquez, A., Hernández, A., y Marcos, R. (2026). Polytetrafluoroethylene microplastic properties, pollution, toxicity and analysis: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 24(1), 27-59.
- Alma, A., de Groot, G., y Buteler, M. (2023). Microplastics incorporated by honeybees from food are transferred to honey, wax and larvae. *Environmental Pollution*, 320, 121078. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.121078>.
- Altunışık, A., Barcelo, D., y Gallitelli, L. (2025). Pollination under attack: First insights from Türkiye Plain reveal microplastics in bees from both urban and rural areas. *Ecological Indicators*, 178, 114077. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114077>.
- Alvarez-Andrade, A., Wakida, F. T., de Jesus Piñon-Colin, T., Wakida-Kusunoki, A. T., Castillo-Quinones, J. E., y García-Flores, E. (2023). Microplastic abundance in feces of lagomorphs in relation to urbanization. *Science of the Total Environment*, 864, 161025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161025>
- Amal, R., y Devipriya, S. P. (2024). Severe microplastic pollution risks in urban freshwater system post-landfill fire: A case study from Brahmapuram, India. *Environmental Pollution*, 352, 124132.
- Arévalo, P. W., Orellana, V. P., López, P. G. B., y Cajamarca, X. J. (2024). Influence of geographic separation between urban centers and microplastic burden on bees *Apis mellifera*. *One Ecosystem*, 9, e127698. <https://doi.org/10.3897/oneeco.9.e127698>.
- Baena-Díaz, F., Chévez, E., Ruiz de la Merced, F., y Porter-Bolland, L. (2022). *Apis mellifera* en México: Producción de miel, flora melífera y aspectos de

- polinización. Revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 13(2), 525–548. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v13i2.5664>.
- Barnabé, S., Beauchesne, I., Cooper, D. G., y Nicell, J. A. (2008). Plasticizers and their degradation products in the process streams of a large urban physicochemical sewage treatment plant. *Water research*, 42(1-2), 153-162.
- Bashir, S., Ghosh, P., y Lal, P. (2024). Dancing with danger – How honeybees are getting affected in the web of microplastics – A review. *NanoImpact*, 35, 100522. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2024.100522>.
- Biles, J. E., McNeal, T. P., Begley, T. H. y Hollifield, H. C. (1997). Determination of bisphenol-A in reusable polycarbonate food-contact plastics and migration to food-simulating liquids. *Journal of agricultural and food chemistry*, 45(9), 3541-3544.
- Blanco, L., y Catari, E. (2023). Polímero termoplástico: Polipropileno. *Ciencia en Revolución*, 9(26), 476–509.
- Bradley, E. L., Burden, R. A., Leon, I., Mortimer, D. N., Speck, D. R. y Castle, L. (2013). Determination of phthalate diesters in foods. *Food Additives y Contaminants: Part A*, 30(4), 722-734.
- Brotons, J. A., Olea-Serrano, M. F., Villalobos, M., Pedraza, V. y Olea, N. (1995). Xenoestrogens released from lacquer coatings in food cans. *Environmental health perspectives*, 103(6), 608.
- Brydson, J. A. (1999). *Plastics materials*. Butterworth-Heinemann.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/b97636>.
- Cao, X. L. (2010). Phthalate esters in foods: sources, occurrence, and analytical methods. *Comprehensive reviews in food science and food safety*, 9(1), 21-43.
- Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., y Persson, N. K. (2018). Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles: A source of microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1191–1199. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>.

- Caro-Martínez, D. M., Niño-Torres, C. A., Charruau, P., Rendón-von Osten, J., Castelblanco-Martínez, D. N., Mendoza, L. M. R., del Pilar Blanco-Parra, M. (2025). The state of microplastic pollution in México: A review and evolving perspectives. *Science of the Total Environment*, 988, 179772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179772>.
- Conti, M. E., Astolfi, M. L., Mele, G., Ristorini, M., Vitiello, G., Massimi, L., Canepari, S., y Finoia, M. G. (2022). Performance of bees and beehive products as indicators of elemental tracers of atmospheric pollution in sites of the Rome province (Italy). *Ecological Indicators*, 140, 109061. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109061>.
- Cortés-Corrales, L., Flores, J. J., Rosa, A., van der Steen, J. J., Vejsnæs, F., Roessink, I., y Fernández-Alba, A. R. (2024). Evaluation of microplastic pollution using bee colonies: An exploration of various sampling methodologies. *Environmental Pollution*, 350, 124046. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124046>.
- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., y Manzano, C. A. (2020). Microplásticos: Un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Revista Boliviana de Química*, 37(3), 142-157.
- Couvillon, M. J., Schürch, R., y Ratnieks, F. L. W. (2014). Waggle dance distances as integrative indicators of seasonal foraging challenges. *PLOS ONE*, 9(4), e93495. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093495>.
- Cué-Hernández, K. A. (2014). Efectos de la urbanización sobre las comunidades de abejas y abejorros (Hymenoptera: Apoidea) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. *Tesis de licenciatura*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Danforth, B. N., y Poinar Jr, G. O. (2011). Morphology, classification, and antiquity of *Melittosphex burmensis* (Apoidea: Melittosphecidae) and implications for early bee evolution. *Journal of Paleontology*, 85(5), 882-891.
- De Paula, J. C., Doello, K., Mesas, C., Kapravelou, G., Cornet-Gómez, A., Orantes, F. J., y de Pablos, L. M. (2022). Exploring honeybee abdominal anatomy through micro-CT and novel multi-staining approaches. *Insects*, 13(6), 556. <https://doi.org/10.3390/insects13060556>.
- Deanin, R. D. (1975). Additives in plastics. *Environmental health perspectives*, 11, 35.

- Dissanayake, P. D., Kim, S., Sarkar, B., Oleszczuk, P., Sang, M. K., Haque, M. N., y Ok, Y. S. (2022). Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, 209, 112734. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112734>.
- Edo, C., Fernández-Alba, A. R., Vejsnæs, F., van der Steen, J. J., Fernández-Piñas, F., y Rosal, R. (2021). Honeybees as active samplers for microplastics. *Science of the Total Environment*, 767, 144481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144481>.
- Elizalde-Velázquez, G. A., y Gómez-Oliván, L. M. (2021). Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. *Science of the Total Environment*, 780, 146551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551>
- Elzeini, H. M., Ali, A. R. A. A., Nasr, N. F., Elenany, Y. E., y Hassan, A. A. M. (2021). Isolation and identification of lactic acid bacteria from the intestinal tracts of honey bees, *Apis mellifera* L., in Egypt. *Journal of Apicultural Research*, 60(2), 349–357. <https://doi.org/10.1080/00218839.2020.1847399>.
- Farrar, C. L. (1937). The influence of colony populations on honey production. *Journal of Agricultural Research*, 54(12), 945–954.
- Fernandez, M. F., Arrebola, J. P., Taoufiki, J., Navalón, A., Ballesteros, O., Pulgar, R., y Olea, N. (2007). Bisphenol-A and chlorinated derivatives in adipose tissue of women. *Reproductive toxicology*, 24(2), 259-264.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., y Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- Gómez-Aíza, L., y Zuria, I. (2010). Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical*, 21, 17–30.
- Gómez-Méndez, L. D., Robles-Camargo, J. E., Vera-Bravo, R., Moncaleano-Niño, A. M., Devia Castillo, C. A., Ospina-Torres, R., y Amarillo-Suárez, A. R. (2024). Characterization of microplastics in bees and their products in urban and rural areas of the Sabana de Bogotá, Colombia. *Microplastics*, 3(4), 589–598. <https://doi.org/10.3390/microplastics3040038>.
- Gupta, A., Verma, A., y Atri, R. K. (2025). Landfills as a potential source and origin of microplastics: Formation, composition, and environmental risks. *Frontiers*

- in *Environmental Science*, 13, 1689154.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1689154>.
- Hagler, J. R., Mueller, S., Teuber, L. R., Machtley, S. A., y Van Deynze, A. (2011). Foraging range of honey bees, *Apis mellifera*, in alfalfa seed production fields. *Journal of Insect Science*, 11(1), 144. <https://doi.org/10.1673/031.011.14401>.
- Hernández-Medina, M. E., Pimentel, J. V. M., Castellanos, I., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., y Oyarzun, J. C. G. (2025). Metal concentration in honeybees along an urbanization gradient in Central Mexico. *Environmental Research*, 264, 120199. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120199>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., y Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science y Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Hintze, J. L., y Nelson, R. D. (1998). Violin plots: A box plot-density trace synergism. *The American Statistician*, 52(2), 181–184. <https://doi.org/10.1080/00031305.1998.10480559>.
- Hofmann, P. J., Schomburg, L. y Köhrle, J. (2009). Interference of endocrine disruptors with thyroid hormone receptor-dependent transactivation. *Toxicological Sciences*, 110(1), 125-137.
- Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., y Kohn, J. R. (2018). The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1870), 20172140. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>.
- Hurst, C. H. y Waxman, D. J. (2003). Activation of PPAR α and PPAR γ by environmental phthalate monoesters. *Toxicological Sciences*, 74(2), 297-308.
- Iannaccone, J., Seminario, M., Minaya, D., Alvariño, L., Castañeda-Pérez, L., y Tejada, G. (2024). Microplastics in the honey bee (*Apis mellifera*) from urban apiaries in Metropolitan Lima, Peru. *Innovaciencia*, 1, e4450. <https://doi.org/10.15649/2346075X.4450>.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2014*. INEGI.

- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Minimonografía: Delimitación de las zonas metropolitanas de México*. Secretaría de Desarrollo Social, Consejo Nacional de Población y Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Janani, R., Majumder, D., Scrimshire, A., Stone, A., Wakelin, E., Jones, A. H., Wheeler, N. V., Brooks, W., y Bingham, P. (2023). From acrylates to silicones: A review of common optical fibre coatings used for normal to harsh environments. *Progress in Organic Coatings*, 180, 107557. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2023.107557>.
- Jansen, J. A. (2016). Plastics-It's all about molecular structure. *Plastics Engineering*, 72(8), 44-49.
- Jenner, L., Rotchell, J., Bennett, R., Cowen, M., Tentzeris, V., Sadofsky, L. (2022). Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 831, 154907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>.
- Jin, H., Yan, M., Pan, C., Liu, Z., Sha, X., Jiang, C., y Ding, J. (2022). Chronic exposure to polystyrene microplastics induced male reproductive toxicity and decreased testosterone levels via the LH-mediated LHR/cAMP/PKA/StAR pathway. *Particle and Fibre Toxicology*, 19(1), 13.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., y Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.
- Kemona, A., y Piotrowska, M. (2020). Polyurethane recycling and disposal: Methods and prospects. *Polymers*, 12(8), 1752. <https://doi.org/10.3390/polym12081752>.
- Kim, S. W., Petersen, R. V., y Lee, E. S. (1976). Effect of phthalate plasticizer on blood compatibility of polyvinyl chloride. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 65(5), 670-673.
- Kole, P. J., Löhr, A. J., van Belleghem, F. G., y Ragas, A. M. J. (2017). Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>.
- Lanphear, B. P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D. C., y Roberts, R. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113(7), 894-899. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>.

- Lee, E., Ahn, M. Y., Kim, H. J., Kim, I. Y., Han, S. Y., Kang, T. S., y Kim, H. S. (2007). Effect of di (n-butyl) phthalate on testicular oxidative damage and antioxidant enzymes in hyperthyroid rats. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 22(3), 245-255.
- Lehner, R., Weder, C., Petri-Fink, A., y Rothen-Rutishauser, B. (2019). Emergence of nanoplastic in the environment and possible impact on human health. *Environmental Science and Technology*, 53(4), 1748-1765. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05512>.
- Leitz, J., Kuballa, T., Rehm, J., y Lachenmeier, D. W. (2009). Chemical analysis and risk assessment of diethyl phthalate in alcoholic beverages with special regard to unrecorded alcohol. *PloS One*, 4(12), e8127.
- Li, H., Wang, F., Li, J., Deng, S., y Zhang, S. (2021). Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. *Chemosphere*, 264, 128556.
- Lüftl, S., Visakh, P. M., y Chandran, S. (2014). *Polyoxymethylene handbook: Structure, properties, applications and their nanocomposites*. John Wiley y Sons.
- Lusher, A. L., Bråte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., y Welden, N. A. (2020). Is it or isn't it: The importance of visual classification in microplastic characterization. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1139-1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>.
- Martínez, L. M. V. (2023). Efectos potenciales de los microplásticos en la salud humana. *Tesis de licenciatura*, Universidad de Sevilla]. Repositorio Universidad de Sevilla
- Martínez-Pérez de Ayala, L. R., Martínez-Puc, J. F., y Cetzal-Ix, W. R. (2017). *Apicultura: Manejo, nutrición, sanidad y flora apícola*. Universidad Autónoma de Campeche.
- Mathieu-Denoncourt, J., Wallace, S. J., de Solla, S. R., y Langlois, V. S. (2015). Plasticizer endocrine disruption: Highlighting developmental and reproductive effects in mammals and non-mammalian aquatic species. *General and Comparative Endocrinology*, 219, 74-88.
- Mejía-Estrella, I. A., Peña-Montes, C., Peralta-Peláez, L. A., del Real Olvera, J., y Sulbarán-Rangel, B. (2023). Microplastics in sandy beaches of Puerto Vallarta

- in the Pacific coast of Mexico. *Sustainability*, 15(21), 15259. <https://doi.org/10.3390/su152115259>.
- Méndez-Bautista, M. T., y Coreño-Alonso, J. (2010). Relación estructura-propiedades de polímeros. *Educación Química*, 21, 291-299.
- Menzie, C. A., Kashuba, R. O., y Goodfellow, W. L. (2020). Implications of sample size, rareness, and commonness for derivation of environmental benchmarks and criteria from field and laboratory data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110117>.
- Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd ed.). Johns Hopkins University Press.
- Montiel, J., Marmolejo, Y., Castellanos, I., Pérez, F., Prieto, F., Gaytán, J., y Fonseca, M. (2020). Niveles de cadmio, cromo y plomo en abejas (*Apis mellifera*) y sus productos en Hidalgo, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 7, 57-68.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. (2024). *Global atlas expands reach of NOAA microplastics database*. National Centers for Environmental Information. <https://www.ncei.noaa.gov/news/global-atlas-expands-reach-noaa-microplastics-database>
- Olea, N., Pulgar, R., Pérez, P., Olea-Serrano, F., Rivas, A., Novillo-Fertrell, A., y Sonnenschein, C. (1996). Estrogenicity of resin-based composites and sealants used in dentistry. *Environmental health perspectives*, 104(3), 298.
- Papa, G., Maier, R., Durazzo, A., Lucarini, M., Karabagias, I. K., Plutino, M., y Negri, I. (2022). The honey bee *Apis mellifera*: An insect at the interface between human and ecosystem health. *Biology*, 11(2), 233. <https://doi.org/10.3390/biology11020233>.
- Park, S. H. (2018). Types and health hazards of fibrous materials used as asbestos substitutes. *Safety and Health at Work*, 9(3), 360-364. <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2018.01.006>.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., y Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- Paul, D. R., y Barlow, J. W. (1980). Polymer blends. *Journal of Macromolecular Science – Reviews in Macromolecular Chemistry*, 18(1), 109-168. <https://doi.org/10.1080/00222338008056795>.

- Percca-Mendoza, B. (2021). Caracterización físico-química de los microplásticos presentes en el guano de isla del área natural protegida Punta de Coles, Ilo-Moquegua 2019. *Tesis de licenciatura*. Universidad José Carlos Mariátegui.
- Prokić, M. D., Radovanović, T. B., Gavrić, J. P., y Faggio, C. (2019). Ecotoxicological effects of microplastics: Examination of biomarkers, current state and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.001>
- Quigley, T. P., Amdam, G. V., y Harwood, G. H. (2019). Honey bees as bioindicators of changing global agricultural landscapes. *Current Opinion in Insect Science*, 35, 132–137. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.08.001>.
- Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A., y Fa, J. (1998). *Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM.
- Rehse, S., Kloas, W., y Zarfl, C. (2016). Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 153, 91–99.
- Rendón-von Osten, J., Benítez-Torres, J. A., Rojas-González, R. I., Morgado, F., y Borges-Ramírez, M. M. (2023). Microplastics in sediments from the southern Gulf of Mexico: Abundance, distribution, composition, and adhered pollutants. *Science of the Total Environment*, 873, 162290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162290>.
- Rolsky, C., y Kelkar, V. (2021). Degradation of polyvinyl alcohol in U.S. wastewater treatment plants and subsequent nationwide emission estimate. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(11), 6027. <https://doi.org/10.3390/ijerph18116027>.
- Sathyanarayana, S., Karr, C. J., Lozano, P., Brown, E., Calafat, A. M., Liu, F., y Swan, S. H. (2008). Baby care products: possible sources of infant phthalate exposure. *Pediatrics*, 121(2), e260–e268.
- Sauthier, R., l'Anson Price, R., y Grüter, C. (2017). Worker size in honeybees and its relationship with season and foraging distance. *Apidologie*, 48, 234–246. <https://doi.org/10.1007/s13592-016-0470-7>.
- Schiano, M. E., D'Auria, L. J., D'Auria, R., Seccia, S., Rofrano, G., Signorelli, D., y Cocca, M. (2024). Microplastic contamination in the agri-food chain: The case of honeybees and beehive products. *Science of the Total Environment*, 948, 174698. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174698>.

- Schmidt, J. O. (1984). Feeding preferences of *Apis mellifera* L. (Hymenoptera: Apidae): Individual versus mixed pollen species. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 57(2), 323-327.
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). (s.f.). *Atlas Nacional de las Abejas y Derivados Apícolas*. Gobierno de México. <https://atlas-abejas.agricultura.gob.mx/>
- Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano [SEDATU], Consejo Nacional de Población [CONAPO], y Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2015). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. Gobierno de México.
- Sevillano-González, M. (2021). Estudio de la presencia de microplásticos en el erizo de mar *Diadema africanum* en la isla de Tenerife (Islas Canarias). *Tesis de licenciatura*. Universidad de La Laguna.
- Shen, H. Y., Jiang, H. L., Mao, H. L., Pan, G., Zhou, L., y Cao, Y. F. (2007). Simultaneous determination of seven phthalates and four parabens in cosmetic products using HPLC-DAD and GC-MS methods. *Journal of separation science*, 30(1), 48-54.
- Sholokhova, A., Denafas, G., Ceponkus, J., y Omelianenko, T. (2023). Microplastics in landfill bodies: Abundance, spatial distribution and effect of landfill age. *Sustainability*, 15(6), 5017. <https://doi.org/10.3390/su15065017>.
- Shruti, V. C., Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., y Martínez, I. E. (2022). Occurrence and characteristics of atmospheric microplastics in Mexico City. *Science of the Total Environment*, 847, 157601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157601>.
- Su, Y., Zhang, Z., Wu, D., Zhan, L., Shi, H., y Xie, B. (2019). Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. *Water Research*, 164, 114968. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>.
- Sun, Y., Irie, M., Kishikawa, N., Wada, M., Kuroda, N., y Nakashima, K. (2004). Determination of bisphenol A in human breast milk by HPLC with column-switching and fluorescence detection. *Biomedical Chromatography*, 18(8), 501-507.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., y Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the

- environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2027-2045.
- Thompson, H. M. (2003). Behavioural effects of pesticides in bees – Their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology*, 12(1), 317–330. <https://doi.org/10.1023/A:1022575315413>.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., y Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2153-2166.
- Um, G. Y., Kwon, T., Lee, S. H., Kim, W., Kim, J., Kim, H. J., y Lee, J. H. (2023). The influence of styrene content in solution styrene butadiene rubber on silica-filled tire tread compounds. *Polymers*, 15(21), 4288. <https://doi.org/10.3390/polym15214288>.
- Utracki, L. A., y Favis, B. D. (1989). Polymer alloys and blends. *Handbook of Polymer Science and Technology*, 4, 121–185.
- van der Steen, J. J., de Kraker, J., y Grotenhuis, T. (2015). Assessment of the potential of honeybees (*Apis mellifera* L.) in biomonitoring of air pollution by cadmium, lead and vanadium. *Journal of Environmental Protection*, 6(2), 96–102. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.62012>.
- van der Steen, J. J. (2016). *Beehold: The colony of the honeybee (Apis mellifera L.) as a bio-sampler for pollutants and plant pathogens* (Doctoral dissertation, Wageningen University and Research).
- Vandenberg, L. N., Hauser, R., Marcus, M., Olea, N., y Welshons, W. V. (2007). Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reproductive toxicology*, 24(2), 139–177.
- Vásquez-Romero, R. E., Martínez Sarmiento, R. A., Ortega Flórez, N. C., y Maldonado Quintero, W. D. (2012). *Manual técnico de apicultura: Abeja (Apis mellifera)*.
- Verde, M. M. (2014). Apicultura y seguridad alimentaria. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 48(1), 25–31.
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., y Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an

- experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20), 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>.
- Villavicencio-Villena, S. C. (2025). Microplásticos como contaminante ambiental: Riesgos de exposición en instituciones educativas estatales. *Tesis de licenciatura*. Universidad Nacional de Educación Enrique Guzmán y Valle.
- Wang, K., Li, J., Zhao, L., Mu, X., Wang, C., Wang, M., Xue, X., Qi, S., y Wu, L. (2021). Gut microbiota protects honey bees (*Apis mellifera* L.) against polystyrene microplastics exposure risks. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123828. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123828>
- Watts, A. J., Urbina, M. A., Corr, S., Lewis, C., y Galloway, T. S. (2015). Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science and Technology*, 49(24), 14597-14604.
- Welden, N. A., y Cowie, P. R. (2016). Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental Pollution*, 218, 895-900.
- Wiesinger, H., Wang, Z., y Hellweg, S. (2021). Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids. *Environmental Science and Technology*, 55(13), 9339-9351.
- Winfrey, R., Bartomeus, I., y Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 1-22. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>.
- Wojnowska-Baryła, I., Bernat, K., y Zaborowska, M. (2022). Plastic waste degradation in landfill conditions: The problem with microplastics, and their direct and indirect environmental effects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(20), 13223. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013223>.
- Xie, X., Deng, T., Duan, J., Xie, J., Yuan, J., y Chen, M. (2020). Exposure to polystyrene microplastics causes reproductive toxicity through oxidative stress and activation of the p38 MAPK signaling pathway. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110133.
- Xu, Y., Li, H., Zhao, T., y Rillig, M. C. (2025). Spray paint-derived microplastics influence soil properties and microbial activity through their composite

- composition. *Journal of Hazardous Materials*, 140009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.140009>.
- Yan, Z., Teng, M., He, W., Liu, A., Li, Y., y Wang, P. (2019). Impervious surface area is a key predictor for urban plant diversity in a city undergone rapid urbanization. *Science of the Total Environment*, 650, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.025>.
- Yong-Jun Liu, Qiao, N.-H., Diao, Q.-Y., Jing, Z., Vukanti, R., Dai, P.-L., y Ge, Y. (2021). Gut microbiota protects honey bees (*Apis mellifera* L.) against polystyrene microplastics exposure risks. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123828. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123828>.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., y Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology*, 47(13), 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>.
- Zhang, E., Kim, M., Rueda, L., Rochman, C., VanWormer, E., Moore, J., y Shapiro, K. (2022). Association of zoonotic protozoan parasites with microplastics in seawater and implications for human and wildlife health. *Scientific Reports*, 12(1), 6532. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10485-5>.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., y Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>