



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS
BIOMONITOREO DE MICROPLÁSTICOS Y
ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN
AGROECOSISTEMAS DE LA RESERVA DE LA
BIOSFERA BARRANCA DE METZTITLÁN

Para obtener el título de
Doctora en Ciencias Ambientales

PRESENTA
Ariadna Yarely Gamero Vega

Director
Dr. Carlos Alexander Lucho Constantino

Dra. Rosa Icela Beltrán Hernández-UAEH
Dra. Luz María Del Razo Jiménez-CINVESTAV
Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan-UAEH
Dra. Ana María Herrera González-UAEH
Dra. Esperanza Huerta Lwanga-WUR
Dra. Maricela Villanueva Ibáñez -UPP

Mineral de la Reforma, Hgo., México julio 2026



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Basic Sciences

Director

Mineral de la Reforma, Hgo., a 24 de junio de 2026

Número de control: ICBI-D/1213/2026

Asunto: Autorización de impresión de tesis.

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

Por este conducto le comunico que el comité revisor asignado a la **Mtra. Ariadna Yarely Gamero Vega**, alumna del Doctorado en Ciencias Ambientales (Tradicional) con número de cuenta **472612**, autoriza la impresión del proyecto de tesis titulado **"Biomonitoreo de microplásticos y elementos potencialmente tóxicos en agroecosistemas de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán"**, en virtud de que se han efectuado las revisiones y correcciones pertinentes.

A continuación, se registran las firmas de conformidad de los integrantes del comité revisor.

PRESIDENTA	Dra. Rosa Icela Beltrán Hernández
SECRETARIA	Dra. Iriana Leticia Zuria Jordán
1 ^{er} VOCAL	Dr. Carlos Alexander Lucho Constantino
2 ^{do} VOCAL	Dra. Maricela Villanueva Ibáñez
3 ^{er} VOCAL	Dra. Ana María Herrera González
1 ^{er} SUPLENTE	Dra. Luz María Del Razo Jiménez
2 ^{do} SUPLENTE	Dra. Esperanza Huerta Lwanga

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

Mtro. Gabriel Vergara Rodríguez
Director del ICBI

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

"Amor, Orden y Progreso"



uaeh.edu.mx

Aportaciones derivadas de la tesis doctoral

La tesis realizada por la alumna Ariadna Yarely Gamero Vega con número de CVU (836540) CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología), en el Área Académica de Química de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo bajo la dirección del Doctor Carlos Alexander Lucho Constantino produjo las siguientes aportaciones:

Presentación en eventos académicos:

Participación como ponente con el tema: “Mapa de Potencial Riesgo de Contaminación por Metales Pesados en Agroecosistemas en un Área Natural Protegida», en el XIX Congreso Internacional y XXV Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Campus Universitario Sur de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, Tamaulipas, México, 19 al 21 de octubre de 2022.

Presentación en modalidad cartel del trabajo: “Bioacumulación de Cd y Pb en cultivos en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán” En el área de Ingeniería Ambiental en el XLIV Encuentro Nacional de la AMIDIQ. Huatulco, Oaxaca, México, 30 de mayo al 2 de junio del 2023.

Participación como ponente con el tema: “Elementos Potencialmente Tóxicos en un Agroecosistema de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán” Durante los trabajos del XX Congreso Internacional y XXVI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, en las Instalaciones del Campus Chetumal bahía de la Universidad Autónoma del Estado de Quintana Roo, 14 al 16 de junio de 2023.

Colaboración en trabajo presentado en modalidad ponencia: “Evaluación del grado de contaminación por microplásticos en la abeja europea (*Apis mellifera*) en la zona metropolitana de Pachuca” en el IX Congreso Mexicano de Ecología celebrado en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 6 al 11 de octubre de 2024.

Presentación en modalidad cartel del trabajo: “Microplásticos en Agua Superficial en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, México” En el área de Materiales y Polímeros en el XLVI Encuentro Nacional de la AMIDIQ, San José del Cabo, Baja California Sur, México, del 13 al 16 de mayo de 2025.

Colaboración en trabajo presentado en modalidad cartel del trabajo: “Macroplásticos como Vectores de Elementos Potencialmente Tóxicos en Suelos” En el XLVII Encuentro Nacional de la AMIDIQ Quintana Roo 2026

Publicaciones:

Artículo bajo el título: “Assessment of Potentially Toxic Elements in Water from the Protected Natural Area Barranca de Metztlán, Mexico, and Human Health and Ecological Risk” en la revista environments, editorial MDPI, con un factor de impacto de 3.7. DOI <https://doi.org/10.3390/environments12100367> en 2025.

Artículo bajo el título: “Macroplásticos como vectores de elementos potencialmente tóxicos en suelos Macroplastics as vectors of potentially toxic elements in soils” en la revista Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales. ISSN: 2395-8405 en 2025.

Artículo enviado bajo el título: “Resident birds as a potential biomonitor of microplastic pollution in a Mexican protected natural área” en la revista International Journal of Environmental Science and Technology, editorial Springer, con un factor de impacto de 3.4 en 2025.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca de manutención que me permitió dedicarme en tiempo completo al desarrollo de la presente investigación.

Al Consejo de Ciencia y Tecnología e Innovación de Hidalgo (CITNOVA) por la beca para realizar una estancia en el extranjero en el periodo de mayo a noviembre del 2024.

Al Soil Physics and Land Management Group (SLM) de Wageningen University and Research (WUR), por permitirme realizar una estancia de investigación que derivó en la obtención de resultados para la presente tesis.

**Ciencia y
Tecnología**

Secretaría de Ciencia, Humanidades,
Tecnología e Innovación



CITNOVA

CONSEJO DE CIENCIA, TECNOLOGÍA
E INNOVACIÓN DE HIDALGO



Dedicatoria

Hace varios años veía muy lejana la fecha en la que pudiera seguir haciendo investigación y realizar un doctorado. Entendía que varios de mis compañeros de maestría pensarán en que aspirar a un grado más sería algo masoquista después de haber dedicado tanto tiempo a los estudios. No puedo estar más feliz de haber tomado la decisión de continuar formándome como científica porque al final de cuentas, me gusta investigar, aprender y conocer personas que comparten la misma pasión. Por supuesto, el camino hacia la obtención del grado de doctora no es un camino solitario y si he llegado hasta el final de este camino, ha sido en buena parte gracias a todas las personas que estuvieron para apoyarme. Por eso, quiero dedicar este trabajo a mis profesores, amigos, compañeros y a mi familia que me acompañaron a lo largo de estos años.

Esta aventura comenzó gracias al Dr. Carlos Lucho, quien confió en mis capacidades como persona y como científica. Le agradezco que estuvo al pendiente de que tuviera lo necesario para realizar con éxito la investigación y siempre estuvo dispuesto a apoyarme en adquirir los conocimientos y habilidades que me servirían no solo para el doctorado sino para el resto de mi carrera en las ciencias.

Agradezco a mi comité, por interesarse en esta investigación, por sus aportes en cada fase, por su tiempo y su disposición para ayudar a que se cumplieran los objetivos. Un especial agradecimiento a la Dra. Iriana Zuria por ayudarme en lo relacionado con el muestreo de aves, por compartirme sus conocimientos y por recibirme en su laboratorio siempre de manera tan cálida. Quisiera agradecer también de manera especial a la Dra. Esperanza Huerta, por recibirme en la Wageningen University and Research y por ayudarme a que mi estancia en Países Bajos fuera placentera y productiva. A la Dra. Ana María Herrera por apoyarme en lo que respecta al análisis de polímeros, por su tiempo y su interés en esta investigación. A la Dra. Icela Beltrán por ayudarme a resolver mis dudas, por su apoyo y su paciencia, a la Dra. Luz Ma. Del Razo por compartir sus conocimientos y por su tiempo. Finalmente, un agradecimiento a la Dra. Maricela Villanueva por su disposición en a apoyar en el desarrollo de este proyecto

Hay personas que marcaron la diferencia en este camino, y agradezco haber coincidido con todas ellas. Porque más allá del compañerismo por trabajar en la misma institución o en el mismo laboratorio muchas de esas personas se convirtieron en amigos. Rosangel, Bri, Circe, Moni, Kevin y Andrés, gracias por su ayuda, por su apoyo, por las pláticas y las risas, por las comidas juntos y por los consejos. A Norman, Brandon, Pedro y Luis por su apoyo en el trabajo de laboratorio. A Tanese por su ayuda en el manejo de los equipos de absorción atómica.

Agradezco a mi familia porque siempre me han apoyado. A mi primo Martín por acompañarme a la aventura de hacer muestreos, a mi tía Beatriz, mi tío Polo, mi tía Berta, a mi tía Ana Sara y a mi tío Adrián por hacerme sentir acompañada en Pachuca y en el rancho. A mi papá, a mi mamá y a mis hermanos por siempre confiar en mí, por echarme porras, por ayudarme en los muestreos, aunque eso significara perdernos un poco en lugares lejanos e inhóspitos.

A David, por acompañarme siempre a pesar de la distancia, por su paciencia y su apoyo.

A Capitán y a Chomak por ser mis animales de apoyo emocional, por cuidarme y protegerme.

“Finalmente de tanto dormir y tanto leer, se le secó el cerebro y perdió completamente la razón.”

-Miguel de Cervantes Saavedra, Don Quijote

“La mayor aventura es la que nos espera. Hoy y mañana aún no se han dicho. Las posibilidades, los cambios son todos vuestros por hacer. El molde de su vida en sus manos está para romper.”

- J.R.R. Tolkien, El Hobbit

ÍNDICE

ABREVIATURAS Y UNIDADES DE MEDIDA	18
RESUMEN	20
ABSTRACT	21
1. INTRODUCCIÓN	22
2. Marco teórico	23
2.1 Monitoreo y biomonitoreo	24
2.2 Análisis de riesgo	26
2.3 Elementos potencialmente tóxicos	26
2.4 Microplásticos	27
2.5 Agroecosistemas	27
2.6 Áreas naturales protegidas	28
2.7 Aproximación <i>Una salud</i> en la investigación	28
3. ANTECEDENTES	28
3.1 Contaminación por MP y EPT en agroecosistemas	29
3.2 Riesgo ecológico por presencia de MP y EPT en agroecosistemas	33
3.3 Monitoreo y biomonitoreo de elementos potencialmente tóxicos y microplásticos	33
4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	35
5. JUSTIFICACIÓN	36
HIPÓTESIS GENERAL	37
6. OBJETIVOS	38
6.1 Objetivo general	38
6.2 Objetivos específicos	38

**7. CAPÍTULO I. ANÁLISIS DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR ELEMENTOS
POTENCIALMENTE TÓXICOS Y MICROPLÁSTICOS CON SISTEMAS DE INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA_____ 39**

7.1 Introducción_____ 39

7.2 Materiales y métodos _____ 40

7.2.1 Definición espacial y temporal_____ 40

7.2.2. Selección de variables y análisis de datos _____ 41

Obtención de datos y variables _____ 41

Procesamiento de datos _____ 43

Variables socioeconómicas _____ 47

Obtención del mapa de riesgo de contaminación _____ 53

7.3 Resultados y discusión_____ 54

7.3.1 Distribución de variables _____ 54

7.3.2 Uso de SIG en análisis de contaminación _____ 58

7.4 Conclusiones _____ 59

**8. CAPÍTULO II. Determinación de las concentraciones de EPT en suelo, agua de riego,
cultivos para consumo humano y aves para determinar la magnitud de la contaminación
por EPT y su posible influencia en la salud humana y ecosistémica. _____ 60**

8.1 Introducción_____ 60

8.2 Metodología _____ 61

8.2.1 Elección de los biomonitores y cultivos de estudio _____ 61

8.2.2 Muestreo _____ 62

8.2.2.1 Muestreo de suelo_____ 63

8.2.2.2 Muestreo de agua _____ 63

8.2.2.3 Muestreo de aves_____ 63

8.2.2.4 Muestreo de cultivos _____ 64

8.2.3 Caracterización fisicoquímica _____ 65

8.2.3.1 Caracterización fisicoquímica del suelo _____ 65

8.2.3.2 Caracterización fisicoquímica del agua_____ 69

8.2.4 Análisis de resultados_____ 72

8.3 Resultados y discusión_____ 73

8.3.1 Análisis fisicoquímico del suelo	73
8.3.2 Análisis fisicoquímico del agua.	79
8.3.3 Determinación de EPT en cultivos	84
8.3.4 Determinación de EPT en sangre de aves	92
8.3.5 Coincidencias entre el mapa del índice de riesgo de contaminación y los resultados de concentración de MP	100
8.3.6 Relación entre la concentración de EPT en matrices bióticas y abióticas.	105
8.4 Conclusiones	110
9. CAPÍTULO III. Determinación de las concentraciones de microplásticos en el suelo, en el agua de riego y en las aves.	113
9.1 Introducción	113
9.2 Metodología	114
9.2.1 Elección de biomonitores	114
9.2.2 Muestreo	114
9.2.2.1 Muestreo de suelo	115
9.2.2.2 Muestreo de agua	116
9.2.2.3 Muestreo de aves	117
9.2.3 Determinación de microplásticos	117
9.2.3.1 Determinación de microplásticos en suelo	117
9.2.3.2 Determinación de microplásticos en agua	120
9.2.3.3 Determinación de microplásticos en aves	120
9.2.4. Análisis de resultados	121
9.3 Resultados y discusiones	125
9.3.1 Concentración de microplásticos en suelo	125
9.3.2 Concentración de microplásticos en agua	139
9.3.3 Concentración de microplásticos en contenido gástrico de aves	151
9.3.4 Coincidencias entre el mapa de índice de riesgo de contaminación y los resultados de concentración de MP	168
9.3.5 Relación entre la concentración de MP presentes en matrices bióticas y abióticas.	170
9.3.6 Relación entre las concentraciones de EPT y MP presentes en matrices bióticas y abióticas.	172
9.4 Conclusiones	178
10. CAPÍTULO IV. Análisis de riesgo ecosistémico y de la salud humana.	181

10.1 Introducción	181
10.2 Metodología	183
10.2.1 Sitio de estudio	183
10.2.2 Población de estudio	183
10.2.3 Análisis de riesgo	183
10.3 Resultados y discusiones	189
10.3.1 Concentración de EPT en agua superficial	189
10.3.2 Evaluación de riesgos ecológicos y para la salud humana	190
10.4 Conclusiones	199
11. Conclusiones generales	201
REFERENCIAS	204
Anexos	237

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites internacionales y nacionales de elementos potencialmente tóxicos en el suelo, el agua, los vegetales y los animales. _____	31
Tabla 2. Variables relacionadas con presencia emisión o transporte de EPT y MP para el análisis con SIG en la RBBM. _____	42
Tabla 3. Valores asignados a las variables para el proceso de reclasificación (relación con contaminación por EPT y MP: 1 = menor relación – 5 = mayor relación). _____	44
Tabla 4. Valores de reclasificación de variables relacionadas con la contaminación por EPT y MP y su biodisponibilidad en la RBBM (relación con la contaminación por EPT y MP: 1 = menor relación – 5 = mayor relación). _____	45
Tabla 5. Profundidad media de suelo de las capas vectoriales del porcentaje de arcilla en la RBBM. _____	51
Tabla 6. Profundidad media del suelo de las capas vectoriales de pH en la RBBM. _	52
Tabla 7. Muestras de cultivos colectados en la RBBM. _____	64
Tabla 8. Valores de referencia para la clasificación de la materia orgánica en suelos.	66
Tabla 9. Clasificación de pH. Recuperado de NOM-021-SEMARNAT-2000. _____	67
Tabla 10. Valores obtenidos para las variables de caracterización fisicoquímica del suelo en agroecosistemas de la RBBM. _____	74
Tabla 11. Concentraciones de Pb, Cd y Hg (ppm) en el suelo de agroecosistemas de la RBBM. 	75
Tabla 12. Valores obtenidos para las variables de caracterización fisicoquímica del agua de riego en agroecosistemas de la RBBM. _____	80
Tabla 13. Concentraciones de Pb, Cd y Hg en el agua de riego de agroecosistemas de la RBBM. 	81
Tabla 14. Concentraciones de Pb, Cd y Hg (ppm) en cultivos para consumo humano de agroecosistemas de la RBBM. _____	84

Tabla 15. Niveles máximos de EPT (ppm) establecidos por el Codex Alimentarius para cultivos destinados al consumo humano.	86
Tabla 16. Factor de bioconcentración de Pb, Cd y Hg a los cultivos muestreados en la RBBM.	90
Tabla 17. Concentraciones de Cd y Hg (ppm) en la sangre de aves residentes en agroecosistemas de la RBBM.	93
Tabla 18. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Pb en cultivos y en las fracciones de suelo de la RBBM.	106
Tabla 19. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Cd en sangre de aves, cultivos, agua y suelo de la RBBM.	107
Tabla 20. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Hg en sangre de aves, cultivos, agua y suelo de la RBBM.	109
Tabla 21. Concentración de MP en suelos agrícolas de la RBBM.	125
Tabla 22. Índice de Simpson de los tipos de polímeros de los MP en los suelos de la RBBM.	131
Tabla 23. Índice de Simpson de las formas de MP en el suelo de la RBBM.	135
Tabla 24. Índice de Simpson del tamaño de los MP en suelos agrícolas de la RBBM.	138
Tabla 25. Concentración promedio de MP presentes en el agua de riego de la RBBM.	139
Tabla 26. Índice de Simpson de los tipos de polímeros de los MP en agua de la RBBM.	145
Tabla 27. Índice de Simpson de las formas de MP en la RBBM.	148
Tabla 28. Índice de Simpson del tamaño de los MP en la RBBM.	150
Tabla 29. Concentración promedio de MP presentes en contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM.	151

Tabla 30. Media y desviación estándar de las concentraciones de MP (MP/muestra) según el tipo de polímero presente en el contenido gástrico de cada familia de aves capturadas en la RBBM. 157

Tabla 31. Matriz de correlaciones de Spearman que muestra las correlaciones entre la concentración de MP en el contenido gástrico de aves, en el agua y en el suelo. ____ 171

Tabla 32. Correlación entre las concentraciones de MP y de EPT en matrices bióticas y abióticas (IC del 95%). _____ 173

Tabla 33. Correlación entre las concentraciones de MP y de Cd en matrices bióticas y abióticas (IC del 95%). _____ 176

Tabla 34. Grupos de población, peso corporal promedio y consumo de agua según la edad. 186

Tabla 35. Dosis de referencia por vía oral y factor de pendiente del cáncer en los EPT evaluados. _____ 188

Tabla 36. Riesgo ecológico (adimensional) basado en el LD y el LQ del GFAAS. ____ 192

Tabla 37. Índice de riesgo no cancerígeno (HI, adimensional) por exposición oral a Cd y Hg en los sitios de muestreo de la RBBM. _____ 197

Tabla 38. Índice de riesgo no carcinogénico (HI, adimensional) por exposición oral a Cd y Hg basado en el LD y el LQ del método analítico usado (GFAAS). _____ 198

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Contaminación por EPT en redes tróficas. Exposición a contaminantes.	25
Figura 2. Fuente, destino y toxicidad de los EPT y MP (elaboración propia).	30
Figura 3. Localización de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán.	41
Figura 4. Variables relacionadas con el riesgo de contaminación por elementos potencialmente tóxicos.	42
Figura 5. Capas de las 10 variables consideradas (elaboración propia)	56
Figura 6. Mapa de riesgo potencial de contaminación por EPT y MP en la RBBM y en sitios de muestreo seleccionados (elaboración propia).	57
Figura 7. Metodología de muestreo y procesamiento de muestras para la determinación de Pb, Cd y Hg en sangre de aves, vegetales, sedimento, suelo y agua.	62
Figura 8. Especies de aves muestreadas en agroecosistemas de la RBBM.	92
Figura 9. Concentración de Cd en la sangre de aves de la RBBM.	96
Figura 10. Concentración de Cd en la sangre de aves según el sitio de muestreo.	97
Figura 11. Concentración de Cd en la sangre de aves de la RBBM.	98
Figura 12. Concentración de Hg en la sangre de aves de la RBBM.	100
Figura 13. Concentración de EPT en el suelo en los sitios de muestreo de la RBBM.	101
Figura 14. Concentración de EPT en agua en sitios de muestreo de la RBBM.	102
Figura 15. Concentración de EPT en los cultivos de los sitios de muestreo de la RBBM.	103
Figura 16. Concentración de EPT en aves de los sitios de muestreo de la RBBM.	105
Figura 17. Metodología de muestreo y procesamiento de muestras para la determinación de microplásticos en aves, sedimento, suelo y agua.	115
Figura 18. Muestreador de microplásticos utilizado en los canales de riego de la RBBM.	

Figura 19. Proporción de cada tipo de polímero respecto del total de partículas de MP analizadas en el suelo de la RBBM.	128
Figura 20. Distribución de tipos de polímeros en agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	129
Figura 21. Concentración de MP según el tipo de polímero en el suelo de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	130
Figura 22. Porcentaje de MP del suelo de la RBBM según su morfología.	133
Figura 23. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el suelo de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	134
Figura 24. Proporción de cada tipo de polímero presente en las 1760 partículas de MP analizadas en el agua de la RBBM.	142
Figura 25. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	143
Figura 26. Concentración de MP según el tipo de polímero en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	144
Figura 27. Porcentaje de MP del agua de la RBBM según su morfología.	146
Figura 28. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo.	147
Figura 29. Dieta principal de los ejemplares muestreados según la familia a la que pertenecen, en la RBBM.	154
Figura 30. Distribución de la concentración de MP (MP/espécimen) por familia de aves muestreada en la RBBM.	155
Figura 31. Proporción de cada tipo de polímero presente en las 3749 partículas de MP analizadas del contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM.	156
Figura 32. Concentración de diferentes polímeros (MP/espécimen) en las familias de aves Columbidae, Turdidae, Passeridae, Fringillidae y Thraupidae.	160

Figura 33. Composición química de los MP identificados en las muestras de contenido gástrico de especímenes de aves de la RBBM.	161
Figura 34. Morfología de los MP: su porcentaje respecto del total de MP en el contenido gástrico de las aves capturadas en la RBBM.	162
Figura 35. Composición química de MP con diferentes morfologías observadas en el contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM.	163
Figura 36. Concentración de MP en el suelo de los sitios de muestreo de la RBBM.	168
Figura 37. Concentración de MP en el agua de los sitios de muestreo de la RBBM.	169
Figura 38. Concentración de MP en aves de los sitios de muestreo de la RBBM.	170
Figura 39. Coeficiente de riesgo ambiental (CP) por exposición a EPT en la RBBM.	191
Figura 40. Mapa de calor del nivel de riesgo no carcinogénico (HQ) en humanos asociado a la exposición oral a EPT (elementos potencialmente tóxicos) en las aguas superficiales de la RBBM.	195

ABREVIATURAS Y UNIDADES DE MEDIDA

Tipo	Abreviatura / Símbolo / Unidad	Significado
Abreviatura	EPT	Elementos potencialmente tóxicos
Abreviatura	MP	Microplásticos
Abreviatura	RBBM	Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán
Abreviatura	SIG	Sistemas de Información Geográfica
Abreviatura	GIS	Geographic Information Systems
Abreviatura	BCF	Factor de bioconcentración
Abreviatura	LD	Límite de detección
Abreviatura	CE	Conductividad eléctrica
Abreviatura	CIC	Capacidad de intercambio catiónico
Abreviatura	Eh	Potencial redox
Abreviatura	MO	Materia orgánica
Símbolo químico	Pb	Plomo
Símbolo químico	Cd	Cadmio
Símbolo químico	Hg	Mercurio
Técnica analítica	ICP-OES / ICP-OE	Espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente
Técnica analítica	AAS	Espectroscopía de absorción atómica
Técnica analítica	GFAAS	Espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito
Técnica analítica	LDIR	Espectroscopía infrarroja directa por láser
Unidad de concentración	ppm	Partes por millón
Unidad de concentración	ppb	Partes por billón
Unidad de concentración	mg/kg	Miligramos por kilogramo

Unidad de concentración	mg/L	Miligramos por litro
Unidad de concentración	MP/kg	Microplásticos por kilogramos
Unidad de concentración	MP/L	Microplásticos por litro
Unidad de concentración	MP/especimen	Microplásticos por espécimen
Unidad física	μS/cm	Microsiemens por centímetro (conductividad eléctrica)
Unidad física	mV	Milivoltios (potencial redox)
Unidad física	°C	Grados Celsius
Unidad física	m/s	Metros por segundo
Unidad física	L/s	Litros por segundo
Unidad física	m ³	Metros cúbicos
Unidad física	cm	Centímetros
Unidad física	mm	Milímetros
Unidad física	μm	Micrómetros
Unidad física	Ha	Hectáreas

RESUMEN

La contaminación ambiental por elementos potencialmente tóxicos (EPT) y microplásticos (MP) representa una problemática emergente con implicaciones para la salud humana y ecosistémica. En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la relación entre las concentraciones de EPT y MP en matrices bióticas y abióticas de agroecosistemas en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán (RBBM), así como analizar su potencial riesgo ecológico y para la salud.

La metodología integró análisis espaciales mediante sistemas de información geográfica (SIG), así como estrategias de monitoreo y biomonitoreo ambiental. Con el uso de SIG se identificaron zonas con distintos niveles de riesgo de contaminación, destacando áreas de riesgo medio y medio-alto asociadas a la presencia de actividades agrícolas y urbanas. Posteriormente, se seleccionaron sitios de muestreo en los que se determinaron concentraciones de Pb, Cd y Hg en suelo, agua de riego, cultivos y sangre de aves, así como la presencia de MP en suelo, agua y en el contenido gástrico de aves.

Los resultados evidenciaron que el suelo actúa como el principal reservorio de EPT, mientras que el Cd y el Hg también se detectaron en el agua de riego, en ocasiones superando los límites permisibles. Se observó bioacumulación de EPT en cultivos destinados al consumo humano, particularmente en frijol y maíz, con concentraciones que, en algunos casos, excedieron los estándares internacionales, lo que implica un riesgo a la salud. En aves utilizadas como biomonitores, se detectaron concentraciones de Cd y Hg asociadas a una exposición reciente y a posibles efectos subletales.

Asimismo, se identificó la presencia de MP en todas las matrices evaluadas, lo que evidencia su distribución y su potencial de interacción con EPT. Las correlaciones entre las concentraciones de EPT y MP entre matrices sugieren una dinámica compleja, influida por múltiples factores ambientales.

En conjunto, los resultados revelan la existencia de un escenario de contaminación moderada pero relevante en la RBBM, con implicaciones para la salud humana y para la fauna. Este estudio resalta la importancia del monitoreo ambiental integral y la necesidad de implementar estrategias de gestión y seguimiento en agroecosistemas ubicados dentro de áreas naturales protegidas.

ABSTRACT

Environmental pollution by potentially toxic elements (PTE) and microplastics (MP) has emerged as a critical issue with implications for ecosystem integrity and human health. This study aimed to evaluate the relationship between PTE and MP in biotic and abiotic matrices of agroecosystems within the Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán (RBBM), Mexico, and to assess their potential ecological and health risks under an integrated approach.

A combined methodology was implemented, including spatial analysis using geographic information systems (GIS) and environmental monitoring and biomonitoring strategies. GIS analysis identified areas with varying contamination risk levels, highlighting moderate to high-risk zones associated with agricultural and urban activities. Based on this, representative sampling sites were selected to determine concentrations of Pb, Cd, and Hg in soil, irrigation water, crops, and avian blood, as well as the occurrence of MPs in soil, water, and bird gastric contents.

Results indicated that soil is the primary reservoir of PTE, while Cd and Hg were also detected in irrigation water, occasionally exceeding national and international thresholds. Bioaccumulation of PTE was observed in food crops, particularly in beans and maize, with concentrations surpassing international safety standards in several cases, suggesting potential risks to human health. Biomonitoring revealed detectable levels of Cd and Hg in birds, indicating recent exposure and possible sublethal effects.

MPs were identified across all analyzed matrices, confirming their widespread distribution in agricultural environments and their potential interactions with PTE. Correlation analyses of PTE and MP concentrations across matrices suggested that complex contaminant dynamics were influenced by multiple environmental and anthropogenic factors.

Overall, the findings reveal moderate yet significant contamination within the RBBM, with implications for food safety, wildlife health, and environmental quality. This study underscores the importance of integrated monitoring approaches and supports the implementation of long-term environmental management strategies in protected agroecosystems.

1. INTRODUCCIÓN

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) y los microplásticos (MP) son algunos de los contaminantes que pueden generarse como resultado de actividades antropogénicas (Sherlock et al., 2022). Si bien estos dos grupos de contaminantes no siempre provienen de fuentes comunes, su destino puede ser el mismo, los ecosistemas. La creciente preocupación por la presencia de estos contaminantes en el ambiente se debe a su toxicidad y a sus posibles interacciones con otros contaminantes. Por un lado, se sabe que los EPT tienen relación con afecciones a la salud a nivel multisistémico (Zhang et al., 2020); en cuanto a los MP, además de causar daños físicos a los organismos, también pueden interferir en el nivel de exposición y toxicidad de los EPT cuando están en contacto con ellos debido a que pueden actuar como vectores (Lin et al., 2023). Por ejemplo, el Pb se adsorbe más fácilmente en las superficies de bolsas de polietileno y de ácido poliláctico que en las de otros polímeros, y se ha evidenciado la facilidad con la que dicho elemento puede liberarse en el interior de los organismos a través de los procesos digestivos (Lin et al., 2023). Por lo anterior, ha crecido el interés por estudiar la magnitud de la contaminación producida por los EPT y los MP, así como el riesgo que representan para los organismos, en especial en sistemas agrícolas, donde la transferencia de los primeros ocurre a través de las redes tróficas.

En la Reserva de la Barranca de Metztitlán (RBBM), la agricultura es una de las principales actividades económicas (Comisión Nacional de Áreas Nacionales Protegidas [CONANP], 2003). En este sitio, a pesar de ser un área natural protegida, se ha reportado contaminación por EPT en el río Metztitlán, cuyas aguas se utilizan para el riego de los terrenos agrícolas (González-Salazar et al., 2015). Aunado a esto, a lo largo del cauce del efluente existen posibles fuentes tanto de EPT como de MP. Sin embargo, existe poca información sobre los niveles de contaminación por EPT en los agroecosistemas de la RBBM, así como sobre el riesgo que representan para la salud. En cuanto a los MP, aún no hay información publicada sobre la magnitud de la contaminación ni sobre su posible interacción con EPT.

Por tal motivo, en este proyecto se tiene como objetivo evaluar la relación entre las concentraciones de MP y EPT en elementos bióticos y abióticos de agroecosistemas de la RBBM, a fin de analizar el riesgo potencial ecológico y para la salud humana. El presente trabajo está dividido en 4 capítulos (secciones 7 a 10) que corresponden a cada uno de los objetivos específicos del proyecto. En el capítulo 1 (sección 7), “Análisis del riesgo de contaminación por elementos potencialmente tóxicos y microplásticos con sistemas de información geográfica”, se describe el desarrollo de un mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM mediante el cual se identificaron los sitios de muestreo. En el capítulo 2 (sección 8), “Determinación de las concentraciones de elementos

potencialmente tóxicos en suelo, agua de riego, cultivos para consumo humano y aves para determinar la magnitud de la contaminación por EPT y su posible influencia en la salud humana y ecosistémica”, se aborda la concentración de Pb, Cd y Hg en matrices bióticas y abióticas de agroecosistemas de la RBBM. En el capítulo 3 (sección 9), “Determinación de las concentraciones de microplásticos en el suelo, en el agua de riego y en las aves”, se aborda la determinación de MP en matrices bióticas y abióticas de la RBBM, así como su caracterización en cuanto a tamaño y forma. Finalmente, en el capítulo 4 (sección 10), “Análisis de riesgo ecosistémico y de la salud humana”, se explica el análisis de riesgo por exposición a Cd y Hg en el agua de la RBBM.

2. Marco teórico

La creciente actividad antropogénica asociada a los hábitos de consumo de la sociedad ha resultado en el aumento de las emisiones y de las depositaciones de diversas sustancias que pueden afectar la salud de los seres vivos. Algunas de esas sustancias, por ejemplo, los EPT, pueden encontrarse en pequeñas concentraciones de forma natural en el ambiente. Sin embargo, cuando esas concentraciones se incrementan, es decir, cuando se vuelven contaminantes (Manahan, 2000), pueden representar un riesgo para la salud de los organismos expuestos y para el medio ambiente que los rodea. Por otro lado, algunos contaminantes de origen únicamente antropogénico, como los plásticos, actualmente son de interés sanitario debido a su persistencia en el ambiente y a sus interacciones con otros contaminantes y con los seres vivos (Jiang et al., 2022).

Ejemplos de actividades humanas asociadas a la generación de algunos tipos de contaminantes que afectan negativamente las *esferas ambientales* (biosfera, hidrosfera, geosfera, atmósfera y antroposfera) son: la urbanización; la demanda y uso de productos farmacéuticos humanos y veterinarios (*p. ej.*, antibióticos); el uso de agroquímicos, el cual se ha incrementado con la necesidad de obtener mayor producción agrícola; y el consumo de productos plásticos que una vez desechados se desintegran hasta formar MP y se distribuyen en el ambiente (Zhang et al., 2020; Zwolak et al., 2019). Entre los contaminantes que han generado gran interés por sus efectos deletéreos sobre la salud y por su capacidad de perdurar en el tiempo se encuentran los llamados contaminantes persistentes, entre los cuales se incluyen los EPT (Gavrilescu, 2008). Aunado a lo anterior, una variedad de sustancias, entre ellas productos farmacéuticos y MP, se han categorizado como contaminantes de preocupación emergente. Dicha categoría se refiere a sustancias no reguladas ni monitoreadas, cuya presencia en el ambiente recientemente se ha considerado contaminación. Además, las sustancias mencionadas podrían tener efectos negativos en los seres vivos, por lo que

su reciente evaluación ha permitido reconocerlas como potenciales amenazas para la salud humana (U.S. Environmental Protection Agency [EPA], 2008).

2.1 Monitoreo y biomonitoreo

De acuerdo con lo anteriormente mencionado, la presencia de contaminantes ambientales es evidente y puede variar en su composición, lo que representa un riesgo mayor o menor para la salud, dependiendo de las concentraciones y de la toxicidad potencial de sus componentes. La toxicidad de cada contaminante puede ser diferente de acuerdo con su naturaleza, con la dosis, la ruta de exposición, la duración de la exposición ya sea aguda (en un tiempo corto) o crónica (en un tiempo prolongado) a la que se sometan los organismos, así como del estado de salud y de las características propias de los organismos expuestos (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2019). La presencia de contaminantes en el medio ambiente también es relevante por la posibilidad de transferencia a los organismos del ecosistema afectado. En el caso de los EPT, pueden ser bioacumulados en los organismos expuestos a ellos, es decir, pueden concentrarse en los tejidos de los organismos como resultado de una exposición prolongada incluso a dosis bajas (García-Fernández et al., 2020; Haddadi et al., 2025). Lo anterior, puede resultar en efectos adversos a la salud a nivel individual o afectar a organismos que se encuentran en niveles tróficos más altos (Fig. 1), como resultado de la biomagnificación, que se define como el aumento de la concentración de los contaminantes en los niveles tróficos elevados (Ali y Khan, 2019).

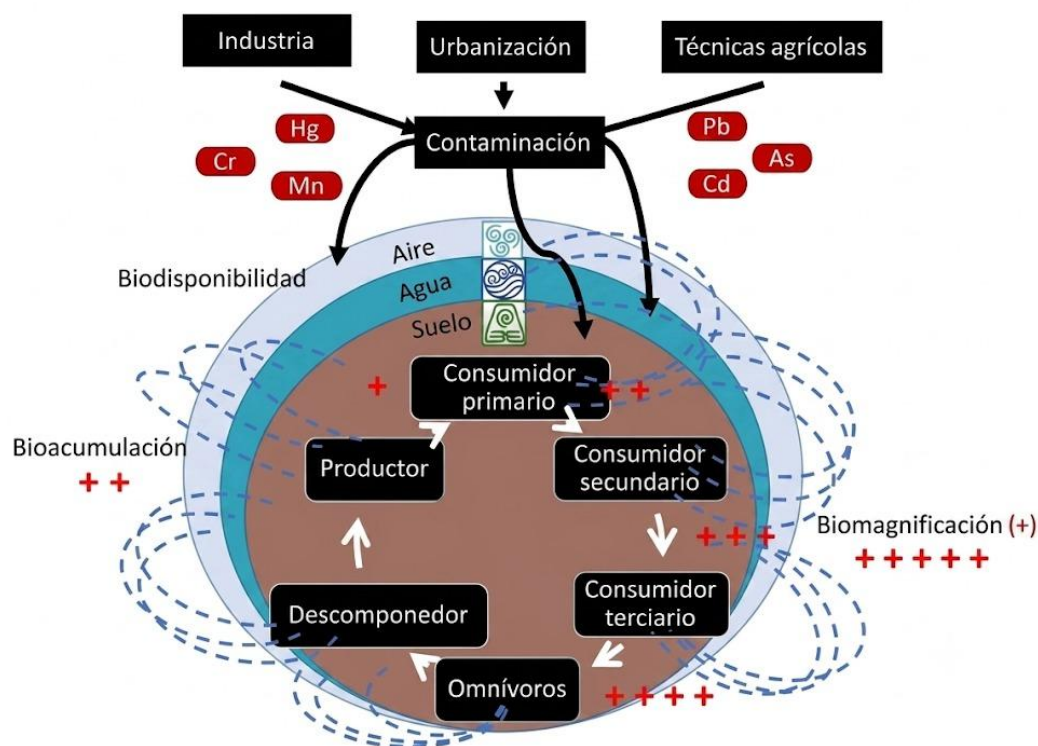


Figura 1. Contaminación por EPT en redes tróficas. Exposición a contaminantes. + Biomagnificación de EPT. Fuente: elaboración propia.

Debido a la problemática ocasionada por la presencia de contaminantes y sus implicaciones sanitarias, ha surgido la necesidad de realizar estudios que proporcionen información sobre los tipos de contaminantes presentes en el ambiente, sus fuentes, su destino y sus efectos en los organismos. En este sentido, el monitoreo de contaminantes es una herramienta mediante la cual se ha obtenido dicha información y que ha permitido evaluar niveles y tendencias de la contaminación en diferentes ecosistemas (Haddadi et al., 2025; Vaid et al., 2024). Con este propósito, se han utilizado monitores abióticos como el agua, aire o suelo (Briseño-Bugarín et al., 2024; Gündoğdu y Avcioğlu, 2026) o componentes bióticos (biomonitores) como líquenes (Kaynar et al., 2018), plantas (Gupta et al., 2022) o animales (Haddadi et al., 2025; Sherlock et al., 2022), de los cuales se puede obtener información sobre la contaminación de las distintas esferas ambientales. Mientras que los monitores abióticos permiten estimar la exposición de los organismos a los contaminantes ambientales, el biomonitoreo ayuda a determinar la concentración interna de estos contaminantes en los organismos estudiados (bioconcentración). Esta última resulta de la exposición del biomonitor a contaminantes provenientes de diferentes fuentes y de la fracción de la sustancia que puede ser transportada a

través de su sistema circulatorio, es decir, la fracción biodisponible de la sustancia (Page y Maddison, 2008).

Aunado a lo anterior, la información toxicológica disponible sobre diferentes especies acerca de los efectos producidos ante la exposición a los contaminantes permite evaluar las concentraciones de contaminantes en relación con las implicaciones en la salud de los biomonitores (Ackerman et al., 2024). De esta manera, los resultados del biomonitoreo de contaminantes pueden compararse con concentraciones de referencia, es decir, con aquellas a las que se espera que no haya efectos negativos en la salud (ATSDR, 2019). De acuerdo con lo anterior, la implementación de monitoreo y biomonitoreo en el mismo lugar de estudio es un proceso complementario que puede aportar información para la evaluación de riesgos por exposición a contaminantes (Nassif et al., 2021).

2.2 Análisis de riesgo

Se considera un riesgo la posibilidad de que los organismos presenten efectos negativos relacionados con la exposición a un estresor (EPA, 2022). Por lo tanto, la presencia de contaminantes en el ambiente podría representar un riesgo para los organismos que están en contacto con el sitio contaminado. Un procedimiento útil para conocer la naturaleza y la magnitud del riesgo que puede enfrentar un receptor (humano, animal o planta) es el análisis de riesgo. Dicho análisis depende de tres factores: 1) cantidad del contaminante presente en el ambiente, 2) nivel de exposición del receptor al medio contaminado y 3) efecto negativo sobre los receptores (EPA, 2022). Esta evaluación, generalmente iterativa, es necesaria para obtener información que permita a los tomadores de decisiones adoptar medidas que protejan la salud de los receptores (EPA, 2022).

2.3 Elementos potencialmente tóxicos

Los metales pesados son elementos con una densidad mayor a 5 g/cm³; están presentes en todos los ecosistemas, son persistentes y pueden acumularse en el ambiente y en los organismos expuestos. De manera natural pueden ser distribuidos en el ambiente por medio de fenómenos como la erosión, la escorrentía, las emisiones provenientes de erupciones volcánicas y su posterior depositación en los suelos. Sin embargo, actualmente la mayor contribución de estas sustancias al ambiente se da por las emisiones y depositaciones resultantes de algunas actividades humanas tales como la agrícola, urbana e industrial (Bjerregaard et al., 2022). Algunos metales y metaloides se consideran EPT, los cuales son prioritarios por sus implicaciones en la salud (*p. ej.*, Cd, Cr, Pb y As) (EPA, 2014). Dichos elementos pueden ser introducidos en las redes tróficas por medio de la ruta de exposición oral, pueden ser bioacumulados y posteriormente biomagnificados en aquellos organismos que se encuentran en niveles altos de la cadena alimenticia (López-Perea y Mateo,

2018), lo cual amenaza la salud de los organismos debido a que interfieren en los procesos metabólicos normales (Ackerman et al., 2024).

2.4 Microplásticos

Las propiedades físicas y químicas de los plásticos sumadas a su bajo costo los han convertido en un material popular, con una gran variedad de aplicaciones entre las cuales podemos encontrar la industria cosmética, el sector salud y en productos decorativos (Guo et al., 2020). Lo anterior ha propiciado el incremento de su producción hasta 25 veces en 4 décadas (Guo et al., 2020; Sutherland et al., 2010) y con ello ha incrementado la cantidad de desechos plásticos que se disponen diariamente a nivel mundial (Kleme et al., 2020; Wang et al., 2022). Con respecto a lo anterior, se han identificado algunas actividades humanas relacionadas con la contaminación por plásticos, entre las que se encuentran el turismo, el tráfico vehicular (debido al desgaste de las llantas), la actividad pesquera y la actividad agrícola (por el uso de materiales plásticos) (Sahai et al., 2025). Estos desechos tienden a fragmentarse debido a diversos factores físicos y químicos, como la radiación ultravioleta, la erosión, la actividad animal (Islam et al., 2025) y los procesos fotooxidativos, lo que genera partículas sólidas e insolubles menores de 5 mm, también llamadas microplásticos (Liro et al., 2023). Los MP se consideran contaminantes emergentes que, por su naturaleza y su capacidad de interactuar con otros contaminantes, pueden provocar efectos negativos en humanos, plantas y animales (Kumar et al., 2021). A pesar de que dichos contaminantes se han estudiado principalmente en zonas acuáticas, las fuentes de contaminación más importantes en estos ecosistemas provienen de los sectores industriales terrestres. Aunado a esto, es probable que los suelos sean uno de los mayores sumideros de MP, ya que en las zonas terrestres se depositan alrededor del 80% de los residuos plásticos globales (Geyer et al., 2017).

2.5 Agroecosistemas

Uno de los sistemas terrestres en donde se han encontrado, tanto EPT como MP, son los agroecosistemas (Reis et al., 2025; Sahai et al., 2025). Lo anterior es relevante porque los agroecosistemas son lugares de importancia para la vida humana, ya que en ellos se producen alimentos; además, estos ecosistemas pueden contribuir con servicios ecosistémicos de los que depende la vida humana y la de otros organismos. Un ejemplo de lo anterior es que favorecen la polinización, el reciclaje de nutrientes, el secuestro de carbono y la reducción de algunas plagas (Vidaller y Dutoit, 2022). Por lo anterior, se estudian cada vez más los efectos negativos que puede tener la presencia de EPT en estos ecosistemas y sus posibles interacciones con otros contaminantes, como los MP (Chang et al., 2022; Liu et al., 2024). De hecho, una de las interacciones entre estos dos grupos de contaminantes que ha generado mayor interés es la

capacidad de los MP para adsorber algunos EPT, lo cual incrementa la exposición por parte de los organismos presentes en el ecosistema contaminado (Hodson, 2017; Liu et al., 2024).

2.6 Áreas naturales protegidas

Como se mencionó anteriormente, los EPT y los MP son contaminantes que se distribuyen en todos los ecosistemas. Sin embargo, existen sitios donde se espera que la presión antropogénica sea menor por diversas razones, entre ellas la conservación de los ecosistemas y de las especies que los habitan. A nivel nacional estos sitios se nombran áreas naturales protegidas (ANP), las cuales corresponden a zonas del territorio mexicano que quieren ser preservadas o restauradas. Estos sitios están divididos en la zona núcleo y la zona de amortiguamiento. En la zona núcleo solo es posible realizar actividades de conservación que no alteren los ecosistemas. Por otro lado, en la zona de amortiguamiento, las comunidades humanas residentes pueden aprovechar los recursos naturales, entre ellos la agricultura (CONANP, 2021). Las actividades desarrolladas en dicha zona pueden generar contaminación por EPT y MP, cuya presencia puede causar daños a la salud humana y a la de otros organismos que comparten esas áreas, ya sea como residentes o de manera ocasional, como en el caso de las aves migratorias (CONANP, 2003).

2.7 Aproximación *Una salud* en la investigación

Debido a que en las ANP la población humana comparte territorio con otras especies, es posible que los problemas de contaminación ambiental tengan repercusiones en la salud de los humanos y de otros organismos que habitan en el ecosistema contaminado. Para estudiar este tipo de problemáticas, en las que surgen preguntas relacionadas con la intersección de las dimensiones humano-animal-ambiente, puede utilizarse la aproximación de Una Salud (Lebov et al., 2017). Esta aproximación tiene como objetivo identificar oportunidades para mantener y mejorar simultáneamente la salud en las tres dimensiones mencionadas. La presente investigación aborda la problemática de la contaminación por EPT y MP de manera multidimensional desde el enfoque de Una Salud.

3. ANTECEDENTES

Las actividades humanas como la minería, el uso de algunos medios de transporte, el consumo de productos con envolturas, han sido necesarios para mantener el estilo de vida de la creciente población humana. Sin embargo, dichas actividades también han resultado en la emisión y el depósito de contaminantes, que hoy en día se encuentran en todo el planeta (Bjerregaard et al., 2022; Bläsing y Amelung, 2018). Entre ellos, los MP y los EPT son de interés actual por su toxicidad

y sus interacciones con otros contaminantes (Lin et al., 2023). Aunada a las emisiones y a la deposición de EPT en el ambiente, se ha reportado que la contaminación por MP facilita su transporte a través de las redes tróficas (Hamed et al., 2026). Lo anterior se debe a la capacidad de los MP para adsorber EPT y transportarlos a través de las esferas medioambientales (Lin et al., 2023).

El estudio de la interacción de EPT y MP se ha realizado mayormente en ecosistemas acuáticos y en menor medida en zonas terrestres (Brázová et al., 2021; Rossatto et al. 2023; Sahai et al., 2025). Sin embargo, el interés del estudio en los agroecosistemas es creciente, pues la contaminación de cualquiera de los elementos que los componen (agua, suelo y aire) puede afectar la inocuidad de los alimentos producidos debido a la transferencia de contaminantes del agua, del suelo y del aire a las plantas (Armienta et al., 2020; Sahai et al., 2025). Lo anterior es relevante dada la intensificación de la agricultura, en la que, con el objetivo de mejorar la producción de alimentos, se han implementado prácticas que pueden ser fuente de EPT, como el uso de agroquímicos o de MP, como el uso de coberturas plásticas (Mng'ong'o et al., 2021).

3.1 Contaminación por MP y EPT en agroecosistemas

Entre las fuentes de MP que pueden contaminar los suelos se encuentran el uso de insumos plásticos, la aplicación de enmiendas contaminadas con plásticos, el agua de riego ya sea residual tratada, no tratada e incluso por agua de efluentes y cuerpos de agua, así como los depósitos de basura en sitios clandestinos y la deposición atmosférica (Corradini et al., 2021; Lwanga et al., 2022). Por otro lado, entre las fuentes de EPT que pueden contaminar los suelos se encuentran la quema de combustibles fósiles y de basura, el riego con agua contaminada y las zonas urbanas, donde se emiten metales que pueden contaminar el aire y el agua y, finalmente, depositarse en los suelos. Además, el uso de fertilizantes y pesticidas se asocia con la presencia de EPT en suelos agrícolas (Bjerregaard et al., 2022; Yue et al., 2025).

Existen algunas fuentes de contaminación que pueden aportar tanto MP como EPT a los suelos (Fig.2). Reichert et al. (2019) realizaron una revisión sobre el uso de aguas residuales en áreas de cultivo en Latinoamérica y observaron concentraciones de MP y otros contaminantes emergentes más elevadas que en otras matrices ambientales como el aire o el suelo. Por lo anterior, el vertimiento de aguas contaminadas en el suelo se relaciona con la contaminación del suelo. De manera similar, en México se ha reportado la biodisponibilidad de EPT en cultivos irrigados con aguas residuales no tratadas, con altas concentraciones de Pb, As y Hg (Guedron et al., 2014). Por

otro lado, de acuerdo con Gupta et al. (2022) una de las principales fuentes que contribuyen a la contaminación de suelos por EPT, que pueden bioacumularse en los cultivos, son las emisiones vehiculares por combustión y el desgaste de piezas, así como la presencia cercana de la industria. Sumado a las fuentes de contaminación de MP y EPT, factores como las características fisicoquímicas del suelo y el agua (*p. ej.*, pH, textura, % de materia orgánica) así como las especies animales y vegetales tienen influencia en la bioacumulación de EPT y la abundancia de MP (Gupta et al., 2019; Winder y Emslie, 2012).

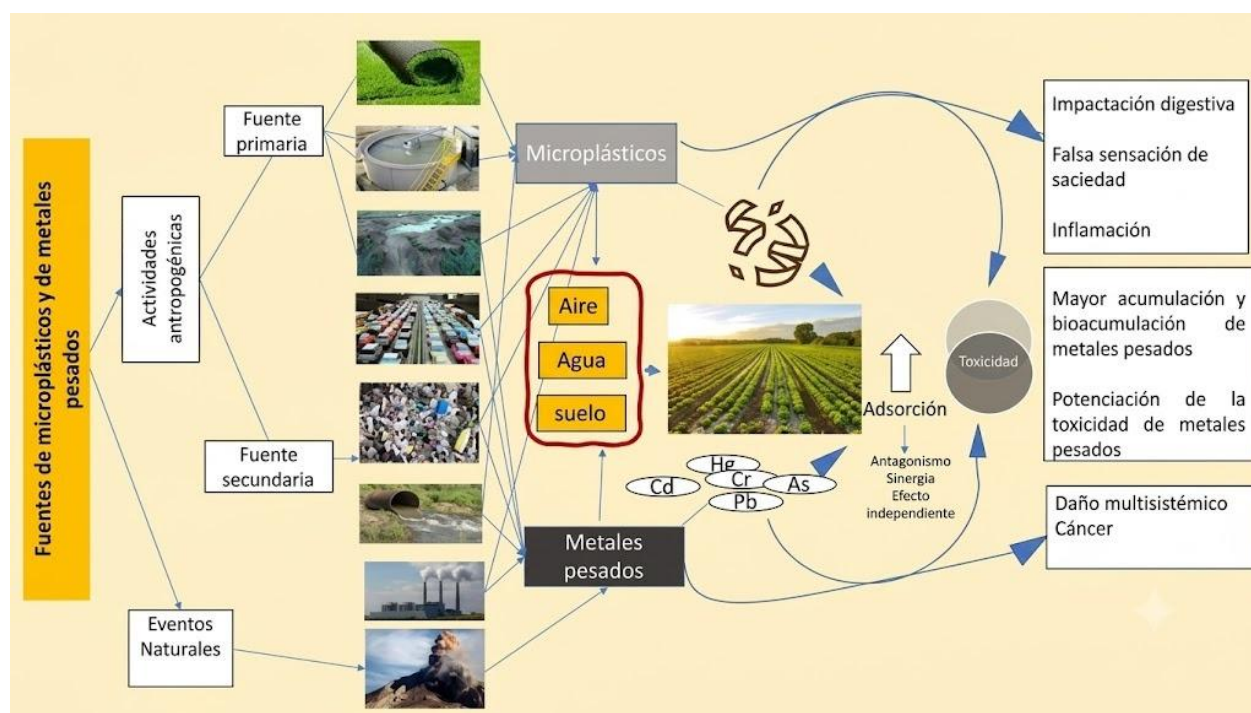


Figura 2. Fuente, destino y toxicidad de los EPT y MP. Fuente: elaboración propia.

La contaminación de los cultivos agrícolas por EPT puede facilitar la entrada de estos contaminantes en las redes tróficas (Gupta et al., 2021). De hecho, en algunas investigaciones se ha correlacionado la bioconcentración de EPT en humanos con su dieta. Por ejemplo, recientemente, Almerud et al. (2021) reportaron que en la población suiza el consumo de vegetales se correlaciona con la elevada concentración de Hg en sangre en jóvenes.

Entre las especies vegetales estudiadas, las de hoja han sido las mayores acumuladoras de EPT (Gupta et al., 2019). Se ha observado que las berenjenas pueden bioacumular Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni y Fe (Soloman et al., 2017). Además, se ha reportado la bioacumulación de EPT en granos, que

constituyen la base de la dieta humana en todo el mundo, como el trigo, el maíz (Gupta et al., 2021) y el arroz (Khanam et al., 2020). De forma similar, en cilantro, cebolla y tomates se han detectado concentraciones elevadas de Cd y Pb que superan el límite permisible establecido por la World Health Organización (WHO) (Gupta et al., 2021).

Debido al riesgo potencial para la salud humana, animal y ambiental que representa la presencia de EPT en el ambiente, a nivel nacional e internacional se han establecido límites máximos permisibles para la concentración de dichos elementos en agua, suelo y, en algunos casos, en matrices biológicas, como en la sangre humana. En México, los límites permisibles de los contaminantes están establecidos en las normas oficiales mexicanas (NOM) (Tabla 1).

Tabla 1. Límites internacionales y nacionales de elementos potencialmente tóxicos en el suelo, el agua, los vegetales y los animales.

INSTITUCIÓN	MATRIZ	LÍMITE ACEPTADO (PPM)			
		Pb	Hg	Cd	As
WHO	Agua de bebida	0.01 ¹	0.001 ¹	0.003 ¹	0.01
	Agua residual	0.01 ²	0.001 ²	0.003 ²	-
	Agua para riego	-	-	-	-
	Suelo ²	0.01	0.08	0.1	-
	Vegetales	0.05-0.3 ¹	4 (ppb) ¹	0.05 – 0.4 ¹	-
EPA²	Agua residual		0.00003	-	-
	Agua superficial	8.5	0.002	0.009	-
	Agua para riego	5	S.I.	--	-
	Suelo	200	1	-	-
	Vegetales	0.3	0.015	0.2	-
UNIÓN EUROPEA	Agua de bebida	-	-	-	-
	Agua residual	750-1200	0.02	20-40	0.1

	Agua superficial	-	-	-	-
	Agua para riego	-	-	-	-
	Suelo	50-300	1-1.5	1-3	-
	Vegetales	0.03-.3	-	0.05-0.2	-
	Organismos	-	-	-	-
	Vegetales	0.3	0.015	0.1	-
	Organismos	-	-	-	-
	Agua de bebida ³	0.01	0.006	0.005	0.025
	Agua residual ⁴				
	- Efluentes	0.3	0.015	0.3	0.3
	- Lagos				
	- suelo	0.3	0.008	0.15	0.15
		3	0.008	0.15	0.15
	Agua superficial	-	-	-	-
	Agua para riego	-	-	-	-
	Suelo ⁵	400	23	37	22
	Biosólidos y lodos ⁶	300-840	17-57	39-85	41-75
	Vegetales	ND	ND	ND	ND
	Organismos				
	Sangre humana	0.05	ND	ND	ND
DOF (MÉXICO)					

+Lodos usados en agricultura; - No especificado; *(EPA, 2022); ND Información no disponible; - : Información no localizada. ¹ (FAO-WHO, 2019); ² (Kinuthia, 2020); ³ PROY-NOM-127-SSA1-2017; ⁵ NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; ⁴ NOM-001-SEMARNAT 2021 Concentraciones de metales por tipo de disposición final; ⁶ NOM-004-SEMARNAT-2002; ⁵ NOM-199-SSA1-2000.

En el caso de la contaminación por MP, aún no existen límites sugeridos a nivel nacional ni internacional sobre la cantidad de partículas por kilogramo en matrices ambientales o en alimentos.

Sin embargo, sí hay leyes en diferentes países que regulan el uso de estos materiales en productos de cuidado personal, al igual que existe regulación para el uso de macroplásticos (Conti et al., 2021).

3.2 Riesgo ecológico por presencia de MP y EPT en agroecosistemas

En los ecosistemas agrícolas puede existir la interacción de múltiples especies vegetales (Chiatante et al., 2021) y animales (Nagy et al., 2017), por lo que la presión antrópica generada en estos ecosistemas puede alterar también a dichas especies.

Los organismos pueden estar expuestos a los MP y a los EPT principalmente por las vías aérea y digestiva. Por ejemplo, se ha reportado la presencia de Co, Ni, Cr, Pb y Hg en guano de murciélagos insectívoros que habitan en zonas de cultivo (Murugan et al., 2021), lo cual indica la exposición a través de la dieta. En aves que habitan cerca de zonas agrícolas, se han reportado concentraciones de EPT en plumas, lo cual es un indicador de exposición aérea (Mansfield et al., 2024; Moreira et al., 2026).

La exposición a EPT y a MP en agroecosistemas supone un riesgo para la salud de los organismos. Se han reportado efectos toxicológicos en humanos y en la fauna expuesta a EPT como Hg, Cd y Pb (Ackerman et al., 2024; Kar y Patra, 2021). Por otro lado, los MP, aunque pueden considerarse inertes a nivel bioquímico según su composición, pueden causar daños físicos en los organismos expuestos e interferir en la toxicidad de otros contaminantes con los que interactúan (de Souza et al., 2022). Aunado a lo anterior, si los plásticos contienen aditivos tóxicos, los MP derivados de ellos pueden inducir alteraciones fisiológicas en los organismos (Thacharodi et al., 2024). Varios autores han reportado la ingestión de macro y microplásticos en diferentes especies animales, tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres, y han concluido que dichos contaminantes tienen la capacidad de acumularse en los tejidos biológicos y que posiblemente puedan ser magnificados a lo largo de las redes tróficas (Hamed et al., 2026; Saemi-Komsari et al., 2024).

3.3 Monitoreo y biomonitoreo de elementos potencialmente tóxicos y microplásticos

Alrededor de 1970 se comenzó a evaluar la asimilación de EPT en plantas comestibles expuestas a dichos contaminantes (Andersson, 1977). Pero de acuerdo con la revisión de la literatura, fue a partir de los años 1990 cuando se comenzó a publicar más información sobre la presencia y el efecto de los EPT en ambientes agrícolas. En el caso de los plásticos fue desde los años 70 en los que se comenzó a reportar su presencia en ambientes marinos (Carpenter y Smith, 1972), mientras que la presencia de estos contaminantes en suelos agrícolas comenzó a tomar relevancia en el año 2018 con el estudio cuantitativo y cualitativo realizado por Piehl et al. (2018), en el que se determinó la presencia de macro y MP en un terreno agrícola en Alemania; otro estudio es el de Liu et al. (2018)

quienes analizaron la abundancia, tamaño y tipo de polímeros de meso y MP. A partir de entonces, se han realizado investigaciones dedicadas al monitoreo y al biomonitoreo de EPT y, recientemente, de MP en diferentes partes del mundo. Gran parte de los trabajos se han efectuado en ecosistemas acuáticos (Martínez-Tavera et al., 2021) y urbanos (González-Romero et al., 2025) y recientemente en zonas agrícolas (Lwanga et al., 2023).

La exposición simultánea de humanos y animales a diversos contaminantes ha dado lugar al uso de algunas especies animales como biomonitores para evaluar la contaminación de los ecosistemas. La selección de los biomonitores, de acuerdo al contexto de cada lugar y de cada estudio (García-Fernández et al., 2020), así como el seguimiento de algunas pautas generales, han permitido la obtención de información confiable sobre la contaminación del ambiente evaluado (Hollamby et al., 2006). Entre los biomonitores empleados en el monitoreo de sustancias contaminantes, las aves han destacado porque su diversidad, fisiología, anatomía y comportamiento, son características que las hacen útiles para obtener información sobre la presencia de sustancias tóxicas en el ambiente, ya sea desde un nivel regional hasta continental debido a la amplia distribución y cobertura que tienen algunas especies (Badry et al., 2020; Guzmán-Velasco et al., 2021).

Un ejemplo de lo anterior es el trabajo de Burger y Gochfeld (1995) quienes reportaron variación en las concentraciones de Hg, Cd, Cr, Pb, Se y Mn en plumas de aves, como resultado del estudio "*Pacific Basin Biomonitoring Project*". Un esfuerzo reciente es el que se lleva a cabo con el *Environmental Monitoring and Research Subprogram del Northern Contaminants Program* (NCP), vigente en el Ártico, y que se enfoca en la medición de Hg en animales marinos (Government of Canada, 2018 y 2022).

Debido a sus hábitos alimenticios, las aves rapaces, así como las omnívoras, están entre las especies que han mostrado la mayor capacidad de bioacumulación (Borges-Ramírez et al., 2021; Iqbal et al., 2021). Entre las especies carnívoras, *Buteo buteo* y *Strix aluco* han sido reportados como biomonitores eficaces de raticidas, pesticidas, sustancias potencialmente tóxicas y fármacos (Badry et al., 2020). Por otro lado, entre las aves con una dieta generalista y que han sido usadas como biomonitores se encuentran *Quiscalus mexicanus* (zanate), *Turdus grayi* (mirlo) y *Columba livia* (paloma bravía) las cuales se han empleado como biomonitores de metales pesados en ecosistemas urbanos y rurales (González-Gómez et al., 2020; Guzmán-Velasco et al., 2021; Nava-Díaz et al., 2015). En los ecosistemas acuáticos se reporta un mayor número de especies en la evaluación de EPT, lo cual puede deberse a que las investigaciones pioneras sobre estos elementos, así como sobre MP, se realizaron primero en este tipo de ecosistemas (Albert et al., 2019).

Diferentes matrices biológicas de las aves se han utilizado como muestras para analizar diversos contaminantes. Algunas de ellas requieren el sacrificio de los especímenes, como en el caso de los órganos internos (hígado, riñones, estómago) o de los huesos. Sin embargo, se han desarrollado otros métodos no letales que requieren muestras como plumas, sangre, huevos, egagrópilas o excretas (García-Fernández et al., 2020). El tipo de muestra a analizar varía según el contaminante de interés. En el caso de la evaluación de la exposición a Hg y Cd, las muestras que se analizan con mayor frecuencia son hígado, plumas y riñones (Vizuite et al. 2019). La evaluación de otros EPT como Pb se ha determinado en sangre y plumas (Janiga y Haas, 2019; Nava-Díaz et al., 2015).

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Existe una tendencia creciente de contaminación por EPT y MP debido al aumento en la demanda de la sociedad humana de productos y servicios, lo que la convierte en una de las principales inquietudes a nivel mundial, pues constituye una amenaza para la salud humana y el medio ambiente (de Souza et al., 2022; N. Gupta et al., 2022).

Los sistemas agrícolas son sitios en donde se realizan actividades que aportan directamente o facilitan las deposiciones de contaminantes como EPT y MP, entre las que se encuentran: la aplicación de fertilizantes, pesticidas, quema de combustibles fósiles, de residuos orgánicos e inorgánicos, uso de insumos plásticos y la mala gestión de residuos (Bjerregaard et al., 2022; Lwanga et al., 2022). El riego y las enmiendas agrícolas (*p. ej.*, fertilizante y mejoradores de suelo) también pueden ser fuentes de este tipo de contaminantes en los agroecosistemas (Bjerregaard et al., 2022; Bläsing y Amelung, 2018). Las fuentes externas de EPT y MP provienen de zonas urbanas e industriales, ya que tanto el aire como el agua pueden transportarlos, por lo que la cercanía a estas zonas es un factor importante (Bjerregaard et al., 2022).

Consecuentemente la acumulación de dichos contaminantes en los sistemas agrícolas puede deteriorar el ecosistema y poner en riesgo la salud de los organismos residentes, así como la de los consumidores de los cultivos que ahí se producen. Esto último se debe a la capacidad de bioacumulación de EPT en cultivos destinados al consumo humano (Gupta et al., 2022), la cual puede exacerbarse por la presencia de MP en el ambiente (Erdem et al., 2025). Además, estos últimos podrían contener aditivos tóxicos para los organismos tales como ftalatos o bisfenoles, conocidos por ser disruptores endocrinos (Hamed et al., 2026).

La tendencia es que la concentración de MP y EPT en los suelos aumente, ya que son de los principales receptores de dichos contaminantes (Geyer et al., 2017). Sin embargo, de acuerdo con

la revisión de la literatura, la presencia de MP y su potencial impacto en ecosistemas agrícolas ha sido un tema poco investigado en México, pero requiere atención.

En la RBBM, en el estado de Hidalgo, el 70% de la economía de la población se basa en la agricultura (González-Salazar et al., 2015). Las áreas agrícolas de la vega de Metztitlán reciben aguas del efluente permanente Metztitlán-Río Venados para el riego de los cultivos. Este río es el principal efluente del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán y tiene importancia económica y ecológica, ya que sus aguas se utilizan para riego y desembocan en la Laguna de Metztitlán, considerada cuna de biodiversidad (CONANP, 2003). Sin embargo, dado que dicho efluente recibe aguas residuales de origen industrial y doméstico procedentes de más de 9 municipios del estado, es probable que constituyan fuentes importantes de contaminación por EPT y MP para los agroecosistemas de la reserva (González-Salazar et al., 2015). De acuerdo con Pulido-Flores et al. (2005) el agua del Río Metztitlán-Río Venados presenta concentraciones de Cd, As, Mn y Hg que sobrepasan el límite permitido por la normativa mexicana y el Pb se reportó cercano al límite máximo permisible en descargas de aguas residuales en cuerpos receptores estipulado en la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021, 2022).

5. JUSTIFICACIÓN

La presencia de EPT en sitios agrícolas supone un riesgo para la salud humana y la salud ecosistémica debido a su toxicidad a mínimas concentraciones (ppm), como el Cd y el Pb, los cuales se han reportado en agua de riego y en suelos agrícolas. Aunado a lo anterior, se ha evidenciado la translocación de EPT desde los suelos hacia las partes comestibles de varios cultivos destinados al consumo humano (Gupta et al., 2022).

Por otro lado, la contaminación por MP afecta a los ecosistemas, ya que estos contaminantes alteran las propiedades físicas y biológicas del suelo, interactúan con otros contaminantes presentes en el ambiente y tienen efectos negativos en la salud de los organismos expuestos (Pinto-Poblete et al., 2026). En las plantas, los MP pueden inhibir el crecimiento, favorecer el estrés oxidativo y alterar la absorción de nutrientes, entre otros efectos negativos. Además, puesto que dichos contaminantes poseen superficies con capacidad de adsorción, pueden actuar como medios de transporte de contaminantes, entre ellos los EPT (Erdem et al., 2025).

La investigación sobre la contaminación en la RBBM es necesaria para evaluar el nivel de exposición a EPT en agroecosistemas en relación con los niveles permitidos a nivel nacional e internacional, ya que actualmente no existe un programa de monitoreo que asegure el cumplimiento

de tales límites o bien que evalúe la presencia de EPT y MP, así como el riesgo por EPT en el ambiente.

En algunos casos, los límites permisibles de EPT estipulados en las NOM corresponden a concentraciones superiores a las de los límites internacionales (Tabla 1). Por lo anterior, es necesario comparar las concentraciones de EPT con la normativa nacional y con los estándares internacionales. En cuanto a la contaminación por MP, no existen límites para su presencia en el ambiente. Por tal motivo, es importante estudiar y reportar la presencia de MP, especialmente en zonas de producción agrícola, dado que constituye un contaminante de creciente interés a nivel mundial por sus implicaciones para la salud y los ecosistemas.

Por lo anterior, es necesaria la investigación sobre el estado de contaminación por MP y EPT en la RBBM desde una aproximación que abarque las dimensiones: humano – fauna silvestre – ecosistemas, dado el posible impacto que la interacción de los dos grupos de contaminantes puede tener en cada una de ellas. Sumado a esto, la limitada evidencia sobre la presencia de EPT en la principal fuente de riego agrícola dentro de la RBBM (Calva et al., 2008) y la falta de información sobre la presencia de MP en la misma zona justifican la presente investigación. Este trabajo proporciona un análisis sobre la magnitud y el riesgo potencial que representa la contaminación por EPT y MP en la RBBM, el cual podrá ser de utilidad para los tomadores de decisiones en la planeación del manejo de los sistemas agrícolas dentro de la RBBM.

HIPÓTESIS GENERAL

Los agroecosistemas de la RBBM presentan contaminación por EPT y MP, cuya distribución en el agua de riego, los suelos, los cultivos y la fauna silvestre está relacionada entre sí e influida por las actividades agrícolas y las características ambientales de cada sitio. La presencia de estos contaminantes representa un potencial riesgo ecológico y para la salud humana.

Hipótesis nula

El agua de riego, los suelos, los cultivos ni la fauna silvestre agroecosistemas de la RBBM presentan concentraciones por EPT y MP que representen un riesgo potencial ecológico y para la salud humana.

Hipótesis alternativas

Las concentraciones de EPT y de MP son mayores en los agroecosistemas de la RBBM que en el sitio control.

La concentración de EPT en las partes comestibles de los cultivos se relacionan positivamente con sus concentraciones biodisponibles y con la concentración de MP en el suelo.

La concentración de EPT en la fauna silvestre está relacionada con el grado de contaminación del agua, del suelo y de los cultivos de los sitios donde habitan.

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Evaluar la contaminación por MP y EPT en los agroecosistemas de la RBBM, mediante la identificación espacial de zonas de riesgo de contaminación, la determinación de los contaminantes en matrices abióticas y bióticas, así como la valoración del riesgo para la salud y el medio ambiente derivado de sus concentraciones.

6.2 Objetivos específicos

1. Identificar las áreas con mayor riesgo de contaminación por EPT y MP en la RBBM mediante un análisis espacial con sistemas de información geográfica (SIG).
2. Determinar las concentraciones de EPT en suelo, agua de riego, cultivos destinados al consumo humano y aves, a fin de determinar la magnitud de la contaminación por EPT y su posible influencia en la salud humana y ecosistémica.
3. Cuantificar y caracterizar los MP presentes en el suelo, el agua de riego y las aves de los agroecosistemas seleccionados, para determinar la magnitud de la contaminación por MP en las zonas agrícolas de la RBBM.
4. Evaluar el potencial riesgo ecológico y para la salud por la exposición a concentraciones de EPT presentes en agroecosistemas de la RBBM.

7. CAPÍTULO I. ANÁLISIS DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS Y MICROPLÁSTICOS CON SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

7.1 Introducción

La contaminación ambiental ha aumentado en los últimos años. Su impacto no se limita a las zonas urbanas e industriales, sino que también ha alcanzado los sitios remotos. Sin embargo, la mayor contribución de dichos contaminantes al ambiente se debe a actividades humanas como la industrial, la agrícola y la urbana. Los EPT y los MP son contaminantes de interés para la salud ecosistémica y humana debido a su relación con efectos negativos sobre los organismos, su persistencia en el medio ambiente y su fácil transporte a través de las esferas ambientales.

Elementos potencialmente tóxicos como el Pb, Cd, Hg y As se relacionan con efectos negativos a nivel multisistémico, por ejemplo, al afectar los sistemas inmunológico, nervioso y reproductivo (Zhang et al., 2020). Por otro lado, la exposición a MP se ha relacionado con alteraciones bioquímicas como el estrés oxidativo y el desequilibrio redox (de Souza et al., 2022).

Los agroecosistemas son sitios susceptibles a la contaminación, ya que hay diversas fuentes de EPT y MP. El uso de agroquímicos, el riego con agua contaminada y la aplicación de composta contaminada son posibles fuentes de estos contaminantes. La fauna, la flora y los seres humanos presentes en los agroecosistemas pueden estar expuestos a concentraciones de EPT y MP que pueden acumularse y formar parte de la red trófica (Hamed et al., 2026; Zwolak et al., 2019).

La RBBM es un área natural protegida en la que se desarrollan actividades antropogénicas relacionadas con la presencia de EPT y MP. La actividad principal es la agricultura, seguida del comercio. Sin embargo, otras actividades, como la minería y la industria, se desarrollan cerca de la RBBM (CONANP, 2003).

En la actualidad, los SIG son considerados una herramienta relevante en estudios medioambientales, cuya aplicación ha facilitado la identificación de sitios críticos o *hotspots*, fuentes potenciales de contaminación e incluso para realizar predicciones sobre el comportamiento de los niveles de contaminación (Hernández-Mena et al., 2021; Torres et al., 2025).

El uso de estas herramientas es de especial interés en zonas como la RBBM, donde se conoce la presencia de potenciales fuentes de contaminación, pero donde existen limitaciones en la información científica disponible en la región. La implementación de este tipo de herramientas puede

contribuir, por ejemplo, al diseño de estrategias de monitoreo (Torres et al., 2025) ya que permite visualizar datos complejos e integrar la información de distintas variables (Nag et al., 2022).

En este trabajo, se identificaron las zonas con mayor riesgo de contaminación por EPT y MP en la RBBM utilizando SIG. Para lo anterior, se analizó la distribución espacial de factores relacionados con la presencia de dichos contaminantes. Posteriormente se creó un mapa de riesgo que permite visualizar las zonas de la RBBM según su grado de riesgo y, finalmente, se determinaron los puntos agrícolas con mayor riesgo de contaminación.

7.2 Materiales y métodos

En este trabajo se empleó el análisis de datos mediante SIG de variables relacionadas con la contaminación por EPT y MP. Después de la reclasificación de las variables en ArcGIS (ArcMap 10.8), se obtuvo un mapa que muestra la variación del riesgo de contaminación a lo largo de la RBBM.

7.2.1 Definición espacial y temporal

La RBBM se localiza en el centro-este del estado de Hidalgo, México ($98^{\circ} 23' 00''$ y $98^{\circ} 57' 08''$ de longitud oeste y $20^{\circ} 14' 15''$ y $20^{\circ} 45' 26''$ de latitud norte; Fig. 3). Cuenta con una superficie de aproximadamente 96,000 hectáreas, donde predomina el clima seco semicálido y el semiseco templado (CONANP, 2017). Debido a que se encuentra a una altitud que varía entre 1000 y 2000 msnm, se observan diferentes ecosistemas que conforman el hábitat de una gran diversidad de especies animales y vegetales (CONANP, 2017). Los ríos Amajac y Venados atraviesan la reserva, y este último desemboca en la Laguna de Metztitlán, uno de los humedales más importantes de la reserva tanto a nivel nacional como internacional, por ser el hábitat de una gran diversidad de aves y receptor de aves migratorias (CONANP, 2017). La reserva se circunscribe a cuatro subcuencas hidrológicas y a una microcuenca.

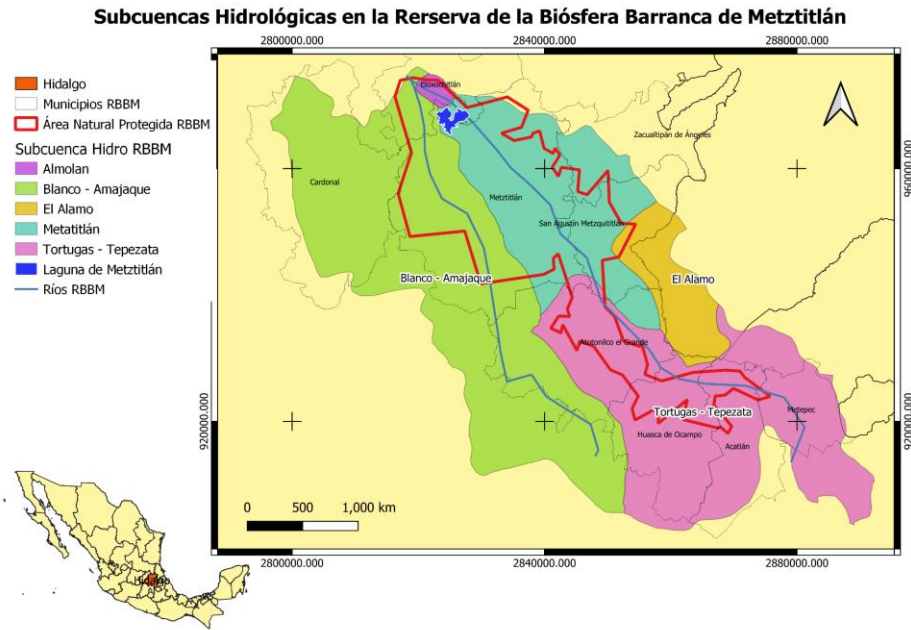


Figura 3. Localización de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán en el estado de Hidalgo y representación de las subcuencas hidrológicas. Fuente: elaboración propia.

7.2.2. Selección de variables y análisis de datos

Obtención de datos y variables

Mediante la revisión de la literatura se identificaron variables relacionadas con la contaminación por EPT y MP, así como con la mayor biodisponibilidad de EPT. Las variables identificadas se clasificaron en factores físicos y socioeconómicos (Fig. 4).

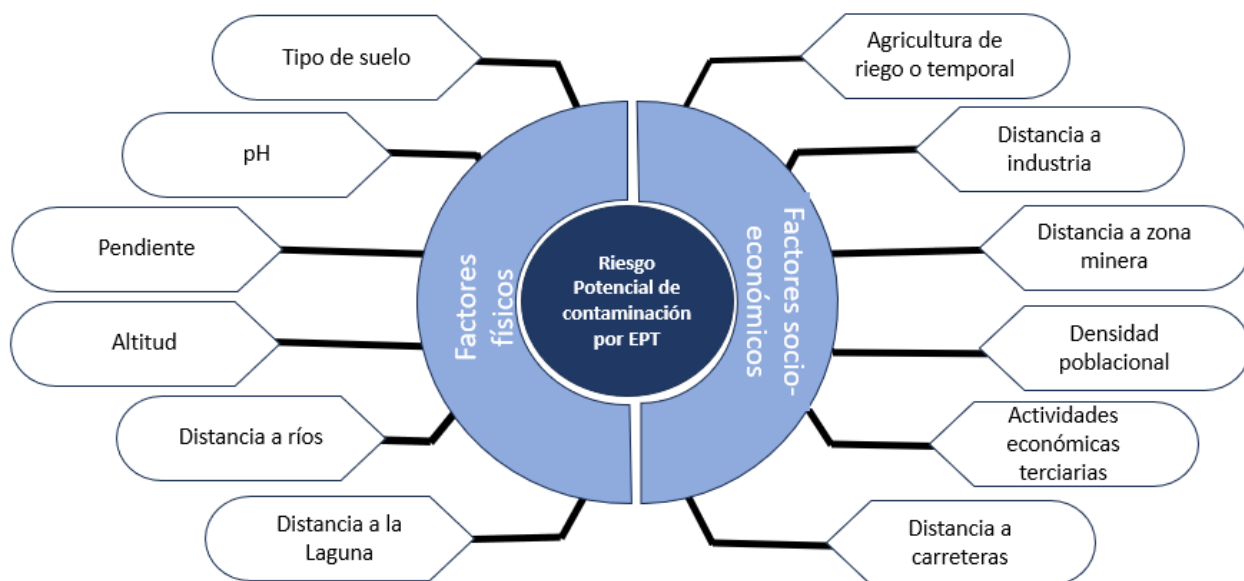


Figura 4. Variables relacionadas con el riesgo de contaminación por elementos potencialmente tóxicos en la RBBM. Fuente: elaboración propia.

Una vez identificadas las variables, se obtuvieron archivos de información geográfica de diversas fuentes (Tabla 2) para generar las capas que se utilizaron en el análisis. Los archivos correspondientes a cada variable se obtuvieron en formato vectorial y ráster (Tabla 2).

Tabla 2. Variables relacionadas con presencia emisión o transporte de EPT y MP para el análisis con SIG en la RBBM.

Tipo de variables	Variables	Fuente de los datos	Tipo de datos	Año	Referencia
Socioeconómicas	Agricultura de riego	Uso de suelo y vegetación, serie VII (continuo nacional) INEGI	vectorial	2021	(INEGI, 2021)
	Distancia a industria textil	DENUE	vectorial	2021	(INEGI, 2021)
	Distancia a actividades	DENUE	vectorial	2021	(INEGI, 2021)

	económicas				
	terciarias				
	Distancia a zonas urbanas con mayor densidad de población	INEGI	Vector (puntos)	2020	(ITER, 2020)
	Distancia a carreteras y caminos	Vías de comunicación INEGI	vector	2018	(INEGI, 2018)
	Distancia a ríos y arroyos	Ríos permanentes, ríos intermitentes y canales	vector	2010	(INEGI, 2010)
	Distancia a la laguna		vector	2010	(INEGI, 2010)
	Porcentaje de arcilla en suelo	Contenido de arcilla (%)	vector	2020	(CONABIO, 2020)
	pH de suelos	CONABIO	GRID	2020	(CONABIO, 2020)
	Pendiente	CONABIO	ráster	2020	(CONABIO, 2020)

SD = Sin datos, NA = No aplica

Procesamiento de datos

A cada variable se le asignó un valor de 1 a 5 según su relación con la contaminación y la disponibilidad de EPT y MP, de acuerdo con la revisión bibliográfica realizada (Tabla 3). Los valores más altos se asignaron a variables directamente relacionadas con fuentes de contaminación por EPT y MP, y los más bajos a variables relacionadas con el transporte y la disponibilidad de los contaminantes.

Tabla 3. Valores asignados a las variables para el proceso de reclasificación (relación con contaminación por EPT y MP: 1 = menor relación – 5 = mayor relación).

Tipo de variables	Variables	Nombre la capa	Valor individual para reclasificación
Socioeconómicas	Tipo de agricultura	AgriReclass	5
	Distancia a industria textil	DistIndReclass	5
	Distancia a actividades económicas terciarias	DistDenuReclass	4
	Distancia a zonas urbanas con mayor densidad de población	DistDensReclass	3
	Distancia a carreteras y caminos	DistCarrReclass	4
Físicas	Distancia a ríos y arroyos	DistRíosReclass	2
	Distancia a la laguna	DistLagReclass	2
	Porcentaje de arcilla en suelo	PorcentArcillaReclass	1
	pH de suelos	pHReclass	2
	Pendiente	PendReclass	1

Se obtuvieron los archivos vectoriales y archivos ráster (datos primarios) a partir de los cuales, después del procesamiento descrito a continuación se obtuvieron los archivos ráster (datos secundarios). Posteriormente, los archivos de datos secundarios fueron reclasificados (Tabla 4) mediante la ponderación de los valores de cada variable en el Índice de Riesgo de Contaminación y finalmente los archivos reclasificados fueron sumados para la obtención de un mapa que muestra la distribución del riesgo de contaminación con un gradiente de colores.

Tabla 4. Valores de reclasificación de variables relacionadas con la contaminación por EPT y MP y su biodisponibilidad en la RBBM (relación con la contaminación por EPT y MP: 1 = menor relación – 5 = mayor relación).

Variables	Rango	Valor de reclasificación
Tipo de agricultura	Agricultura de riego anual y permanente	5
	Agricultura de riego semipermanente	4
	Agricultura de temporal permanente	3
	Agricultura de temporal semipermanente y permanente	2
	Agricultura de temporal semipermanente	1
Distancia a industria textil (m)	0 - 3000	5
	3000 – 14000	4
	14000 - 25042	3
	25042 – 36085	2
	36085 - 55214	1
Distancia a actividades económicas terciarias (m)	0 – 2000	5
	2001 - 3000	4
	3001 - 4000	3
	4001 – 5000	2
	5001 - 47000	1
	0 – 9	1

	9 – 30	2
Zonas urbanas con mayor densidad de población (residencias/ km ²)	30 – 70	3
	70 – 100	4
	100 - 280	5
	0 – 300	5
Distancia a carreteras y caminos (m)	300 – 1300	4
	1300 – 4000	3
	4000 - 12000	2
	12000 - 41800	1
	0 – 100	5
Distancia a ríos y arroyos (m)	100 – 500	4
	500 – 1000	3
	1000 – 1500	2
	>1500	1
	0 – 1000	5
Distancia a la laguna (m)	1000 – 2000	4
	2000 – 3000	3
	3000 - 4000	2
	>4000	1
	15 - 25	1
Porcentaje de arcilla en suelo (%)	25 – 40	2
	40 - 50	3

	50 - 75	4
pH de suelos	< 5.5	2
	5.5 – 7	3
	> 7	1
Pendiente (%)	0 - 15	5
	15 - 34	4
	34 - 56	3
	56 – 83	2
	83 - 284	1

Variables socioeconómicas

Agricultura de riego

En zonas agrícolas, el uso de agua de riego tratada, no tratada o proveniente de efluentes naturales puede contribuir a la contaminación del agroecosistema (Bjerregaard et al., 2022; Bläsing y Amelung, 2018). En la RBBM, en cerca de 7,853 ha de 16,115.08 ha se emplea la agricultura de riego (CONANP, 2017), por lo que es posible que dichos agroecosistemas presenten un mayor riesgo de contaminación que los que emplean riego de temporal. La capa obtenida del uso del suelo y de la vegetación ya contaba, de antemano, con la clasificación de los tipos de agricultura. Para la reclasificación de las variables, con la herramienta Reclassify en modo manual se eligieron 5 clases, a las cuales se asignó el valor 5 a la agricultura de riego permanente, mientras que el valor 1 se asignó a la agricultura de riego temporal semipermanente.

Distancia a industria textil

Sitios ubicados cerca de zonas industriales pueden ser focos de EPT y MP debido a las descargas de fibras sintéticas, tintes y aditivos al medio ambiente (Deng et al., 2020). Por lo anterior, se consideró que la cercanía a zonas industriales incrementa el riesgo de contaminación.

Para obtener la capa ráster de distancias a zonas de industria textil se utilizó la herramienta Euclidean Distance (Spatial Analyst → Distance → Euclidean distance). Posteriormente, por medio de la herramienta Reclassify en modo manual se obtuvieron 5 clases a las cuales se les asignaron los valores del 1 al 5, donde el 5 corresponde a la menor distancia a zonas industriales, lo cual está relacionado con una mayor probabilidad de contaminación, mientras que el valor de 1 correspondió a la mayor distancia a zonas industriales (Tabla 4).

Distancia a actividades económicas terciarias

Las actividades económicas terciarias incluyen varios sectores relacionados con la generación y la movilización de residuos contaminantes. Los sectores de turismo, comercio y ocio generan residuos plásticos, escorrentía de lubricantes y aceites, así como desechos de aguas residuales sin tratar que pueden contener EPT y llegar a los efluentes naturales (González-Romero et al., 2025). Sumado a lo anterior, el flujo vehicular en zonas donde se desarrollan actividades económicas terciarias es un factor adicional relacionado con la contaminación por EPT y MP (González-Romero et al., 2025).

La concentración de los contaminantes en la atmósfera se ve reducida por el efecto de dilución a 5 km de la fuente de emisión, por lo que a distancias mayores a 5 km se les asignó un valor de 1, que representa un menor riesgo de contaminación (Vidal Daza y Pérez Vidal, 2018). A las distancias menores de 5 km se les asignaron los valores 2, 3, 4 y 5, donde 5 representa el mayor riesgo potencial de contaminación (Tabla 4). Lo anterior se realizó manualmente con la herramienta Reclassify.

Zonas urbanas con mayor densidad de población

Se ha reportado que las zonas con alta densidad poblacional presentan concentraciones de EPT y MP mayores que las de sitios con menor densidad poblacional. Dichos contaminantes provienen de diversas fuentes como el tráfico vehicular (González-Romero et al., 2025). Las descargas domésticas son una fuente de contaminación, ya que pueden contener grandes cantidades de fibras sintéticas, principalmente procedentes de textiles (Belzagui et al., 2020). Además, pueden contribuir a la contaminación por EPT (Granados-Sánchez et al., 2024). Lo anterior se consideró en la reclasificación de la variable.

La reclasificación se realizó con la herramienta Reclassify → Natural breaks. Posteriormente, se seleccionaron valores enteros cercanos a los quiebres naturales (natural breaks) generados. Se obtuvieron 5 clases, a las cuales se asignaron los valores del 1 al 5, donde el 5 corresponde a la

mayor densidad de población, relacionada con una mayor probabilidad de contaminación, mientras que el valor 1 corresponde a la menor densidad de población (Tabla 4).

Distancia a carreteras y caminos

En los caminos y carreteras, los contaminantes pueden presentarse como material particulado suspendido en la atmósfera o asentado en el suelo. El tráfico vehicular y el viento pueden desplazar estos contaminantes (González-Romero et al., 2025). Dado que el tráfico vehicular es la principal fuente de emisiones de material particulado, en la reclasificación de los datos de la variable se consideró que una menor distancia a carreteras y caminos se relaciona más estrechamente con la presencia de contaminantes que una mayor distancia.

Se obtuvo la capa ráster de distancia a carreteras; se utilizó la herramienta Euclidean Distance (Spatial Analyst → Distance → Euclidean distance). Con la herramienta Reclassify, en modo manual, se obtuvieron 5 clases. El valor 5 se asignó a la menor distancia a caminos y carreteras, y el 1 a la mayor distancia (Tabla 4).

Variables físicas

Distancia a ríos y a arroyos

Contaminantes como EPT y MP pueden dispersarse a distancias variables a lo largo de un efluente. La distancia es variable y depende de varios factores como la longitud, el ancho y la profundidad del río, su caudal y la presencia de vegetación. De acuerdo con modelos de dinámica de contaminantes en ríos, la mayor parte de la retención de contaminantes sucede en los márgenes del efluente y en los sedimentos (Portillo De Arbeloa y Marzadri, 2025). Sin embargo, es posible que los contaminantes recorran hasta 1 km desde la fuente de contaminación (Newbould et al., 2021).

Se definió una capa que mostrara los ríos que recibieran agua de 2 o más efluentes, ya que estos presentan un mayor riesgo de contaminación al relacionarse con múltiples fuentes. Para lo anterior, en las propiedades de la capa, en la sección Symbolology → Categories → Unique values, se seleccionó Order_1 en el campo Value Field. Se seleccionó una rampa de color creciente. En la sección Definition Query se escribió la siguiente expresión: "ORDER_1" >2. Finalmente, se obtuvo la capa ráster de distancia a ríos mediante la herramienta Euclidean Distance (Spatial Analyst → Distance → Euclidean distance). Para la reclasificación, con la herramienta Reclassify en modo manual se obtuvieron 5 clases. El valor 5 se asignó a la menor distancia a ríos y arroyos, mientras que el 1 se asignó a la mayor distancia (Tabla 4).

Distancia a la laguna

Por efecto acumulativo, existe un mayor riesgo de contaminación en aguas abajo que en aguas arriba (Arisekar et al., 2022). Debido a que la laguna es el destino final de la descarga del río Metztitlán, constituye un sitio donde los contaminantes pueden concentrarse (González-Salazar et al., 2015). Por ejemplo, se ha reportado que la fauna de la laguna presenta concentraciones de EPT en distintos órganos (Pulido-Flores y Monks, 2008). Por lo anterior, las zonas cercanas a la Laguna de Metztitlán fueron consideradas de mayor riesgo de contaminación que las más alejadas.

Se obtuvo la capa ráster de distancia a la Laguna de Metztitlán. Para ello, se seleccionó el punto de entrada del río Metztitlán a la Laguna y a partir de ese punto se hizo el análisis de distancias mediante la herramienta Euclidean Distance (Spatial Analyst → Distance → Euclidean distance). Para la reclasificación, con la herramienta Reclasify en modo manual se obtuvieron 5 clases. El valor de 5 se asignó a la menor distancia a la Laguna de Metztitlán, mientras que el valor de 1 se asignó a la mayor distancia a ríos y arroyos (Tabla 4).

Porcentaje de arcilla

La movilidad y la biodisponibilidad de EPT y MP presentes en la geósfera dependen de diversos factores, entre ellos las características del suelo. Dentro de estas, el porcentaje de arcilla influye en el movimiento y en la retención de contaminantes, dado que un mayor porcentaje de arcilla se asocia con la retención de dichos contaminantes, mientras que un menor porcentaje de arcilla y un mayor porcentaje de arena se asocian con una mayor movilización de EPT y MP (Tai et al., 2025; Zheng et al., 2025). Se consideró lo anterior para la reclasificación en la cual al mayor porcentaje de arcilla se le asignó el valor 4 en una escala del 1 al 4.

Primero, se obtuvieron 2 capas ráster de arcilla. La primera capa correspondió a la información de los 5 a los 15 cm de suelo, y la segunda, a la de los 15 a los 30 cm de suelo.

Se obtuvo un porcentaje de arcilla promedio ponderado de las dos capas de la siguiente manera: se utilizó la profundidad media de 10 cm para la primera capa y para la segunda se usó la profundidad media de 22.5 cm (Tabla 5).

Tabla 5. Profundidad media de suelo de las capas vectoriales del porcentaje de arcilla en la RBBM.

	Espesor (cm)	% de arcilla
Capa de 5 a 15 cm	10	X
Capa de 15 a 30 cm	22.5	Y
Total	32.5	

Después se utilizó la siguiente fórmula en Álgebra de mapas → Spatial Analyst Tools → Map algebra → Raster calculator) (Ecuación 1).

$$Parcilla = ((10 * X) + (22.5 * Y))/32.5 \quad (1)$$

Donde *Parcilla* es el porcentaje promedio de arcilla, *X* es la capa de porcentaje de arcilla en suelo de 5 a 15 cm de espesor y *Y* es la capa de porcentaje de arcilla en suelo de 15 a 30 cm de espesor.

Para la reclasificación, con la herramienta Reclassify en modo manual se obtuvieron 4 clases. Esta selección de clases se debe a que el rango de valores del porcentaje de arcilla en el suelo de la RBBM es relativamente acotado (15 a 55% de arcilla) y a que la retención y movilización de los EPT y MP responden a umbrales de textura del suelo. Con base en el triángulo del USDA se establecieron los siguientes cortes: el valor de 4 se asignó al suelo con un porcentaje mayor a 50% arcilla, relacionado con la inmovilización de EPT; el valor de 3 se asignó al suelo con 40 – 50% de arcilla, relacionados con alta capacidad de adsorción; el valor de 2 se asignó al suelo con 25 – 39% de arcilla con una baja a moderada retención de EPT y el valor de 1 al suelo con porcentaje de arcilla menor a 25% en los cuales la adsorción es limitada y los EPT pueden permanecer en solución o lixivarse.

pH del suelo

El pH del suelo es uno de los factores que influyen en la movilidad y la disponibilidad de EPT (Ezenwaji et al., 2022). Por un lado, un pH ácido en el suelo puede reducir la capacidad de adsorción de los EPT, mientras que un pH elevado se asocia con su adsorción y con su baja biodisponibilidad (Xu et al., 2022). Además, el pH influye en la interacción entre EPT y MP. Un pH ácido favorece la desorción de EPT de los MP. A su vez, la presencia de MP en el suelo puede reducir el pH. De manera que se consideró que, a menor pH, mayor es el riesgo de contaminación por EPT.

El pH óptimo del suelo para la producción vegetal se sitúa entre 6.0 y 7.5 (Ninkuu et al., 2025). Los EPT pueden quedar disponibles biológicamente cuando el suelo presenta un pH entre 5.5 y 7 (Shen et al. 2020).

Se obtuvieron 2 capas ráster de pH. La primera capa corresponde a la información de los 5 a los 15 cm de suelo y la segunda, de los 15 a los 30 cm de suelo.

Se obtuvo un nivel de pH promedio de las dos capas de la siguiente manera: se utilizó la profundidad media de 10 cm para la primera capa y para la segunda se usó la profundidad media de 22.5 cm (Tabla 6).

Tabla 6. Profundidad media del suelo de las capas vectoriales de pH en la RBBM.

	Espesor (cm)	pH
Capa de 5 a 15 cm	10	X
Capa de 15 a 30 cm	22.5	Y
Total	32.5	

Después se utilizó la siguiente fórmula en Álgebra de mapas → Spatial Analyst Tools → Map algebra → Raster calculator (Ecuación 2).

$$PpH = ((10 * X) + (22.5 * Y))/32.5 \quad (2)$$

Donde *PpH* es el promedio de pH, X es la capa de pH en suelo de 5 a 15 cm de espesor y Y es la capa de pH en suelo de 15 a 30 cm de espesor.

En la RBBM, el pH del suelo se encuentra entre 5 y 8. Se realizó una reclasificación en una escala de 1 al 3 para asegurar que el mapa refleje los procesos del suelo agrícola. En este sentido, el valor de reclasificación 3 se asignó al intervalo de pH de 5.5 a 7, ya que este intervalo presenta la mayor relación con la biodisponibilidad de los contaminantes y el desarrollo de los cultivos; el valor de 2 se asignó al pH < 5.5 debido a que no es común el cultivo en suelos con este pH y la biodisponibilidad es alta. Finalmente, el valor de 1 se asignó a pH > 7, lo que se relaciona con la inmovilización de los EPT (Tabla 4).

Pendiente

La orografía desempeña un papel importante en la movilidad y la retención de los contaminantes. De modo que los suelos ubicados en sitios con mayor pendiente pueden erosionarse por el viento, el agua de lluvia y las escorrentías. Por otro lado, los valles reciben las deposiciones de contaminantes que habían estado concentrados en zonas elevadas (Adhikari et al., 2022). Tomando en cuenta lo anterior, se consideró que habría un mayor riesgo de contaminación en una zona con menor pendiente debido a la retención de los contaminantes.

Se obtuvo la capa ráster de la variable Pendiente a partir del Modelo Digital de Elevación, la cual se procesó con la herramienta Spatial Analyst Tools → Surface → Slope. Para la reclasificación, con la herramienta Reclassify en modo manual se obtuvieron 5 clases. Se asignó el valor de 5 a las zonas con el menor porcentaje de pendiente (Tabla 4).

Obtención del mapa de riesgo de contaminación

Con el objetivo de obtener una capa que muestre el mapa de la RBBM, con la variación del potencial de riesgo de contaminación en el polígono de la reserva y sus alrededores. Se realizó la suma de las capas raster reclasificadas (datos secundarios) mediante la herramienta raster calculator. La capa final se llamó índice de riesgo de contaminación (*IRF*). En la herramienta raster calculator se realizaron los cálculos que se muestran en las ecuaciones 3 y 4: *IRF* = variable 1 reclasificada × valor asignado de la variable + variable 2 reclasificada × valor asignado de la variable.

$$IRF = (variable\ 1 * valor\ individual) + (variable\ 2 * valor\ individual) \dots \quad (3)$$

Es decir,

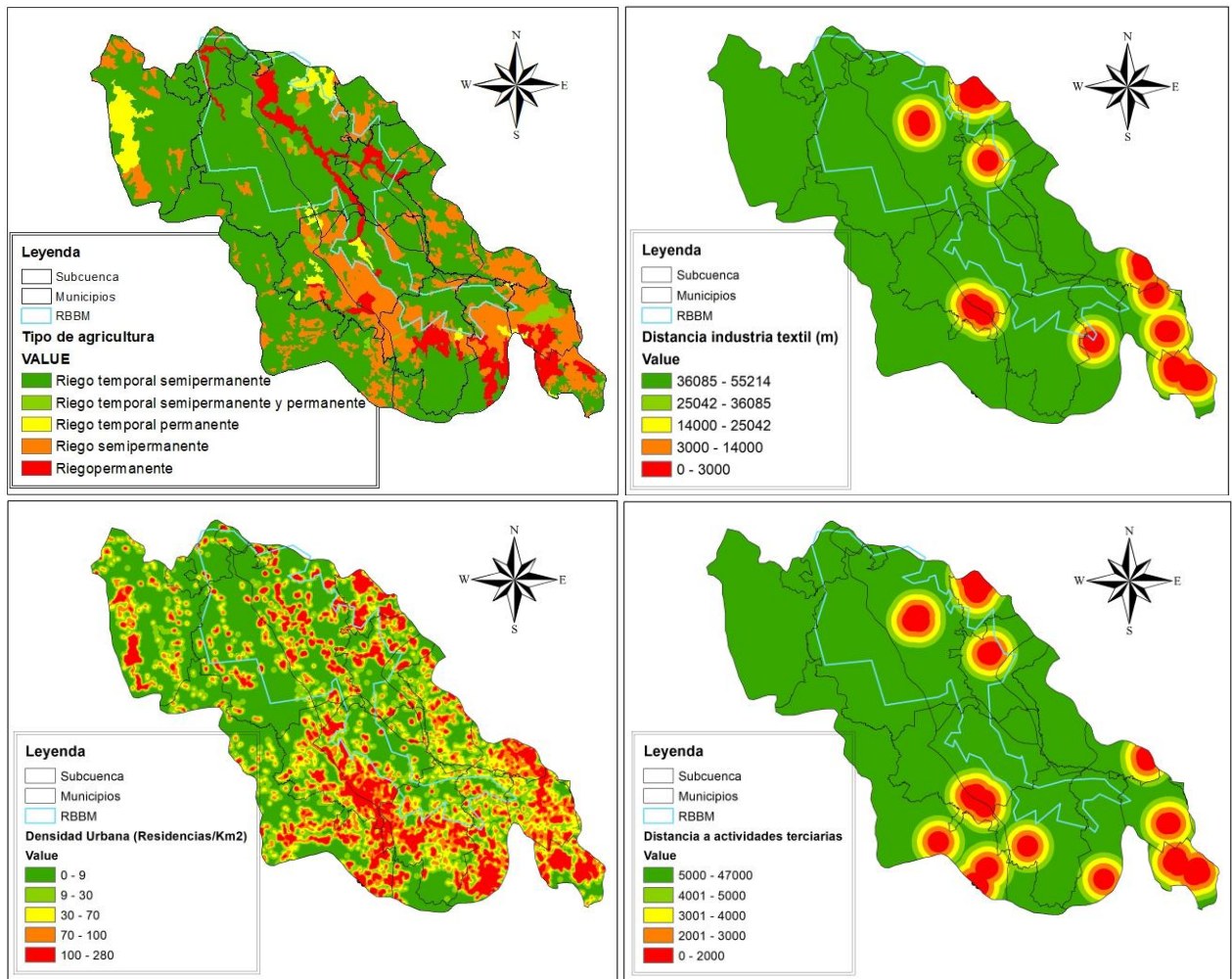
$$\begin{aligned}
 IRF = & ((AgriReclass * 5) + (DistIndReclass \\
 & * 5) + (DistDenuereReclass * 4) \\
 & + (DistDensReclass * 3) \\
 & + DistCarrReclass * 4) \\
 & + (DistRíosReclass * 2) \\
 & + (DistLagReclass * 2) \\
 & + (PorcentArcillaReclass * 1) \\
 & + (pHReclass * 2) \\
 & + (PendReclass * 1))
 \end{aligned}
 \tag{4}$$

7.3 Resultados y discusión

7.3.1 Distribución de variables

En la Figura 5 se muestra la distribución de los valores de las 10 variables seleccionadas para el desarrollo del mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP.

Para facilitar la interpretación, los mapas muestran, mediante un gradiente de color, las zonas con mayor riesgo de contaminación por EPT y MP, de acuerdo con los datos de cada variable. En dicho gradiente, los colores verdes indican un menor riesgo de contaminación o de disponibilidad de contaminantes; el color amarillo indica un riesgo medio, mientras que los colores naranja y rojo indican un riesgo medio-alto a alto, respectivamente.



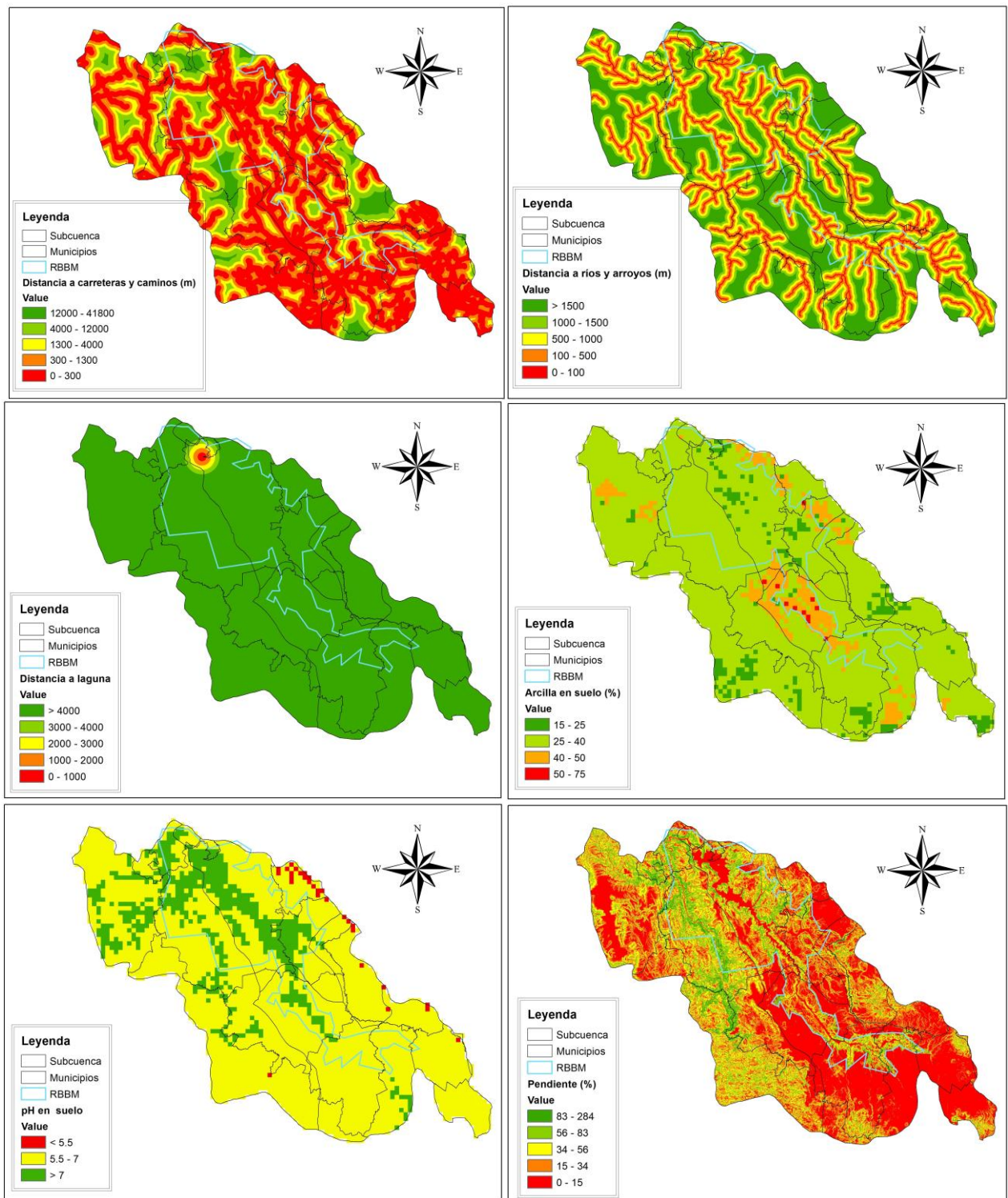


Figura 5. Mapas de la RBMM que muestran la distribución de los valores de las variables consideradas para el desarrollo del mapa de riesgo potencial de contaminación por EPT y MP. Fuente: elaboración propia.

Mediante el análisis de los factores relacionados con el riesgo de contaminación por EPT y MP, se obtuvo la representación gráfica del índice de riesgo de contaminación por EPT y MP en la RBBM (Fig. 6).

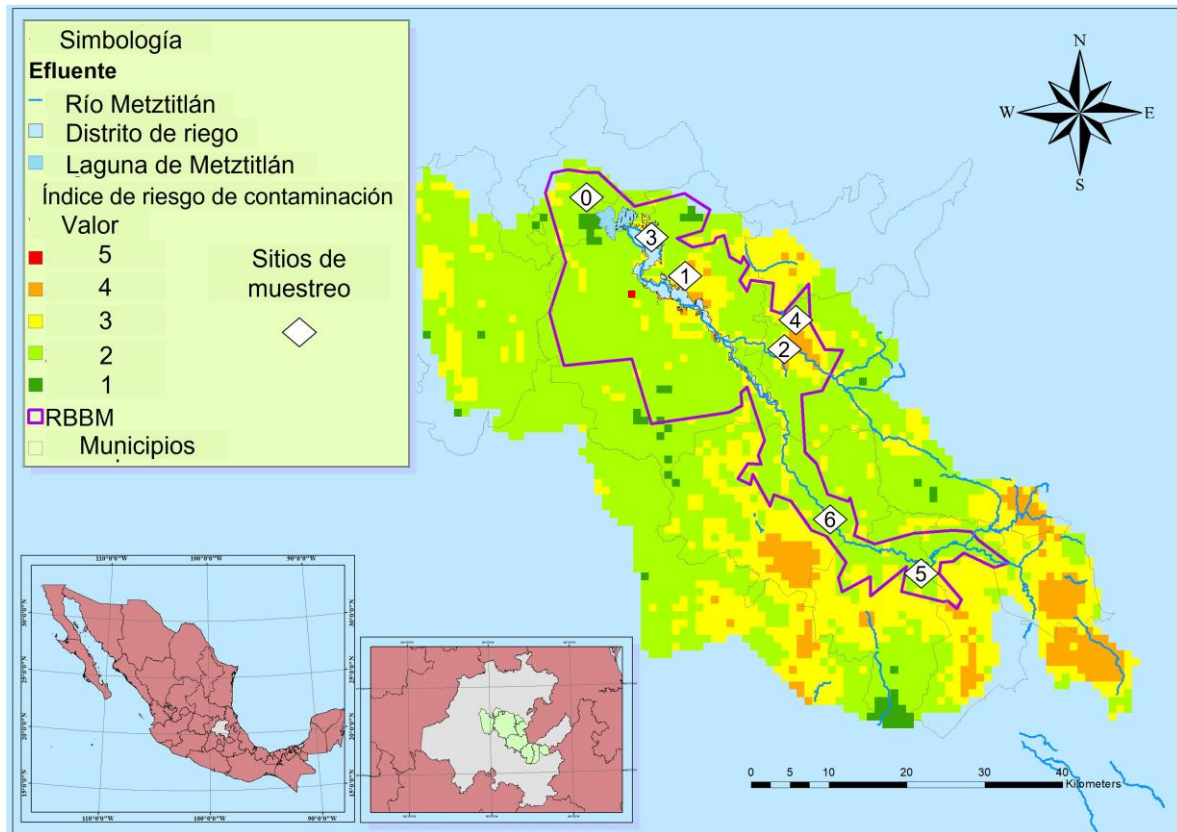


Figura 6. Sitios de muestreo seleccionados en el mapa de riesgo potencial de contaminación por EPT y MP en la RBBM en el que la variación de color corresponde al índice de contaminación. Fuente: elaboración propia.

Como se observa en la Figura 6, la mayor parte del área de la RBBM presenta un bajo riesgo de contaminación, indicado en verde. Sin embargo, también hay zonas con riesgo medio de contaminación (en amarillo) en la parte central de la reserva. Una menor área, en la parte norte y en el centro de la reserva, presentó un índice de potencial de riesgo de contaminación de nivel medio-alto (naranja). Asimismo, en el norte se observa un área roja que indica un alto riesgo de contaminación.

Las zonas de riesgo medio-alto y alto corresponden a las localidades más urbanizadas de la reserva: Metztitlán y Metzquititlán. Este resultado concuerda con la información reportada por otros autores

sobre la mayor contaminación por EPT y MP en zonas urbanas, atribuible a la presencia de diversas fuentes de contaminación (Belzagui et al., 2020; González-Romero et al., 2025). Por otro lado, en todas las áreas con riesgo medio, medio alto o alto de contaminación se desarrolla actividad agrícola, generalmente de riego, debido a la cercanía del río Metztitlán.

Los cultivos en la región son variados (maíz, ejotes, frijol, jitomate, fresa, etc.) y la mayor parte está destinada al consumo humano, por lo que es importante considerar los resultados de este análisis de riesgo de contaminación como una aproximación que facilita la selección de sitios de muestreo para realizar un análisis de riesgo para la salud ecosistémica y humana.

A partir del mapa de riesgo potencial de contaminación, tras un estudio de campo, se eligieron 7 sitios agrícolas con base en la disponibilidad de cultivos para realizar análisis detallados, como se muestra en los siguientes capítulos. Los sitios seleccionados fueron Tecruz Cozapa, Metztitlán (S1) (20°36' 9.0138" N, -98° 48' 21.1068" E); Barrio Nuevo, Metzquititlán (S2) (20°31'33.20" N, 98°39'18.33" E); Cerrito, Metztitlán (S3) (20°39'38.29" N, 98°50'5.08" E); Santa María, Metzquititlán (S4) (20°31'59.09" N, 98°38'1.80" E); el Vite, Huasca (S5) (20°15'1.44" N, 98°31'57.06" E); Potrero de Reyes, Atotonilco (S6) 20°18'55.9"N 98°36'27.7" E. Finalmente, como sitio de control, se eligió San Miguel Almolón, Eloxochitlán (S0) (20°43'22.71" N, 98°54'1.09" E), que es una localidad ubicada en una zona de menor riesgo de contaminación, de acuerdo con el mapa. El sitio elegido no tiene uso de suelo agrícola y presenta una baja perturbación antropogénica.

7.3.2 Uso de SIG en análisis de contaminación

Desde otras aproximaciones, autores han empleado satisfactoriamente SIG para mapear el riesgo de contaminación por EPT, lo que valida su uso como herramienta que facilita la detección de áreas críticas. En México, Hernández-Mena et al. (2021) emplearon el análisis con SIG para estimar los datos del riesgo de contaminación por As en zonas no muestreadas, a partir de mediciones previas en zonas cercanas. El estudio anterior empleó el análisis con SIG posterior al muestreo, a diferencia del presente trabajo, en el que se realizó antes del muestreo. El tipo de aproximación depende del objetivo del estudio; en el presente trabajo, el uso de SIG se realizó con el fin de obtener una estimación de la distribución del riesgo de contaminación en un área determinada. Para ello, se tuvieron en cuenta no solo factores fisicoquímicos, que en algunos casos son los únicos considerados en estudios de contaminación ambiental (Hernández-Mena et al., 2021), sino también factores socioeconómicos relacionados con variables que pueden ser fuentes de contaminación.

Debido al limitado número de estudios previos sobre contaminación por EPT y MP en la RBBM, no fue posible incluir en el desarrollo del mapa de riesgo, resultados de contaminación obtenidos en

investigaciones previas, como otros autores han sugerido (Torres et al., 2025). Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio pueden utilizarse como base para la selección de sitios de monitoreo de la contaminación, lo que puede contribuir a mejorar la gestión ambiental.

7.4 Conclusiones

El análisis multifactorial con sistemas de información geográfica puede emplearse para obtener una aproximación gráfica del riesgo de contaminación por EPT y MP en la RBBM. Los resultados indicaron que en la RBBM existen zonas con los 5 niveles de riesgo evaluados. La mayor parte del área de la reserva presentó un nivel bajo de riesgo de contaminación; sin embargo, existen zonas con riesgo de contaminación de medio alto a alto, específicamente en la zona norte y en la zona central de la reserva. Debido a que dichas zonas se caracterizan por una alta producción de cultivos destinados al consumo humano, es necesaria la realización de investigaciones sobre la contaminación por EPT y MP, así como sobre el potencial riesgo para la salud que puede existir en la población de esas áreas.

El uso de SIG para la localización de sitios potencialmente contaminados resultó ser una herramienta útil y de bajo costo para evaluar el riesgo de contaminación en un área como la RBBM y para identificar de manera informada los sitios de muestreo para la investigación posterior sobre la contaminación en la reserva. La generación de mapas de riesgo de contaminación puede replicarse en otras entidades que requieran conocer el riesgo potencial de contaminación.

8. CAPÍTULO II. Determinación de las concentraciones de EPT en suelo, agua de riego, cultivos para consumo humano y aves para determinar la magnitud de la contaminación por EPT y su posible influencia en la salud humana y ecosistémica.

8.1 Introducción

Los EPT como el Pb, Cd y Hg pueden provenir de fuentes naturales o antropogénicas (*p. ej.*, emisiones vehiculares e industriales y el uso de agroquímicos), y su presencia en los ecosistemas se relaciona con efectos negativos a nivel multisistémico en los seres vivos, por ejemplo, con afecciones al sistema inmunológico, sistema nervioso y sistema reproductivo (Zhang et al., 2020).

En los agroecosistemas se pueden encontrar diversas fuentes de EPT, entre las cuales se incluyen el uso de agroquímicos, el riego con agua contaminada y el uso de composta contaminada. La exposición de los seres vivos a concentraciones ambientales de EPT puede derivar en la bioacumulación de estos elementos y en su transferencia a través de las redes tróficas (Hamed et al., 2026; Zwolak et al., 2019).

En la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, la implementación de la agricultura intensiva y las actividades urbanas desarrolladas en algunos puntos de la reserva pueden constituir fuentes de EPT. Sumado a lo anterior, la minería e industria desarrolladas en los alrededores de la RBBM, podrían estar contribuyendo a la contaminación de los agroecosistemas (CONANP, 2003).

El monitoreo de EPT es necesario para determinar la magnitud de la contaminación ambiental y sirve como medida exploratoria que permite identificar problemáticas de contaminación, así como identificar fuentes de EPT y proponer medidas de reducción de la contaminación. En este sentido, el biomonitoreo es una herramienta que, mediante la determinación de las concentraciones de EPT en un organismo, facilita la identificación de las concentraciones susceptibles de bioacumulación debido a la exposición a dichos contaminantes ambientales. Esta aproximación ayuda a identificar posibles implicaciones toxicológicas (Page y Maddison, 2008; Wallace, 2012). La información obtenida a partir del monitoreo y biomonitoreo de EPT en los agroecosistemas puede aportar información para la evaluación de la magnitud de la contaminación en matrices bióticas y abióticas, establecer las posibles relaciones entre las concentraciones en dichas matrices ambientales y evaluar los riesgos por exposición a contaminantes (Nassif et al., 2021). El monitoreo y biomonitoreo de EPT son necesarios en la RBBM, debido a la presencia de posibles fuentes de contaminación y a la limitada información científica disponible sobre la contaminación por EPT en la región.

En este trabajo se evaluó la magnitud de la contaminación por EPT en agroecosistemas de la RBBM mediante monitoreo y biomonitoreo. Para ello, se determinaron las concentraciones de Pb, Cd y Hg en el agua de riego, el suelo, los cultivos destinados al consumo humano y la sangre de aves muestreadas en agroecosistemas de la RBBM. Los resultados se compararon con los niveles máximos permisibles nacionales e internacionales. Las concentraciones de EPT en la sangre de las aves fueron comparadas y discutidas en relación con concentraciones asociadas a efectos toxicológicos. Finalmente, se analizaron las posibles correlaciones entre las concentraciones de EPT presentes en matrices bióticas y abióticas, con el objetivo de identificar tendencias que nos permitieran identificar las posibles fuentes de contaminación y, en el caso del biomonitoreo con aves, evaluar la relación entre la contaminación ambiental por EPT y la concentración de EPT en los organismos expuestos. Los resultados obtenidos son útiles para conocer la magnitud de la contaminación por EPT en agroecosistemas de la RBBM, analizar los posibles riesgos para la salud ecosistémica y humana y ayudar a la toma de decisiones para aplicar medidas de mitigación de la contaminación.

8.2 Metodología

8.2.1 Elección de los biomonitores y cultivos de estudio

La elección de las aves evaluadas como biomonitoras de contaminación por EPT se realizó mediante la revisión de la literatura y la observación de campo. Se seleccionaron especies de aves passeriformes no migratorias y de hábitos alimenticios principalmente omnívoros, ya que las aves de este orden se distribuyen ampliamente en la zona de la RBBM y en el mundo, lo que facilitaría su captura, y la posibilidad de replicar el estudio en otros puntos geográficos (Ortiz-Pulido et al., 2010). Además, especies pertenecientes al orden Passeriformes se han reportado anteriormente como biomonitoras de EPT en zonas rurales en México (Nava-Díaz et al., 2015).

Por otro lado, la elección de los cultivos para la determinación de EPT se basó en la revisión de la literatura, en la disponibilidad de los cultivos en los sitios de estudio y en la posibilidad de realizar simultáneamente el muestreo de suelo y de la parte comestible del cultivo. Se eligió trabajar con cultivos destinados al consumo humano debido al riesgo que pueden representar para la salud humana en caso de bioacumulación de EPT en los tejidos vegetales (Gupta et al., 2022).

Para seleccionar los cultivos, se realizaron visitas de campo a los sitios de estudio y se eligieron agroecosistemas con siembras en etapa de cosecha o próximas a esta. Se contactó a los agricultores y se solicitó su permiso para realizar el muestreo en sus parcelas.

8.2.2 Muestreo

Los muestreos se llevaron a cabo en la fase final del ciclo agrícola (temporada de cosecha) de los sitios de estudio, durante la temporada seca (otoño-invierno) de 2022-2023. En cada localidad seleccionada (sección 7.2.3) se muestreó un suelo agrícola con riego y sin acolchado plástico. De manera adicional, en los sitios de muestreo S1 y S5 se muestrearon suelos con acolchado para obtener información sobre la contaminación por EPT en suelos con dicha técnica de cultivo. Lo anterior no se realizó en todos los sitios de muestreo ya que el uso de acolchado no se observó en el resto de los sitios. Para facilitar la toma de muestras de suelo y vegetales, se consideró que el terreno no había sido regado en las 24 horas previas al muestreo.

Por otro lado, se muestreó el agua utilizada para el riego de los cultivos en cada sitio de estudio donde se realizaron los muestreos de suelo y de cultivos.

Los muestreos de aves se realizaron en la zona más cercana a los terrenos agrícolas seleccionados en cada sitio de estudio (a no más de 20 metros de distancia). El muestreo y el procesamiento de las muestras para la determinación de EPT se describen en la Figura 7.

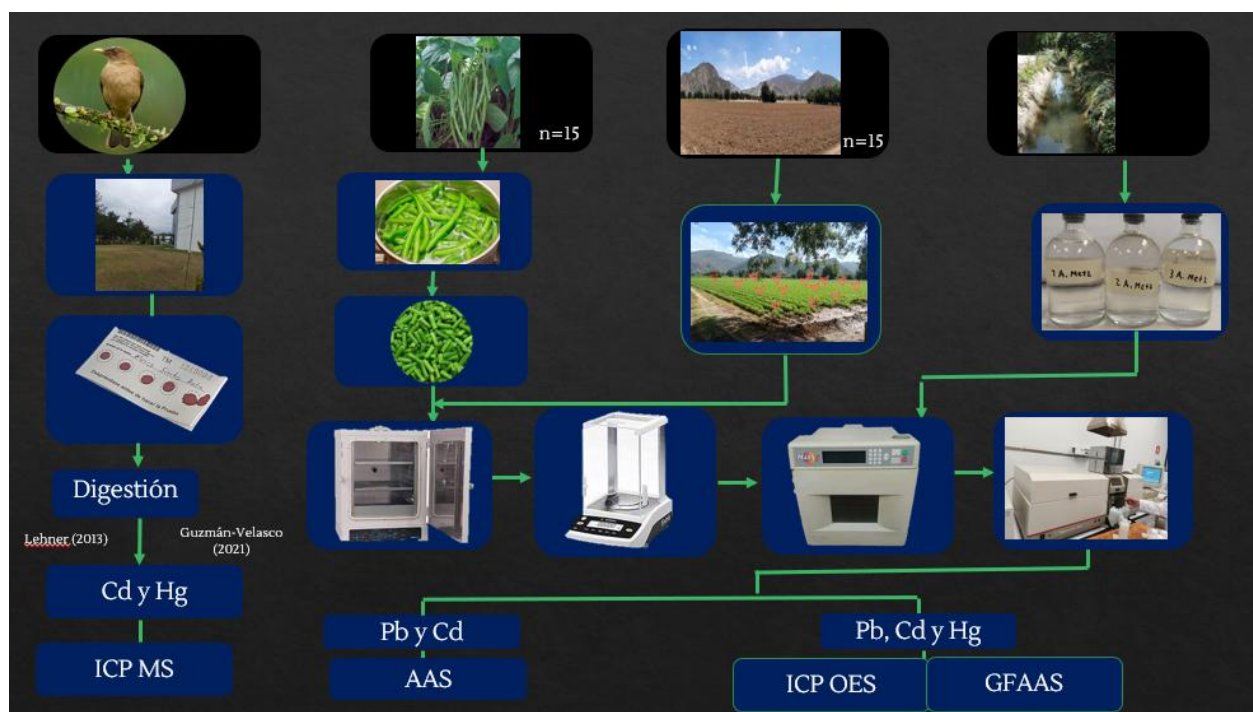


Figura 7. Metodología de muestreo y procesamiento de muestras para la determinación de Pb, Cd y Hg en sangre de aves, vegetales, suelo y agua en agroecosistemas de la RBBM.

8.2.2.1 Muestreo de suelo

Se obtuvo 1 muestra compuesta de suelo siguiendo la metodología reportada por Beltrán-Hernández et al. (s.f.) para el muestreo de suelos. Dicha metodología se explica brevemente a continuación. Se obtuvieron muestras compuestas en cada sitio de estudio conformadas por 10-15 muestras simples (200 g c/u) por cada terreno (1 ha aproximadamente) obtenidas mediante un recorrido en zig-zag. Las muestras se tomaron de los camellones (espacios entre surcos). Para lo anterior, primero se retiraron las plantas cultivadas de un área de 40 × 40 cm. Con una pala recta limpia se formó un hueco, para lo cual se retiró un trozo de suelo, hundiéndolo hasta una profundidad de 30 cm y desechándolo. Posteriormente, se obtuvo una submuestra de uno de los laterales del hueco formado. De la muestra compuesta se obtuvieron dos submuestras de 1 kg mediante el método de cuarteo. Cada muestra de 1 kg se depositó por separado en una bolsa de plástico rotulada con la fecha y el sitio de muestreo. Finalmente, las muestras se transportaron al laboratorio para su procesamiento.

8.2.2.2 Muestreo de agua

El muestreo del agua de riego para determinar EPT se realizó directamente en la salida del canal de riego de los agroecosistemas seleccionados. En cada punto de muestreo se utilizaron 4 recipientes rotulados y previamente lavados con ácido nítrico al 3% para la recolección de 250 mL de muestras de agua por triplicado, y una muestra adicional para la medición de parámetros fisicoquímicos (Kinuthia et al., 2020). El análisis fisicoquímico se realizó en el sitio de muestreo con un dispositivo electrónico multiparamétrico (HM-200 de HM-Digital®) para medir la temperatura, el pH y la conductividad eléctrica CE (Kinuthia et al., 2020). Una vez obtenidas las muestras, se llevaron al laboratorio para su análisis posterior.

8.2.2.3 Muestreo de aves

En cada sitio de estudio se realizó un muestreo aleatorio simple de aves. Para lo anterior, se colocaron 3 redes de niebla de 12 m de largo × 2.5 m de alto distribuidas en puntos donde se observó mayor actividad de aves. El esfuerzo de muestreo fue de 21 horas red por día durante 1-2 días. Lo anterior fue suficiente para obtener las capturas esperadas, a pesar de ser un esfuerzo menor que el realizado por otros autores (Nava-Díaz 2013).

8.2.2.3.1 Muestreo de sangre

Se realizó un muestreo mínimamente invasivo para determinar la bioacumulación de EPT. Para ello, el muestreo consistió en la obtención de muestras de sangre. Se colectaron de 5 a 7 muestras de sangre en cada sitio de estudio (Nava-Díaz et al., 2015). Se muestrearon aves adultas físicamente

sanas, no en proceso de anidación (sin parche de anidación visible en las hembras) y sin huevo en el oviducto. El manejo del ave consistió en la toma de medidas anatómicas (ala, tarso, cola, pico y peso) y en el examen físico para evaluar, de manera general, su condición corporal y su estado de salud (Guzmán-Velasco et al., 2021). Posteriormente se obtuvieron las muestras de sangre mediante punción de la vena ulnar. Se depositaron 50 µL de la muestra de sangre por triplicado en tarjetas de Guthrie (Ahlstrom Munksjö, Germany). Finalmente, a cada individuo se le colocó un anillo numerado para su identificación posterior. Las capturas, las tomas de muestras y el anillamiento se realizaron bajo el permiso de colecta N°SPARN/DGVS/01799/22 proporcionado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

8.2.2.4 Muestreo de cultivos

Se muestreó la parte comestible de los cultivos. Las especies muestreadas correspondieron a ejotes (*Phaseolus vulgaris*), jitomate (*Solanum lycopersicum*), frijol (*Phaseolus vulgaris*), maíz (*Zea mays*), chícharos (*Pisum sativum*) y fresa (*Fragaria vesca*) y carrizo silvestre (*Phragmites australis*) (Tabla 7). Este último, aunque no es comestible, se incluyó como especie vegetal del sitio control. Se obtuvieron entre 10 y 15 muestras de cultivo en los mismos puntos de colecta del suelo de cada sitio de estudio. Las muestras se conservaron en bolsas de polietileno rotuladas para su transporte al laboratorio y su posterior procesamiento (Gupta et al., 2022).

Tabla 7. Muestras de cultivos colectados en la RBBM.

Sitio de estudio	Nombre común	Nombre científico	Familia	Parte comestible
0	carrizo	<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	hoja*
1 s.a.	ejotes	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Fabaceae	fruto
1 c.a.	jitomate	<i>Solanum lycopersicum</i>	Solanaceae	fruto
2	frijol	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Fabaceae	semilla
3	chícharos	<i>Pisum sativum</i>	Fabaceae	semilla
4	maíz	<i>Zea mays</i>	Poaceae	semilla
5 s.a.	maíz	<i>Zea mays</i>	Poaceae	semilla

5 c.a.	fresa	<i>Fragaria vesca</i>	Rosaceae	fruto
6	maíz	<i>Zea mays</i>	Poaceae	semilla

s.a: sin acolchado, c.a.: con acolchado, *: No comestible.

8.2.3 Caracterización fisicoquímica

El procesamiento y análisis de EPT de las muestras de suelo, agua, sangre de aves y de cultivos se llevaron a cabo en el Área Académica de Química de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

8.2.3.1 Caracterización fisicoquímica del suelo

En el laboratorio, las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente durante aproximadamente 3 días. Una vez secas, se retiraron las rocas y el material vegetal. Posteriormente, cada muestra se trituró en un mortero de cerámica, se eliminaron los residuos grandes y las rocas, y se tamizó con un tamiz de 2 mm de apertura (Fisher Scientific Company, USA). Finalmente, las muestras se conservaron en bolsas rotuladas hasta su análisis.

Procesamiento de muestras para caracterización y determinación elemental en suelo

Se tomó una submuestra de aproximadamente 100 g de la muestra original para la determinación de elementos potencialmente tóxicos; se depositó en una charola de aluminio y se secó a 45°C en un horno de laboratorio (Thermolyne, 9000, USA) durante 1 a 2 días, o hasta que alcanzó un peso constante. Una vez que la muestra se secó por completo, se conservó en una bolsa rotulada a temperatura ambiente.

Caracterización del suelo

Las propiedades del suelo evaluadas para su caracterización fueron pH, CE, capacidad de intercambio catiónico (CIC), materia orgánica (MO) y textura. Se utilizó el equipo multiparamétrico HM-200 de HM-Digital® para medir el pH y la CE. Por otro lado, la evaluación de la materia orgánica se realizó mediante el método AS-07 de Walkley-Black, propuesto en la NOM-021 (Poudel, 2020). La CIC se determinó mediante el método del cloruro de bario-trietanolamina y la textura del suelo mediante el hidrómetro de Bouyoucos (densímetros Robsan, Bouyoucos, México) (NOM-021).

Determinación de materia orgánica

Se determinó la materia orgánica mediante el método de Walkley y Black (NOM-021). En síntesis, se pesó por triplicado 0.5 g de la muestra seca y tamizada con tamiz de 0.5 mm. En un matraz Erlenmeyer se colocó la muestra y se adicionaron 10 mL de dicromato de potasio 1 N girando el matraz para permitir el contacto con el suelo. Después, se agregó H₂SO₄ concentrado a la

suspensión y se mantuvo girando cuidadosamente el matraz durante 1 minuto. Se dejó reposar durante 30 minutos sobre una superficie de madera. Luego se añadieron 200 mL de agua destilada, seguidos de 5 mL de H₃PO₄ concentrado. Se añadieron entre 5 y 10 gotas del indicador de difenilamina. Finalmente, se tituló con una disolución de sulfato ferroso, gota a gota, hasta obtener un color verde claro. El cálculo del porcentaje de materia orgánica a partir del porcentaje de carbono orgánico se realizó conforme a lo siguiente (Ecuaciones 5 y 6):

$$\% C \text{ Orgánico} = ((B - T)/g)(N)(0.39) \text{ mcf} \quad (5)$$

Donde:

B = volumen de sulfato ferroso consumido para valorar el blanco de reactivos.

T = volumen de sulfato ferroso consumido para valorar la muestra (mL).

N = normalidad exacta de sulfato ferroso (valorar por separado al analizar las muestras).

g = peso de la muestra empleada (g).

mcf = factor de corrección de la humedad.

$$\% \text{ Materia orgánica} = \% C \text{ Orgánico} \times 1.724 \quad (6)$$

El porcentaje de materia orgánica se clasificó de acuerdo con los valores de la Tabla 8:

Tabla 8. Valores de referencia para la clasificación de la materia orgánica en suelos. Recuperado de NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clase	Materia orgánica
Suelos no volcánicos	
Muy bajo	< 0.5
Bajo	0.6 – 1.5
Medio	1.6 – 3.5
Alto	3.6 – 6.0
Muy alto	>6.0

Determinación de pH

Se mezcló la muestra de suelo con agua destilada en una proporción 1: 2 en un vaso de precipitado. Luego, se agitó con una varilla de vidrio a intervalos de 5 minutos durante 30 minutos. Posteriormente, se dejó reposar durante 15 minutos. Se midió con un potenciómetro calibrado (HM-200 de HM-Digital®, multiparamétrico) introduciendo el electrodo en la solución, sin que este tocara el sedimento. Se registró el pH en el momento en que la medición se estabilizó. Finalmente, se clasificó el pH según la Tabla 9.

Tabla 9. Clasificación de pH. Recuperado de NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 – 8.5
Fuertemente alcalino	>8.5

Determinación de textura

La determinación de la textura de los suelos se realizó de acuerdo con el método descrito en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Para lo anterior, se pesaron 50 g de suelo previamente secado a temperatura ambiente y tamizado con un tamiz de malla de 2 mm. Después de poner el suelo en vasos de 250 mL se agregó agua destilada hasta lograr una lámina de 2 cm por encima del suelo. Se añadieron 5 mL de oxalato de sodio y 5 mL de metasilicato de sodio. Se dejó reposar 15 minutos. La muestra se agitó con un agitador mecánico durante 5 minutos. Después, se pasó el contenido a una probeta de 1000 mL y, con el hidrómetro dentro de la probeta, se completó con agua destilada hasta alcanzar los 1000 mL. Se retiró el hidrómetro y se suspendió la probeta con un agitador durante 1 minuto. A los 20 segundos de la dispersión manual, se suspendió el hidrómetro sobre la muestra y se registró el valor.

Se realizó otra lectura del hidrómetro a los 40 segundos y se registró el valor. Finalmente, se esperaron 2 horas para realizar la siguiente lectura, tras lo cual se insertó nuevamente el hidrómetro 20 segundos antes de que se cumplieran las 2 horas. Con los resultados obtenidos, se empleó una fórmula para determinar los porcentajes de arcilla, limo y arena, los cuales se ubican en el triángulo textural para obtener la textura del suelo.

Determinación elemental

Para determinar las concentraciones de Pb, Hg y Cd, las muestras se sometieron a una digestión ácida asistida por microondas, según el método 3051A (EPA, 2007b). La cuantificación de Pb y Cd se realizó mediante espectroscopía de absorción atómica en llama (AAS, Varian SpectrAA-880 AU). La determinación de Hg se realizó mediante el método de vapores fríos (Agilent, Santa Clara, CA, USA). Se determinaron los EPT en las fracciones soluble e intercambiable del suelo.

Extracción de fracción soluble e intercambiable

La fracción soluble de los elementos del suelo se determinó mediante el método de Tessier modificado por Lucho-Constantino et al. (2005). En síntesis, se pesó 1 g de suelo previamente secado en estufa y se agitó con 10 mL de agua destilada durante 4 horas a temperatura ambiente. La fracción intercambiable se obtuvo mediante la colocación de 1 g de suelo en 8 mL de solución de $MgCl_2$ 1 M, con pH ajustado a 7, en agitación continua durante 1 hora a temperatura ambiente (Tessier et al., 1979). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Posteriormente, las muestras de ambas fracciones se centrifugaron durante 10 minutos a 3000 rpm, se extrajo el sobrenadante y se filtró utilizando una bomba de vacío. Después, se aforó cada muestra a 100 mL. Finalmente, las muestras se almacenaron congeladas en frascos previamente lavados con HNO_3 al 3% hasta el momento de la determinación elemental.

Digestión ácida asistida por microondas

Se realizó la digestión de las muestras, previa al análisis, para determinar los elementos totales del suelo. Para lo anterior se siguió el método 3051 de la EPA (EPA, 2007b). En resumen, se depositó 0.1 g de muestra de suelo en un vaso para digestión previamente lavado con ácido nítrico al 3%. Se añadieron 10 ± 1 mL de ácido HNO_3 y se procedió a la digestión por microondas. Las condiciones necesarias para la digestión fueron las siguientes: alcanzar una temperatura de 175 ± 5 °C en 5.5 ± 0.25 minutos y mantener dicha temperatura por 4.5 minutos. La presión debió alcanzar su pico entre los 5 y los 10 minutos. Una vez terminado el programa de digestión, se dejaron enfriar los vasos durante 30 minutos antes de retirarlos del microondas. Se aforó cada muestra a 100 mL con agua

destilada y se conservó congelada en frascos previamente lavados con HNO₃ al 3% hasta su análisis.

Cuantificación de EPT por ICP-OE

La determinación de los elementos Pb, Cd y Hg se realizó en un equipo de espectroscopía de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OE) (Perkin Elmer Optima 8300). Para cada elemento se utilizó una curva de calibración de 5 puntos. El equipo utilizado recalibró cada 50 muestras analizadas. Un blanco y una solución estándar fueron analizados 1 vez al inicio de la serie, después de cada 25 muestras y al final de la serie.

8.2.3.2 Caracterización fisicoquímica del agua

Los parámetros fisicoquímicos medidos en las muestras de agua fueron el pH, CE, potencial redox (Eh), afluente del agua y la determinación elemental. La determinación del pH y de la CE del agua se realizó en el sitio de estudio con un equipo multiparamétrico HM-200 de HM-Digital®. También en el sitio se obtuvieron los datos para el cálculo del afluente. En el laboratorio se realizaron la determinación del Eh con una sonda multiparamétrica (Hanna HI9829) y la determinación elemental mediante espectroscopía atómica con horno de grafito (Agilent, Santa Clara, CA, USA).

Cálculo de caudal

El cálculo del caudal se realizó siguiendo la metodología de estimación del caudal de la FAO (2023). De manera resumida, en cada sitio de estudio se midieron el ancho y la profundidad del efluente por triplicado. Con la técnica de estimación rápida aproximada (FAO, 2023) se midió la velocidad del efluente. Para lo anterior, se arrojó una hoja de árbol al efluente y se midió el tiempo que tardó en recorrer una distancia determinada. Con los datos recabados se empleó la ecuación 7 para calcular la velocidad media.

$$Vm = d/t * 0.85 \quad (7)$$

En donde:

V_m: es la velocidad media.

d: distancia recorrida por la hoja (m).

t: es el tiempo promedio que la hoja ha recorrido (s).

Posteriormente se calculó el caudal (m^3) utilizando la ecuación 8:

$$C = (Vm * A * p) \quad (8)$$

En donde:

C: es el caudal (m^3)

Vm: es velocidad media (m/s)

A: ancho del efluente (m)

p: profundidad del efluente (m)

Finalmente se calculó el caudal en L/s multiplicando el resultado por 1000.

Determinación de elementos potencialmente tóxicos

Para la determinación de Pb, Cd y Hg en agua, se siguió el método 3015 de la EPA (2007a). Se determinaron los EPT mediante digestión ácida asistida por microondas de la muestra. Para lo anterior, se tomaron 45 mL de la muestra homogeneizada y se depositaron en un vaso de digestión. Después se le añadieron 5 mL de HNO_3 . Se sometieron a digestión asistida por microondas. Cada muestra digerida se aforó a 50 mL con agua desionizada. Las muestras se conservaron congeladas hasta su análisis.

Cuantificación de EPT por GFAAS

La determinación de los elementos Pb, Cd y Hg se realizó en un espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito (GTA120, GFAAS, Agilent, Santa Clara, CA, USA). La cuantificación de Hg se realizó mediante la técnica de vapores fríos. Se realizó una curva de calibración de 5 puntos para cada elemento, con el fin de calibrar el equipo antes de determinar cada uno de ellos (ver la sección de Anexos). El equipo utilizado recalibra cada 50 muestras analizadas. Un blanco y una solución estándar fueron analizados al inicio de la serie de lecturas, cada 25 lecturas y al final de la serie. El método de vapores fríos empleado consistió en el uso de agua destilada como ácido y como reductor se utilizó $SnCl_2$ al 25 % en HCl al 20%.

8.2.3.3 Procesamiento de muestras de aves

En el laboratorio, las tarjetas de Guthrie (Ahlstrom Munksjö, Germany) con las muestras de sangre de las aves se sometieron a una temperatura de 60°C durante 30 minutos en una incubadora para lograr la inactivación microbiológica. Cada tarjeta se guardó a temperatura ambiente en una bolsa plástica limpia y herméticamente cerrada. Posteriormente, se realizó la digestión de las muestras.

Digestión ácida asistida por microondas

Se realizó la digestión de las muestras, previa al análisis, para determinar EPT mediante el método 3051 de la EPA (EPA, 2007b). En resumen, se depositó la sección de la tarjeta de Guthrie impregnada con la muestra de sangre en un vaso de digestión previamente lavado con HNO₃ al 3%. Se añadieron 10 ± 1 mL de HNO₃ concentrado y se procedió a la digestión por microondas. Las condiciones necesarias para la digestión fueron las siguientes: alcanzar una temperatura de 175 ± 5 °C en 5.5 ± 0.25 minutos y mantener dicha temperatura por 4.5 minutos. La presión debió alcanzar su pico entre los 5 y los 10 minutos. Una vez terminado el programa de digestión, se dejaron enfriar los vasos durante 30 minutos antes de retirarlos del microondas. Posteriormente, cada muestra se trasvasó a un vial de vidrio. Para reducir el porcentaje de HNO₃ sin diluir, las muestras se concentraron hasta 3 mL mediante calentamiento en parrillas de laboratorio, bajo una campana de extracción. Finalmente, cada muestra se aforó a 10 mL para la determinación posterior de EPT.

Cuantificación de EPT por GFAAS

La determinación del EPT se realizó en un espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS) GTA-120 (Agilent Technologies, serie 200 AA). Para el análisis de Hg, se empleó la técnica de generación de hidruros con vapor frío.

Se realizó una curva de calibración de 5 puntos para cada elemento, con el fin de calibrar el equipo antes de determinar cada uno de ellos (ver la sección de Anexos). El equipo utilizado recalibra cada 50 muestras analizadas. Un blanco y una solución estándar fueron analizados al inicio, cada 25 muestras y al final de la serie.

8.2.3.3 Procesamiento de muestras de cultivos

Las muestras se lavaron con agua destilada para eliminar posibles contaminantes externos (Zeliha, 2018). Después se cortaron con un cuchillo de acero inoxidable y se secaron en el horno de laboratorio a 75°C hasta obtener peso constante (aproximadamente 48 horas). Posteriormente, las muestras se molieron con un mortero de cerámica, con una licuadora de acero inoxidable (Waring® comercial blender) y para las muestras más difíciles de moler se utilizó un molino de granos manual. Las muestras secas se almacenaron a temperatura ambiente en bolsas de plástico con cierre hermético, rotuladas, hasta su análisis (Gupta et al., 2022).

Determinación de elementos potencialmente tóxicos

Para analizar los elementos Pb, Cd y Hg, primero se sometieron las muestras secas a una digestión ácida asistida por microondas, siguiendo el método 3051A (EPA, 2007b), descrito anteriormente para suelo. Posteriormente, se realizó el análisis elemental mediante un espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS) GTA-120 (Agilent Technologies, serie 200 AA). Para el análisis de Hg, se empleó la técnica de generación de hidruros con vapor frío.

8.2.4 Análisis de resultados

Factor de bioconcentración de elementos potencialmente tóxicos

Este factor se obtiene al calcular la relación entre la concentración de EPT en los vegetales y la de los suelos en los que fueron cultivados, a fin de determinar la asimilación de los elementos potencialmente tóxicos por la planta (Huang et al. 2008) mediante la ecuación 9:

$$BCF = CV / CS \quad (9)$$

En donde:

BCF: es el factor de bioconcentración de elementos potencialmente tóxicos.

CV: es la concentración del metal evaluado en vegetales (en peso seco).

CS: es la concentración de metales presentes en el suelo (en peso seco).

Un BCF mayor que 1 indica una mayor asimilación de elementos potencialmente tóxicos por la planta (Baker, 1981).

Análisis de correlaciones

Se analizaron las posibles asociaciones entre las concentraciones de EPT (Pb, Cd y Hg) en matrices bióticas (sangre de aves y cultivos) y entre matrices bióticas y abióticas (agua y suelo) por medio del coeficiente de Tau de Kendall para datos censurados. Este método fue seleccionado por ser no paramétrico y adecuado para conjuntos de datos que contienen valores por debajo del límite de detección del equipo (LD), es decir, datos censurados por la izquierda (Helsel, 2011). Los análisis se realizaron con el programa R (versión 4.5.2) y los paquetes NADA2 (versión 2.0.1) y Kendall (versión 2.2.2). Para cada par de variables, se utilizaron las observaciones sin valores ausentes y se registró el tamaño muestral utilizado en el análisis. En los casos en los que no se pudo aplicar el

método de Kendall para datos censurados debido a limitaciones en la estructura de los datos (*p. ej.*, baja variabilidad en los valores detectados), se utilizó el Tau de Kendall estándar, que no considera la censura, como análisis complementario para obtener una aproximación exploratoria del resultado. El nivel de significancia estadística se estableció en $\alpha = 0.05$.

8.3 Resultados y discusión

Se caracterizaron fisicoquímicamente los suelos y el agua de los agroecosistemas de los sitios de estudio y se obtuvieron datos de los siguientes parámetros: pH, CE, textura, Eh y materia orgánica. Por otro lado, se reportan los resultados de la concentración de EPT en suelos, agua de riego, cultivos comestibles y sangre de aves residentes en los agroecosistemas seleccionados. Derivado de los datos anteriores, se reporta la información sobre la traslocación de los EPT presentes en el suelo hacia los cultivos, así como el potencial riesgo ecológico y para la salud asociado a las concentraciones de EPT en el agua.

8.3.1 Análisis fisicoquímico del suelo

De los 7 suelos agrícolas evaluados en la RBBM, la mayoría presenta valores de pH medianamente alcalinos (Tabla 10). Los suelos de los sitios S5 y S6 presentan un pH moderadamente ácido, mientras que el suelo de referencia (no agrícola) se considera neutro. La mayoría de los suelos presentaron una CE > 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a excepción del suelo del sitio S5, que presentó una CE de alrededor de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los suelos de los sitios S4 y S6 presentaron la mayor CE. En cuanto a su granulometría, debido al mayor porcentaje de arena respecto al de limo y arcilla presentes en los suelos, todos los suelos agrícolas evaluados se clasifican como arenosos. Los suelos de los sitios evaluados al norte de la reserva (S1 Tecruz Cozapa, S2 Barrio Nuevo y S3 Cerrito) presentaron un porcentaje muy alto de materia orgánica (Tabla 10). Por otro lado, el suelo del agroecosistema S4 (Sta. María), ubicado al noreste, presentó un porcentaje medio de materia orgánica. El porcentaje de materia orgánica más bajo fue el determinado para el sitio S5 s.a. Por otra parte, el Eh de todos los suelos superó los 150 mV.

Tabla 10. Valores obtenidos para las variables de caracterización fisicoquímica del suelo en agroecosistemas de la RBBM.

Caracterización del suelo							
Sitio	pH	Clasificación de pH	Conductividad eléctrica (CE) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Textura (% arena)	Potencial redox (mV)	Materia orgánica (%)	Capacidad de intercambio catiónico (CIC)
0	7.14 $\pm$ 0.12	Neutro	553.33 $\pm$ 14.65	Arenoso (95.94 $\pm$ 0.21)	188.13 $\pm$ 31.41	2.7 $\pm$ 0.44 medio	16.88 $\pm$ 8.84 bajo
1 s.a.	7.86 $\pm$ 0.02	Medianamente alcalino	572.06 $\pm$ 2.87	Arenoso (95.45 $\pm$ 0)	150.1 $\pm$ 8.8	9.08 $\pm$ 0.6 muy alta	65.63 $\pm$ 3.54 muy alta
2	7.77 $\pm$ 0.048	Medianamente alcalino	492.33 $\pm$ 13.57	Arenoso (96.07 $\pm$ 0.11)	170.75 $\pm$ 8.85	7.4 $\pm$ 0.58 muy alta	81 $\pm$ 12.37 muy alta
3	8 $\pm$ 0.08	Medianamente alcalino	752 $\pm$ 8.64	Arenoso (97.58 $\pm$ 0)	168.47 $\pm$ 0.77	8.24 $\pm$ 0.34 muy alta	38.13 $\pm$ 21.21 alta
4	7.97 $\pm$ 0.05	Medianamente alcalino	808.33 $\pm$ 5.79	Arenoso (97.62 $\pm$ 0.001)	167.03 $\pm$ 3.72	2.24 $\pm$ 0.25 media	123.13 $\pm$ 17.68 muy alta
5 s.a.	5.9 $\pm$ 0.1	Moderadamente ácido	289.5 $\pm$ 65.5	Arenoso (97.61 $\pm$ 0.002)	174.87 $\pm$ 4.33	1.09 $\pm$ 0.26 Bajo	105.63 $\pm$ 0.0 muy alta
6	5.87 $\pm$ 0.25	Moderadamente ácido	807.67 $\pm$ 11.59	Arenoso (97.6 $\pm$ 0.004)	157.8 $\pm$ 2.18	2.14 $\pm$ 0.36 medio	161.88 $\pm$ 1.77 muy alta

El pH alcalino, así como la alta proporción de materia orgánica de los suelos evaluados, podría relacionarse con una mayor retención de Pb, Hg y Cd (Manziona y Merrill, 1989, citados en García y Dorronsoro, 2000). Asimismo, se esperaría una menor solubilidad de los elementos mencionados y, por lo tanto, una menor dispersión en otras matrices. Sin embargo, debido a la textura arenosa de los suelos, estos presentan permeabilidad; por lo tanto, es factible que los elementos presentes tengan mayor movilidad (García y Dorronsoro, 2000).

Determinación de elementos potencialmente tóxicos en suelo

En este estudio se encontraron concentraciones de Pb en todos los sitios de muestreo (Tabla 11). Las concentraciones variaron entre el contenido total de Pb, la fracción intercambiable y la fracción soluble del suelo. En cuanto al Pb total, se encontraron concentraciones superiores al LD del equipo (ICP 0.01; GFAAS 0.02 ppm) en el 100% de las muestras, con valores que oscilaron entre 3.01 ± 0.17 y 242.11 ± 14.88 ppm. Las concentraciones de Pb en la fracción intercambiable superaron el LD del equipo en el 85.71% de los sitios de estudio, con valores entre 0.59 ± 0.13 y 14.97 ± 0.73 ppm. Finalmente, en la fracción soluble, aproximadamente el 70% de los sitios de muestreo presentaron concentraciones detectables, que variaron entre 0.87 ± 0.11 y 5.96 ± 0.99 ppm. Estos resultados indican que una proporción del Pb presente en el suelo es potencialmente biodisponible. Esta información concuerda con las características fisicoquímicas previamente descritas (Tabla 11), que limitan la solubilidad de los EPT.

Tabla 11. Concentraciones de Pb, Cd y Hg (ppm) en el suelo de agroecosistemas de la RBBM.

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (PPM)				
Sitio de estudio		Pb	Cd	Hg ¹
0	Fracción soluble	0.87 ± 0.11	< LD	< LD
	Fracción intercambiable	0.98 ± 0.019	< LD	0.033 ± 0.003
	Total	4.8 ± 0.16	0.36 ± 0.02	2.88 ± 0.88
1 s.a.	Fracción soluble	5.44 ± 1.74	1.33 ± 1.22	0.22 ± 0.013
	Fracción intercambiable	12.63 ± 1.5	2.59 ± 0.08	0.24 ± 0.046
	Total	195.32 ± 11.28	21.94 ± 0	6.5 ± 2.21
1 c.a.	Fracción soluble	5.96 ± 0.99	1.85 ± 0.33	0.26 ± 0.012
	Fracción intercambiable	14.97 ± 0.73	1.79 ± 0.57	0.21 ± 0.05
	Total	242.11 ± 14.88	37.53 ± 8.98	1.83 ± 0.32
2	Fracción Soluble	1.05 ± 0.06	< LD	0.2 ± 0.007
	Fracción intercambiable	0.67 ± 0.05	<LD	0.16 ± 0.006

	Total	4.97 ± 0.54	2.2 ± 0.26	1.47 ± 0.045
3	Fracción soluble	1.05 ± 0.07	< LD	0.37 ± 0.29
	Fracción intercambiable	0.59 ± 0.13	< LD	0.45 ± 0.013
	Total	8.26 ± 0.93	0.53 ± 0.08	6.96 ± 0.71
4	Fracción soluble	1.19 ± 0.13	< LD	0.51 ± 0.006
	Fracción intercambiable	0.83 ± 0.04	< LD	0.44 ± 0.05
	Total	3.01 ± 0.17	0.35 ± 0.04	12.44 ± 0.76
5¹	Fracción soluble	< LD	< LD	0.99 ± 0.047
s.a.	Fracción intercambiable	2.81 ± 0.64	0.2 ± 0.031	0.12 ± 0.006
	Total	20.72 ± 1.45	3.166 ± 2.21	5.53 ± 0.86
	Fracción soluble	< LD	< LD	0.63 ± 0.003
5 c.a.¹	Fracción intercambiable	< LD	0.18 ± 0.047	0.12 ± 0.007
	Total	152 ± 15.97	2.12 ± 1.07	3.032 ± 1.33
6¹	Fracción soluble	< LD	< LD	0.59 ± 0.010
	Fracción intercambiable	< LD	0.122 ± 0.048	0.1 ± 0.002
	Total	28.2 ± 16.19	-	1.2 ± 0.09

ppm: partes por millón; ¹: Analizado con GFAAS; LD: Límite de detección ICP (Pb 0.01, Cd 0.003 y Hg 0.08 ppm); Límite de detección AA GFAAS: 0.02 ppm para Pb, 0.0006 ppm para Cd y 0.002 ppm para Hg; s.a.: sin acolchado; c.a.: con acolchado; -: resultados no obtenidos.

Al comparar con estándares internacionales, se observó que el 100% de las concentraciones de Pb total se encuentran por debajo del límite de 200 ppm establecido por la EPA (Kinuthia et al., 2020). De igual manera, en relación con la normatividad mexicana (NOM-147-SEMARNAT-2004), todas las concentraciones de Pb analizadas en la RBBM son inferiores a la concentración de referencia para zonas agrícolas (400 ppm). Esta información es consistente con lo reportado para suelos agrícolas con baja contaminación en México, donde las concentraciones de Pb en el suelo suelen ser inferiores a 100 ppm (Briseño-Bugarín et al., 2024; Chiprés et al., 2009).

Además, las concentraciones de este estudio son más bajas que las reportadas para sitios con alta contaminación en México, como zonas agrícolas cercanas a minas (1673.3 – 7516.6 ppm) (Briseño-Bugarín et al., 2024). Con la excepción del sitio S1 s.a., también son inferiores a las concentraciones reportadas en sitios agrícolas regados con aguas residuales (57.36 ppm) (Chaoua et al., 2019).

La concentración de Pb en el sitio S1 s.a. es aproximadamente cuatro veces mayor que la reportada por Chaoua et al. (2019) en zonas de cultivo regadas con aguas residuales, lo que sugiere la existencia de una fuente de Pb cercana a este sitio. Asimismo, el 100% de las muestras superó la concentración de 1.04 ppm reportada para suelos agrícolas que no reciben riego con aguas residuales en el estado de Hidalgo, México (Prieto-Méndez, 2011) lo que subraya la necesidad de investigar posibles fuentes de contaminación por Pb en la zona. En el contexto de la RBBM, las concentraciones de Pb obtenidas en este estudio en todos los sitios son menores que las reportadas por González-Salazar (2015) (61.11 ppm), con la excepción del sitio S1 s.a. en donde la concentración de Pb es tres veces superior.

Por otro lado, se detectaron concentraciones de Cd en el 100% de los sitios de muestreo (Tabla 10). Para el Cd total, se registraron concentraciones superiores al LD del equipo (ICP-OES 0.003; GFAAS 0.0006 ppm) en aproximadamente el 86% de los sitios, con valores entre 0.35 ± 0.04 y 21.94 ± 0 ppm. En la fracción intercambiable, las concentraciones superaron el LD en cerca del 43% de los sitios de estudio, con un intervalo de 0.122 ± 0.048 a 2.59 ± 0.08 ppm. En contraste, solo el sitio de muestreo S1 presentó una concentración detectable de Cd en la fracción soluble del suelo (Tabla 11). Lo anterior indica que una parte del contenido total de Cd en el suelo se encuentra biodisponible en la fracción intercambiable. El Cd en esta fracción de suelo puede ser movilizado a otras matrices ambientales, ya que su unión débil a complejos orgánicos e inorgánicos lo hace susceptible a cambios iónicos del entorno (García et al., 2004).

Lo anterior es coherente con las propiedades fisicoquímicas de los suelos de la RBBM (Tabla 10). La CIC alta en cerca del 86% de suelos muestreados, el elevado contenido de materia orgánica en el 71% puede contribuir a la retención de una alta proporción de Cd limitando su presencia en la fracción soluble. No obstante, ciertas prácticas agrícolas podrían estar favoreciendo su movilización, lo que explicaría su disponibilidad en la fracción intercambiable del suelo.

En cuanto a la normatividad mexicana (NOM-147-SEMARNAT-2004), el 100% de las concentraciones de Cd en la RBBM son inferiores a la concentración de referencia para zonas agrícolas (37 ppm). Sin embargo, al compararlas con los límites internacionales de 1 a 3 ppm

recomendados por la Unión Europea (Tabla 1), se observa que las concentraciones de Cd total en los sitios 1 s.a. y 5 s.a. fueron superiores, siendo 7.3 y 1.06 veces mayores, respectivamente.

Se considera que los sitios con baja contaminación antropogénica deben presentar concentraciones de Cd inferiores a 0.5 ppm (Ballabio et al., 2024). No obstante, el 57% de los sitios muestreados en la RBBM superó dicho valor de referencia. A pesar de lo anterior, todas las concentraciones analizadas son menores que las reportadas en sitios con contaminación minera, que pueden alcanzar hasta 32.97 ppm (Luo et al., 2019).

Con excepción del sitio 1 s.a., las concentraciones de Cd en este estudio son inferiores a las reportadas por Armienta (2020) para sitios cercanos a zonas mineras (de 5.5 ± 0.71 a 7 ± 0.01 ppm). La concentración en el sitio 1 es 3.13 veces mayor que la concentración más alta reportada por dicho autor. De igual manera, la concentración de Cd en el sitio 1 s.a. es 1.95 veces mayor que la reportada por Chaoua (2019) en zonas agrícolas regadas con aguas residuales (11.22 ± 1.09 ppm). Con respecto a los reportes de la RBBM, todos los sitios presentaron concentraciones inferiores a las reportadas por González-Salazar et al. (2015; 31.82 ppm).

Finalmente, se cuantificaron las concentraciones de Hg en el 100% de las muestras (Tabla 10). El Hg total mostró concentraciones superiores al LD del equipo (ICP-OES: 0.003; GFAAS: 0.0006 ppm) en todos los sitios, con un intervalo de 1.2 ± 0.09 a 12.44 ± 0.76 ppm. En la fracción intercambiable, también se detectó Hg en el 100% de los sitios, con valores entre 0.033 ± 0.003 a 0.45 ± 0.013 ppm. Únicamente el sitio de muestreo S0 presentó una concentración de Hg inferior al LD en la fracción soluble (Tabla 11).

Estos resultados indican que, una proporción de Hg total se encuentra biodisponible en las fracciones intercambiable y soluble lo que implica su potencial movilización a otras matrices. Al igual que con el Pb y el Cd, las características fisicoquímicas del suelo de la RBBM, como la CIC alta en cerca del 86% de los sitios y el alto contenido de materia orgánica en el 71% de los sitios, favorecen la retención de Hg. Factores como las prácticas agrícolas pueden influir en su movilidad y disponibilidad.

En relación con la normatividad mexicana (NOM-147-SEMARNAT-2004), todas las concentraciones de Hg en la RBBM se encontraron por debajo de la concentración de referencia para zonas agrícolas (23 ppm). Sin embargo, al contrastar con el límite de 1.5 ppm establecido por la Unión Europea (Tabla 1), se observa que el 71% de los sitios de muestreo superaron este valor, con concentraciones que lo excedieron entre 1.22 y 8 veces.

Se considera que los sitios con baja contaminación antropogénica presentan concentraciones inferiores a 1.1 ppm de Hg. Dado que el 100% de los sitios muestreados en la RBBM superaron dicho umbral en su contenido total, se puede inferir que la zona presenta un grado de contaminación por Hg (Xu et al., 2015). No obstante, la concentración máxima obtenida (12.44 ± 0.76 ppm) es hasta 63.5 veces menor que la reportada en suelos de áreas mineras (Teng et al., 2020). Es probable que los niveles de Hg en la RBBM estén influenciados por factores como la depositación de Hg atmosférico (Hg₀) y el alto contenido de materia orgánica (Liu et al., 2011).

En síntesis, las concentraciones de Pb, Cd y Hg en los suelos de la RBBM podrían estar vinculadas a procesos de deposición de origen antropogénico, dado que los sitios de estudio son terrenos agrícolas y a que los sitios S1, S2, S3, S4 y S5 se encuentran cercanos a sitios urbanos (Figura 4). Entre las potenciales fuentes de contaminación se encuentran la aplicación de fertilizantes artificiales y pesticidas (Bjerregaard, 2022) así como las emisiones derivadas del tráfico vehicular (Gupta et al., 2022). No se observa un patrón definido de contaminación por EPT en la RBBM, ya que las concentraciones totales variaron entre elementos en cada sitio de la siguiente manera: para Pb, S1 s.a. > S6 > S5 s.a. > S3 > S2 > S0 > S4; para Hg S4 > S3 > S1 s.a. > S5 s.a. > S0 > S2 > S6 y para Cd S1 s.a. > S5 s.a. > S2 > S3 > S0 > S4. La concentración de Cd en suelo del S6 no pudo ser cuantificada ante la imposibilidad de acceder al equipo analítico durante el periodo de procesamiento de las muestras. Las mayores concentraciones de Pb, Cd y Hg se encontraron principalmente en los sitios S1 s.a., S5 s.a. y S3.

8.3.2 Análisis fisicoquímico del agua.

De acuerdo con el análisis fisicoquímico de las muestras (Tabla 12), el agua usada para riego en los 7 sitios muestreados es medianamente alcalina, con un pH que oscila entre 7.93 ± 0.15 y 8.53 ± 0.45 . Los valores de CE se situaron entre 128.67 ± 29.6 y 676.07 ± 1.25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, considerados aceptables para el agua de riego de acuerdo con Ayers y Westcot (1985). La temperatura del agua se encontró dentro del rango de 16.1 ± 0.15 a 23.4 ± 0.19 °C. El flujo varió entre los efluentes debido a diferencias en el tamaño de los canales, la profundidad del agua, el momento de la medición y la velocidad del agua. Todas las muestras de agua presentaron un ambiente oxidante con valores de Eh que oscilaron entre 126.5 ± 2.08 y 426.6 ± 5.5 mV. En todos los casos se trató de agua corriente y cristalina, a excepción de los sitios S1 y S5, donde se observó turbidez (Tabla 12).

Tabla 12. Valores obtenidos para las variables de caracterización fisicoquímica del agua de riego en agroecosistemas de la RBBM.

Caracterización del agua							
Sitio de muestreo	pH	Clasificación de pH	Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Flujo del agua (L/s)	Potencial redox (mV)	Observaciones
0	8.37 $\pm$ 0.094	Medianamente alcalino	502.07 $\pm$ 2.05	23.27 $\pm$ 0.05	3.64	126.5 $\pm$ 2.08	Agua corriente, cristalina.
1	8.1 $\pm$ 0.17	Medianamente alcalino	531.4 $\pm$ 5.35	23.4 $\pm$ 0.19	6.38	426.6 $\pm$ 5.5	Agua corriente. Turbia. Proveniente del río Metztlán.
2	8.37 $\pm$ 0.19	Medianamente alcalino	143.4 $\pm$ 3	21.63 $\pm$ 1.05	0.57	390.9 $\pm$ 11.31	Agua corriente, cristalina, proveniente de Río Santiago
3	8.53 $\pm$ 0.45	Medianamente alcalino	676.07 $\pm$ 1.25	17.77 $\pm$ 0.05	1.58	139.37 $\pm$ 6.32	Agua corriente, cristalina. De Río Metztlán.
4	8.47 $\pm$ 0.37	Medianamente alcalino	139.07 $\pm$ 2.49	22.37 $\pm$ 0.09	2.12	181.3 $\pm$ 7.2	Agua corriente, cristalina, de Río Metztlán
5	8.23 $\pm$ 0.31	Medianamente alcalino	128.67 $\pm$ 29.6	20.2 $\pm$ 0.17	0.7	170 $\pm$ 14.42	Agua corriente, turbia proveniente de presa
6	7.93 $\pm$ 0.15	Medianamente alcalino	176.67 $\pm$ 31.07	16.1 $\pm$ 0.15	1.25	245.3 $\pm$ 15	Agua corriente, cristalina. Proveniente de manantial

El pH del agua de riego de los sitios de estudio evaluados se encuentra dentro del rango de 6 a 9 indicado en la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) para aguas de ríos, arroyos y canales, incluidas aquellas destinadas al riego (Tabla 6). El pH medianamente alcalino del agua de riego podría limitar la disolución de los EPT y, por lo tanto, su biodisponibilidad (García et al., 2000).

La CE del agua en los 4 sitios de estudio evaluados se encuentra dentro de los parámetros esperados para aguas destinadas a riego (CE < 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$), así como dentro de los parámetros para agua potable en los Estados Unidos (CE 30-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Clean Water Team, 2004). El rango de Eh del agua de riego de la RBBM mostró un ambiente oxidante que, en su límite superior, podría limitar la movilización de EPT al favorecer la formación de óxidos con capacidad de adsorberlos, así como su precipitación. Sin embargo, Cd y Pb son potencialmente móviles en un ambiente con un Eh de 200-400 mV (Ziegler et al., 2023).

Determinación de elementos potencialmente tóxicos en agua

Se detectaron Cd y Hg en todas las muestras de agua superficial recolectadas en la RBBM. Al menos uno de estos elementos se cuantificó en las muestras de los sitios S2, S3, S4 y S6, con valores de 0.002 a 0.021 ppm para Cd y de 0.007 a 0.066 ppm para Hg (Tabla 13).

Tabla 13. Concentraciones de Pb, Cd y Hg en el agua de riego de agroecosistemas de la RBBM.

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (PPM)			
SITIO DE MUESTREO	Pb	Cd	Hg
0	<LD	<LD	< LD
1 s.a.	< LD	< LD	< LD
1 c.a.			
2	< LD	0.021 $\pm$ 0.001	0.066 $\pm$ 0.007
3	< LD	0.005 $\pm$ 0.0002	0.045 $\pm$ 0.016
4	< LD	0.002 $\pm$ 0.00006	0.007 $\pm$ 0.004
5	< LD	< LD	< DL
6	< LD	< LD	0.032 $\pm$ 0.005

ppm: partes por millón; LD: Límite de detección GFAAS (Pb 0.02, Cd 0.0006, Hg 0.002 ppm); s.a.: sin acolchado; c.a.: con acolchado.

Los valores de pH alcalinos del agua de la RBBM pueden limitar la disponibilidad de EPT (García et al., 2000). Asimismo, es probable que el ambiente oxidante del agua esté relacionado con las bajas concentraciones de Pb en todos los sitios, pero que, según los valores obtenidos, el Hg y el Cd puedan tener una movilidad media (García et al., 2000; Nriagu et al., 2007).

Las concentraciones de Cd en el agua mostraron un 52% de valores inferiores al LD (0.0006 ppm). Mediante un análisis de Kaplan-Meier se estimó una concentración mediana de 0.005 ppm (IC 95%: 0.004 – 0.006). En México, la normativa establece un límite máximo de concentración de EPT en aguas naturales (NOM-001-SEMARNAT-2021) y en agua para uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-2021). En comparación con la norma nacional de agua potable (NOM-127-SSA1-2021) para Cd (0.005 ppm), la concentración mediana de Cd en la RBBM (0.0058 ppm) superó el límite en 1.16 veces. Cabe destacar que las concentraciones de Cd fueron más altas en el sitio 2, donde superaron el límite 4.2 veces, mientras que en el sitio 3 el valor se acercó al umbral regulatorio. En los sitios restantes, los niveles de Cd se mantuvieron por debajo del límite nacional.

En cuanto al Hg, el nivel en la RBBM fue de 0.0267 ppm, superando el límite de agua potable en México (0.006 ppm) por un factor de 4.4. En sitios individuales, las concentraciones fueron especialmente elevadas: 11 veces más altas en el sitio 2, 7.5 veces en el sitio 3 y 1.17 veces en el sitio 4. Estos valores subrayan la posible gravedad de la contaminación por Hg en áreas específicas de la reserva. Es importante señalar que las normas internacionales de calidad del agua suelen ser más estrictas que las establecidas en México. Por ejemplo, los Criterios Nacionales Recomendados de Calidad del Agua de EE.UU. establecen umbrales más bajos tanto para Cd (0.0018 ppm) como para Hg (0.00077 ppm) en aguas superficiales (EPA, 2024).

Con base en los criterios anteriores, la concentración mediana de Cd en la RBBM superó el límite estadounidense 3.22 veces, con valores que excedieron los límites en sitios específicos. El sitio S2 presentó valores 11.66 veces superiores; el sitio S3, 2.77 veces; y el sitio S4, 1.11 veces. Con respecto al Hg, la concentración mediana fue 34.61 veces el límite de EE.UU. Los valores superiores en sitios específicos fueron particularmente elevados: 85.71 veces en el sitio S2, 58.44 veces en el sitio S3 y 9.09 veces en el sitio S4. Si bien las concentraciones de Pb estuvieron por debajo del LD del método analítico utilizado (0.02 ppm) en todos los sitios de muestreo, no se puede descartar la posibilidad de contaminación por Pb que exceda los estándares nacionales o internacionales, dadas las fuentes conocidas de contaminación en la región y las limitaciones inherentes a los umbrales de detección.

El S2 presentó las concentraciones más altas de al menos dos de los EPT evaluados en este estudio. Al comparar los resultados con los límites máximos permisibles nacionales para EPT en aguas superficiales de efluentes naturales (Tabla 1), los niveles de Cd en los sitios S2, S3 y S4 se mantuvieron por debajo del umbral establecido. En contraste, las concentraciones de Hg superaron el límite permisible de 0.02 ppm en los sitios S2 y S3 en 3.3 y 2.25 veces, respectivamente. Las concentraciones de Pb estuvieron por debajo del LD (0,02 ppm) en todos los sitios de muestreo. Las

concentraciones elevadas de EPT en el sitio S2 pueden estar asociadas con su ubicación geográfica, ya que el agua que llega a este sitio fluye a través de asentamientos aguas arriba, donde las aguas residuales domésticas y otras descargas antropogénicas pueden contribuir a la contaminación. Además, los testimonios locales sugieren posibles fuentes de EPT en el sitio S2, entre ellas el uso de agroquímicos (en particular, pesticidas) y la quema a cielo abierto de residuos urbanos y agrícolas.

Si bien investigaciones previas de López et al. (2020b) reportaron una correlación entre las concentraciones de Cd y Pb en aguas superficiales afectadas por zonas urbanas, el estudio actual no detectó Pb, probablemente debido a las limitaciones de detección del método. Sin embargo, la tendencia reportada para el Cd coincide con nuestros hallazgos, particularmente en los sitios S2 y S3, ambos ubicados cerca de zonas urbanizadas y clasificados con niveles de riesgo de contaminación de medio a alto de acuerdo con el mapa de riesgo (Sección 7, Capítulo I).

En la RBBM, las posibles fuentes locales de EPT incluyen el uso de agroquímicos, la quema de residuos a cielo abierto, las emisiones de vehículos y maquinaria agrícola y el desgaste mecánico de sus componentes (González-Salazar et al., 2015; Nawab et al., 2018). Además, la contaminación puede provenir de lugares remotos, ya que algunos cuerpos de agua de la RBBM reciben efluentes que atraviesan diversas regiones con posibles fuentes de contaminación por EPT (González-Salazar et al., 2015).

Este estudio se encuentra entre las pocas investigaciones recientes en México que determinan EPT en aguas superficiales. Investigaciones similares realizadas en regiones de mayor impacto, como los estudios de Pérez Castresana et al. (2019) y López et al. (2020b), reportaron concentraciones de EPT considerablemente más altas en efluentes superficiales del centro y el noreste de México. Por ejemplo, Pérez Castresana et al. (2019) encontraron concentraciones de Pb de 0.008 ± 0.007 ppm en agua de manantial y de 0.006 ± 0.015 ppm en agua de pozo, mientras que López et al. (2020b) informaron concentraciones de Pb que oscilaban entre 0.3 ± 0.17 y 2.98 ± 1.52 ppm, y de Cd de 0.02 ± 0.05 a 0.4 ± 0.24 ppm. Estos niveles elevados probablemente reflejan mayores presiones antropogénicas en dichas áreas de estudio. Por el contrario, aunque las actividades antropogénicas dentro de la RBBM, como la agricultura y el desarrollo urbano a pequeña escala, pueden contribuir a la contaminación ambiental, se esperaba que el estado semiprotegido de la reserva y su aislamiento geográfico respecto de las grandes zonas industriales resultaran en niveles de contaminación comparativamente más bajos. Esta expectativa se confirmó ya que las concentraciones detectadas en este estudio estuvieron por debajo o cerca de los límites regulatorios nacionales y, en general, fueron inferiores a las reportadas en estudios de regiones más

contaminadas. Estudios internacionales realizados en sitios altamente contaminados han reportado niveles de EPT incluso más altos, con concentraciones que, en algunos casos, excedieron las obtenidas en el presente estudio en más de 400 veces (Iqbal et al., 2024; Luo et al., 2024; Talpur et al., 2025) lo que subraya la relativa moderación de la contaminación dentro de la RBBM.

Como resultado del análisis de la determinación de EPT en agua, se publicó el artículo “Assessment of potentially toxic elements in water from the protected natural area Barranca de Metztitlán, Mexico, and human health and ecological risk analysis” (DOI: <https://doi.org/10.3390/environments12100367>).

8.3.3 Determinación de EPT en cultivos

De acuerdo con el análisis elemental de las muestras de cultivos de la RBBM (Tabla 14), se detectaron concentraciones de al menos dos EPT en todas las muestras analizadas. Las concentraciones detectables de Cd se encontraron en un intervalo de 0.08 ± 0.03 a 0.74 ± 0.35 ppm; las de Pb, de 0.48 ± 0.059 a 8.59 ± 0.52 ppm; y las de Hg de 2.5 ± 0.22 a 34.25 ± 5.63 ppm. Las concentraciones de Hg en vegetales mostraron que el 50% de los valores estaban por debajo del LD (0.002 ppm). Mediante un análisis de Kaplan-Meier se estimó una concentración mediana de 0.250 ppm (IC 95%: 0.098–0.402).

Lo anterior indica que ejotes, jitomates, frijol, chícharo, maíz y fresa pueden bioacumular EPT. Las mayores concentraciones obtenidas correspondieron a Hg cuantificado en frijol (S2) y a Pb en maíz (S2 y S4). En contraste, las concentraciones detectables más bajas correspondieron a Cd en frijol (S2), chícharo (S3) y fresa (S5). Sin embargo, en el 62% de las muestras analizadas, las concentraciones de Hg se encontraron por debajo del LD (0.002 ppm).

Tabla 14. Concentraciones de Pb, Cd y Hg (ppm) en cultivos para consumo humano de agroecosistemas de la RBBM.

Sitio de muestreo	Cultivo	Nombre científico	Estructura	Cd	Pb	Hg
0*	Gramínea	<i>Phragmites australis</i>	Fruto	-	-	< LD
1 s.a.	Ejote	<i>Phaseolus vulgaris</i>		0.74 ± 0.35	1.52 ± 0.71	4.74 ± 2.99

1 c.a.	Jitomate	<i>Solanum lycopersicum</i>	0.23 ± 0.049	1.88 ± 0.32	<LD
2	Frijol	<i>Phaseolus vulgaris</i>	0.08 ± 0.03	8.47 ± 0.54	34.25 ± 5.63
3	Chícharo	<i>Pisum sativum</i>	0.16 ± 0.036	0.77 ± 0.1	2.5 ± 0.22
4	Maíz	<i>Zea mays</i>	0.40 ± 0.19	8.59 ± 0.52	<LD
5 s.a.	Maíz	<i>Zea mays</i>	-	-	-
5 c.a.	Fresa	<i>Fragaria vesca</i>	0.16 ± 0.03	0.48 ± 0.059	<LD
6	Maíz	<i>Zea mays</i>	NV	NV	<LD

ppm: partes por millón; LD: Límite de detección GFAAS (Pb 0.02 ppm, Cd 0.0006 ppm y Hg 0.002 ppm); s.a.: sin acolchado; c.a.: con acolchado. NV: No válido por discrepancia entre réplicas. * El sitio 0 es el sitio de referencia, por lo que se obtuvo una planta no perenne.

Dada la falta de una norma nacional que establezca límites de concentración de EPT en cultivos para consumo humano, se compararon los resultados obtenidos con límites nacionales estipulados para otros alimentos, así como con límites internacionales.

Cerca del 70% de las concentraciones de Cd detectadas en harinas de grano en México superaron el límite máximo permisible de 0.1 ppm (NOM-247-SSA1-2008, 2008). La mayor concentración de Cd rebasó dicho límite 7.4 veces. De manera similar, poco más del 85% de las muestras presentaron concentraciones de Pb superiores al límite de 0.5 ppm establecido por la regulación mexicana (NOM-247-SSA1-2008, 2008). La mayor concentración de Pb, correspondiente al maíz (S4), fue 17 veces superior al límite mencionado. Por otro lado, las concentraciones de Hg obtenidas en ejote (S1), frijol (S2) y chícharo (S3) fueron mayores que el límite de Hg (1 ppm), establecido a nivel nacional solo para productos de la pesca (NMX-F-220-SCFI-2011, 2011). Entre las concentraciones de Hg mencionadas, resalta la del frijol (S2) que rebasó 34.25 veces el límite nacional. Concentraciones similares solo se han reportado en plantas acumuladoras e hiperacumuladoras, en las cuales se han cuantificado concentraciones de Hg en un intervalo de 7.86– 6000 ppm (Cui et al., 2023; Muryani et al., 2023). Sin embargo, *Phaseolus vulgaris* no se ha reportado como hiperacumulador potencial de Hg; por el contrario, las concentraciones reportadas en la literatura no superan 1 ppm de dicho elemento. Por ejemplo, Silva et al. (2025) reportaron concentraciones de Hg en variedades

comerciales de frijol entre 0.560 ± 0.060 y 3.74 ± 0.16 ppb. Se sugiere analizar nuevamente las concentraciones de Hg en frijol (S2) debido a sus valores extremos, ya que se trata de un cultivo destinado al consumo humano y podría representar un alto riesgo para la salud de los consumidores. Las concentraciones de Hg en la fracción biodisponible del suelo y en el agua del S2 podrían estar contribuyendo a la concentración de Hg en el frijol, pero dada la elevada concentración presente en la planta, sería pertinente evaluar otras posibles fuentes de contaminación por Hg.

En comparación con el Codex Alimentarius (FAO y WHO, 2024), el 57.14% de los cultivos de la RBBM presentaron concentraciones de Cd superiores al límite máximo establecido en dicho documento (Tabla 15). Las muestras de frijol (S2) presentaron concentraciones inferiores al límite. La concentración más alta de Cd en el ejote (S1 s.a.) es 7.4 veces superior al límite internacional. Por otro lado, las concentraciones de Pb del 71.4% de los cultivos de la RBBM rebasaron los límites del Codex Alimentarius. La concentración más alta de Pb correspondiente al maíz (S4) fue 171 veces mayor que la concentración máxima permisible en el Codex Alimentarius, seguida por el frijol (S2), que superó el límite 84.7 veces.

Tabla 15. Niveles máximos de EPT (ppm) establecidos por el Codex Alimentarius para cultivos destinados al consumo humano.

EPT	Cultivo	Parte del cultivo a la que aplica el nivel máximo	Nivel máximo (ppm)
Cd	Maíz, fresa*	Producto después de eliminar los tallos.	0.05
	Frijol, chícharo y ejote	Producto entero consumido, con o sin vaina.	0.1
Pb	Maíz	Producto después de eliminar los tallos.	0.05
	Fresa	Todo el producto una vez eliminadas las coronas y los tallos	0.1

Frijol, chícharo y ejote	Totalidad del producto incluyendo las vainas y el producto desgranado.	0.1
--------------------------	--	-----

*No se especifica en el Codex Alimentarius la concentración de Cd para fresa, pero para efectos comparativos se consideró la concentración para maíz.

La secuencia de las concentraciones promedio de EPT en *Phaseolus vulgaris* (ejote) fue la siguiente: Hg > Pb > Cd. Las concentraciones de Pb y Cd en este estudio se encuentran dentro del rango de resultados detectables reportados por diversos autores alrededor del mundo y compilados en la base de datos BAPPET, de 0.020 ppm a 6.7 ppm y de 0.01 ppm a 1.2 ppm, respectivamente (Genies et al., 2025). La concentración de Hg es generalmente baja en cultivos destinados al consumo humano; no pudo ser detectada en varios estudios de la misma base de datos y los resultados se reportaron como menor que el LD, sin especificar el LD del método empleado. Otros autores han reportado concentraciones < 1 ppm de Hg (Reis et al., 2025), a diferencia de las detectadas en este estudio, que superaron dicho valor.

En *Solanum lycopersicum* (tomate) el orden fue Pb > Cd > Hg. La concentración de Pb y Cd en este estudio superó en 4 y 1.64 veces, respectivamente, lo reportado por Gupta et al. (2022) en el cultivo de tomate en la India. De igual manera, los resultados de este estudio superaron en 112.5 veces la concentración de Pb y en 76.67 veces la de Cd reportadas por Rusin et al. (2021) en tomate. Sin embargo, los resultados de Pb, Cd y Hg se encuentran por debajo de las concentraciones de EPT reportadas por otros autores en sitios contaminados (concentraciones máximas de 22.41 ppm, 4.52 ppm y 3.26 ppm, respectivamente) (Genies et al., 2025; Gupta et al., 2022; Rusin et al., 2021).

En *Phaseolus vulgaris* (frijol) los EPT se acumularon siguiendo el patrón Hg > Pb > Cd. La concentración de Pb en este estudio fue 10.46 veces mayor que la reportada por Sanga y Pius (2024). Sin embargo, es menor que las reportadas por otros autores en zonas con contaminación urbana e industrial (9.42 – 84.16 ppm) (Genies et al., 2025). Las concentraciones de Cd detectadas por otros autores varían. En sitios donde la contaminación proviene de fuentes naturales, las concentraciones se encuentran entre 0.02 a 0.66 ppm; en sitios con contaminación agrícola, son de 0.003 ppm, mientras que, en sitios con contaminación urbana e industrial, el intervalo está entre 0.01 a 23.8 ppm (Genies et al., 2025). La concentración de Cd en frijol cuantificada en este estudio es 297.5 veces menor que la concentración más alta reportada para sitios con contaminación industrial en la base de datos BAPPET; también se encuentra en el rango de concentración de Cd para sitios con posible contaminación de fuentes naturales. Sin embargo, no se descarta que parte de la contaminación por Cd se deba a fuentes antropogénicas derivadas de las prácticas agrícolas y de

la quema de residuos en el sitio de muestreo. Por otro lado, las concentraciones de Hg reportadas por otros autores (0.21 – 0.27 ppm) para cultivos destinados al consumo humano, muestreados en zonas con contaminación urbana e industrial, son menores que las reportadas en este estudio (Genies et al., 2025; Sanga y Pius, 2024). Lo anterior podría indicar una hiperacumulación de Hg en el cultivo muestreado, ya que se considera que una planta es hiperacumuladora cuando es capaz de concentrar más de 10 ppm de un elemento (Muryani et al., 2023). Sin embargo, se requieren análisis adicionales para corroborar lo anterior e identificar la posible fuente de contaminación.

Las concentraciones promedio de EPT en *Pisum sativum* (chícharo) presentaron el siguiente orden: Hg > Pb > Cd. Las concentraciones de Pb determinadas en este estudio son hasta 2.4 veces mayores que las observadas en sitios con posibles fuentes naturales de contaminación (0.32 – 0.69 ppm). Sin embargo, coinciden con las concentraciones reportadas por otros autores en sitios con contaminación por prácticas agrícolas (0.5– 10.1 ppm) (Genies et al., 2025). La concentración de Pb en cultivos de *Pisum sativum* de la RBBM es hasta 157.14 veces menor que la máxima concentración reportada para cultivos con contaminación industrial (6.03 – 121 ppm) (Genies et al., 2025). La concentración de Cd obtenida en este estudio coincide con la información reportada por otros autores para sitios con contaminación por prácticas agrícolas (0.001 – 0.22 ppm) (Genies et al., 2025). Además, coincide con la concentración más baja reportada en sitios con contaminación urbana e industrial (0.1 – 23.8 ppm), pero es hasta 148.75 veces menor que la concentración máxima reportada (Genies et al., 2025). Por otro lado, la concentración de Hg en chícharos es mayor que las concentraciones reportadas de Hg en cultivos de otros estudios (< LD, con LD no especificado y < 1 ppm) (Genies et al., 2025; Silva et al., 2025).

En *Zea mays* del S4, las concentraciones de EPT presentaron el siguiente orden: Pb > Cd > Hg. Las concentraciones de Pb en este estudio fueron mayores que las reportadas por otros autores para zonas con contaminación por prácticas agrícolas (0.01–0.19 ppm) y para algunos sitios con contaminación industrial y urbana (0.02– 4.65 ppm) (Genies et al., 2025; Sanga y Pius, 2024). Sin embargo, la mayor concentración de Pb cuantificada en este estudio es 3 veces menor que la concentración máxima reportada en la base de datos de BAPPET para una zona con contaminación industrial (25.9 ppm). En cuanto a las concentraciones de Cd, el resultado de *Zea mays* (S6) (< LD; LD 0.0006 ppm) está por debajo de lo reportado por otros autores, en los que la contaminación por Cd puede provenir de prácticas agrícolas (0.1 – 0.07 ppm) (Genies et al., 2025). Sin embargo, la concentración de *Zea mays* (S4) rebasa 1.33 veces la máxima concentración reportada para sitios con posible contaminación urbana e industrial (0.2–0.3 ppm) (Genies et al., 2025). En este estudio no se detectaron concentraciones de Hg en cultivos de *Zea mays*, lo cual coincide con el resultado

de Liu et al. (2025) quienes obtuvieron bajas concentraciones de Hg (0.0011 ppm) en cultivos de *Zea mays* de una zona con potencial de contaminación industrial.

La secuencia de las concentraciones promedio de EPT en *Fragaria vesca* (fresa) fue la siguiente: Pb > Cd > Hg. La concentración de Pb cuantificada en este estudio es hasta 10 veces mayor que la reportada por otros autores en zonas con potencial de contaminación por prácticas agrícolas (0.02 – 0.04 ppm); sin embargo, es 34.38 veces menor que la concentración reportada en un sitio con contaminación industrial (16.5 ppm) (Genies et al., 2025). Además, coincide con la concentración de 0.161 ppm reportada por Rusin et al. (2021) para *Fragaria vesca* comercializada en los mercados de Polonia. Por otro lado, la concentración de Cd en este estudio es 3.2 veces mayor que la reportada en un sitio con potencial de contaminación urbana (0.05 ppm), pero 1.31 veces menor que la reportada en un sitio con contaminación minera (0.21 ppm) (Genies et al., 2025).

A pesar de la bioacumulación de EPT en los cultivos de agroecosistemas de la RBBM, las concentraciones encontradas son menores que las reportadas por otros autores en cultivos de la RBBM (Tabla 11). Por ejemplo, López-Herrera y Gordillo-Martínez (en González Salazar et al. 2015) reportaron concentraciones de 118 y 93 ppm de Pb en frijol y chile, respectivamente, y de 18 ppm de Cd en chile, mientras que la concentración más alta en este estudio fue de 8.59 ppm de Pb en *Zea mays*. A pesar de las diferencias en las concentraciones reportadas por López-Herrera y Gordillo-Martínez (en González Salazar et al. 2015) y en los resultados obtenidos en este estudio, existe coincidencia en la bioacumulación de Pb en el frijol. Por lo tanto, sería relevante evaluar el posible riesgo para la salud asociado al consumo de dicho cultivo.

En general, la clasificación de los cultivos en función de sus concentraciones de EPT en un orden decreciente (de mayor a menor acumulación) es la siguiente: frijol (S2) > maíz (S4) > ejote (S1) > jitomate (S1) > chícharo (S3) > fresa (S5) > maíz (S6). Es importante recalcar que los cultivos con las mayores concentraciones de EPT fueron muestreados en la parte norte de la RBBM, cerca de zonas urbanizadas. Tomando en cuenta las concentraciones máximas de EPT reportadas por otros autores, la tendencia difiere de la de este estudio y sigue el siguiente patrón: chícharo > maíz > jitomate > fresa > frijol > ejote. Sin embargo, dichos resultados coinciden con los nuestros en cuanto a que todos los cultivos presentaron capacidad de bioacumulación de EPT.

8.3.3.1 Factor de bioconcentración

Los resultados de BCF (por sus siglas en inglés) para ejote, jitomate, frijol, chícharo, maíz y fresa, muestreados en la RBBM, se presentan en la Tabla 16. El BCF calculado de Pb y Hg en frijol (S2) y

de Pb y Cd en maíz (S4) fue mayor que 1, lo que indica bioacumulación significativa de EPT relacionada con el suelo y podría representar un riesgo para los consumidores de estos cultivos. El resto de los cultivos tuvo un BCF menor a 1, lo cual es indicativo de baja bioacumulación y, por lo tanto, de que la bioacumulación de EPT en los cultivos representa un aporte mínimo al riesgo para la salud por exposición a EPT a través del consumo de cultivos contaminados. Sin embargo, se sugiere trabajar en la identificación de posibles fuentes de Hg en S1, dado que el BCF de Hg en ejote (S1) se obtuvo con un valor cercano a 1.

Tabla 16. Factor de bioconcentración de Pb, Cd y Hg a los cultivos muestreados en la RBBM.

Sitio de muestreo	Cultivo	Factor de bioconcentración Pb	Factor de bioconcentración Cd	Factor de bioconcentración Hg
0		-	-	*
1 s.a.	Ejote	0.006 ± 0.002	0.04 ± 0.01	0.95 ± 0.3
1 c.a.	Jitomate	0.008 ± 0.0008	0.006 ± 0.0002	*
2	Frijol	1.7 ± 0.1	0.04 ± 0.006	25.21 ± 2.7
3	Chícharo	0.1 ± 0.007	0.3 ± 0.02	0.4 ± 0.02
4	Maíz	2.85 ± 0.01	1.3 ± 0.26	*
5 s.a.	Maíz	-	-	-
5 c.a.	Fresa	0.003 ± 5.7E-05	0.068 ± 0.011	*
6	Maíz	-	-	*

*: Concentración menor < LD, -: no analizado por falta de datos.

Los resultados obtenidos muestran variaciones en el BCF entre los cultivos. Lo anterior podría estar relacionado con las diferencias en las características de cada especie, como su fisiología, morfología y anatomía (Gupta et al., 2019). De acuerdo con los resultados obtenidos, el frijol (S2) y el maíz (S4) presentaron un BCF de Pb superior al de otros cultivos. Los cultivos de maíz (S4), chícharo (S3) y fresa (S5 c.a.) presentaron un BCF de Cd más altos que otros cultivos; finalmente el frijol (S2) presentó el BCF de Hg más alto que el de ejote (S2) y de chícharo (S3). De manera similar a lo

observado en este estudio, la variación de BCF entre cultivos también ha sido reportada por otros autores (Gupta et al., 2019).

El BCF de algunos cultivos analizados en este estudio fue menor que el reportado por otros autores. Por ejemplo, Gupta et al. (2021) reportaron que 0.006 y 0.010 fueron los valores más bajos de BCF y correspondieron a Pb en chile y berenjena, respectivamente. Dichos resultados son de 2 a 3.33 veces mayores que el valor de BCF más bajo obtenido en este estudio para Pb y que correspondió a fresa (S5). Sin embargo, el BCF de Pb para frijol (S2) y maíz (S4) fue 170 y 285 veces mayor que el BCF más alto calculado para Pb en el estudio mencionado.

Con respecto a Cd, los valores de BCF obtenidos en este estudio para ejote (S1 s.a.), jitomate (S1 c.a.) y frijol (S2) son menores que los reportados por otros autores (CF 0.05 - 0.3) en cultivos de chile, espinaca y berenjena (Gupta et al., 2021). Sin embargo, el BCF de maíz (S4) es 4.33 veces mayor que el BCF de 0.3 reportado por Gupta et al. (2021).

En el 65% de las muestras no pudo calcularse el BCF de Hg debido a que se obtuvieron concentraciones menores al LD, sin embargo, de los valores de BCF calculados, el 100% se encontró por arriba del intervalo reportado por otros autores (0.0008 – 0.0394) (Zhao et al., 2023). El BCF de Hg para frijol (S2) es 3037 veces mayor que el reportado para soya (*Glycine max*; BCF 0.0083) (Zhao et al., 2023).

Los valores bajos de BCF de EPT obtenidos en este estudio coinciden con los resultados de bajas concentraciones de EPT cuantificadas en las fracciones soluble e intercambiable del suelo y que, a su vez, se relacionan con las características fisicoquímicas del suelo, como el pH, la textura y la CIC. Además, es posible que, un porcentaje de los EPT se haya bioconcentrado en otras secciones de la planta (*p. ej.*, raíz) mientras que un porcentaje menor (< 7 %) puede ser bioconcentrado desde el suelo hacia la parte comestible de los cultivos (Eboigbe et al., 2025). Por otro lado, los valores altos de BCF coinciden con los dos sitios en los que la concentración de EPT en las fracciones soluble e intercambiable es alta en relación con la concentración total de EPT en el suelo. En el sitio 4, por ejemplo, el Pb en la fracción soluble constituye el 39.5 % del Pb total y en el sitio 2 representa el 21.13%. Igualmente, en el sitio 2 la concentración de Hg en la fracción soluble constituye el 13.6% del Hg total en el suelo. La concentración de Cd, en el sitio 4 no pudo ser detectada en las fracciones disponibles del suelo, pero sí se detectó Cd total. Es posible que la bioacumulación en el maíz se haya debido a cambios en el suelo que hayan facilitado la biodisponibilidad del Cd, por ejemplo, por la implementación del riego por inundación o la aplicación de fertilizantes. Además, procesos que ocurren en la rizosfera pueden acidificar el suelo y aumentar la biodisponibilidad de Cd ya que

algunos microorganismos producen sideróforos, ácidos orgánicos y agentes quelantes que pueden facilitar su movilidad o captación (Xiong et al. 2025).

8.3.4 Determinación de EPT en sangre de aves

En total, se muestrearon 32 aves pertenecientes a 12 especies, de las cuales el 83.33% son del orden Passeriformes (Fig. 8).

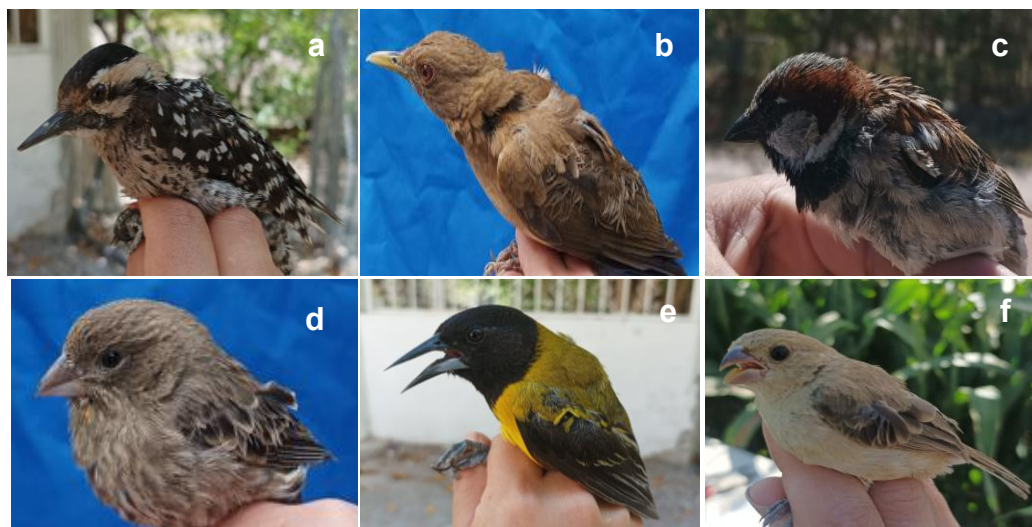


Figura 8. Especies de aves muestreadas en agroecosistemas de la RBBM. a) *Dryobates scalaris*, b) *Turdus grayi*, c) *Passer domesticus*, d) *Haemorrhous mexicanus*, e) *Icterus graduacauda* y f) *Spinus psaltria*.

De igual manera, el 83.33% de las especies muestreadas son residentes (Tabla 17). En todos los sitios de muestreo se registraron especímenes que presentaron al menos uno de los EPT analizados (Cd y Hg).

Tabla 17. Concentraciones de Cd y Hg (ppm) en la sangre de aves residentes en agroecosistemas de la RBBM.

Sitio de estudio	Orden	Especie	Anillo de identificación	Cd	Hg
0	Columbiformes	<i>Leptotila verreauxi</i>	3a 190	< LD	11.71 ± 0.06
0	Columbiformes	<i>Leptotila verreauxi</i>	3b 0.103	< LD	NV
0	Passeriformes	<i>Pheugopedius felix</i>	1 a 0.019	0.17 ± 0.04	16.29 ± 0.94
1	Passeriformes	<i>Turdus grayi</i>	277	0.04*	1.09 ± 0.15
1	Passeriformes	<i>Turdus grayi</i>	0.042	-	1.43 ± 0.04
1	Passeriformes	<i>Turdus grayi</i>	0.2830	< LD	< LD
1	Passeriformes	<i>Turdus grayi</i>	0.57	2.4 ± 1.3	< LD
1	Passeriformes	<i>Turdus grayi</i>	0.298	1.08 ± 0.04	5.47 ± 1.38
1	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	255	-	NV
2	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	069A	NV	< LD
2	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	073-AI	< LD	4.78 ± 0.84
2	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	067	< LD*	< LD*
2	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	047	< LD	< LD

2	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	6760A	< LD*	< LD*
3	Passeriformes	<i>Icterus graduacauda</i>	0.0425	-	12.4*
3	Passeriformes	<i>Sporophila torqueola</i>	IC 131	-	15.07 ± 2.34
3	Passeriformes	<i>Sporophila torqueola</i>	IC 123	-	13.61 ± 0.13
3	Passeriformes	<i>Sporophila torqueola</i>	IC 133	-	12.28 ± 1
3	Passeriformes	<i>Sporophila torqueola</i>	IC 136	-	12.44 ± 0.008
3	Passeriformes	<i>Sporophila torqueola</i>	IB165	-	13.91 ± 2.26
5	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	168 1B	-	0.46*
5	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	s/n 2	-	2.03 ± 0.25
5	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	1791B	-	NV
5	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	-	-	0.53 ± 0.15
5	Passeriformes	<i>Passer domesticus</i>	1761B	-	2.07*
5	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	0.1513	-	5.79 ± 1.9
5	Passeriformes	<i>Spinus psaltria</i>	01503	-	1.4 ± 0.4

5	Passeriformes	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	30.283	-	0.46*
6	Piciformes	<i>Dryobates scalaris</i>	20.432	1.6 ± 0.05	1.75 ± 1.04
6	Passeriformes	<i>Haemorhous mexicanus</i>	01523	2.5*	0.4*
6	Passeriformes	<i>Pheucticus ludovicianus (m)</i>	3a 188	0.37± 0.009	6.44 ± 0.44
6	Passeriformes	<i>Passerina ciris (m)</i>	01526	0.15 ± 0.008	6.99 ± 0.57

ppm: partes por millón; LD: Límite de detección de AA GFAAS (Cd: 0.0006 ppm y Hg: 0.002 ppm); s.a.: sin acolchado; c.a.: con acolchado; *: sin réplica; -: no analizado; NV: no válido debido a una incongruencia en los resultados de las réplicas.

Por razones logísticas y de limitación en el acceso al equipo analítico necesario, la determinación de Cd se realizó en el 50% de las muestras de aves (16 especímenes), de las cuales el 50% presentó concentraciones detectables de dicho elemento en el rango de 0.04 ppm a 2.5 ppm mientras que el 43.75% presentó concentraciones menores al LD.

Las concentraciones variaron entre las especies (Figura 9). Por ejemplo, se determinaron las concentraciones máximas y mínimas detectables de Cd en especímenes de *Turdus grayi* del sitio S1. Otros autores han reportado valores detectables de Cd en la sangre de aves inferiores a 0.21 ppm (Castillo-Guerrero et al., 2025; Haddadi et al., 2025; Kim et al., 2013). Las concentraciones más altas suelen asociarse con áreas industriales y urbanas (Haddadi et al., 2025). Las concentraciones menores que el LD en este estudio son consistentes con concentraciones cercanas o inferiores al LD reportadas en otros estudios (LD de 0.1 ppm) (Castillo-Guerrero et al., 2025; Kim et al., 2013). Sin embargo, de las ocho concentraciones detectables en este estudio, cinco son de 1.76 a 11.9 veces mayores que 0.21 ppm.

Dado que se ha reportado una concentración de 0.0005 ppm de Cd en sangre como concentración umbral relacionada con alteraciones bioquímicas en las aves (alteración enzimática y potencial estrés oxidativo) (Carneiro et al., 2015) es probable que el 100% de las aves de la RBBM con concentraciones detectables presente alteraciones en la salud que podrían estar relacionadas con afectación renal, hepática, inmunológica y reproductiva (Kar y Patra, 2021; Włostowski et al., 2010).

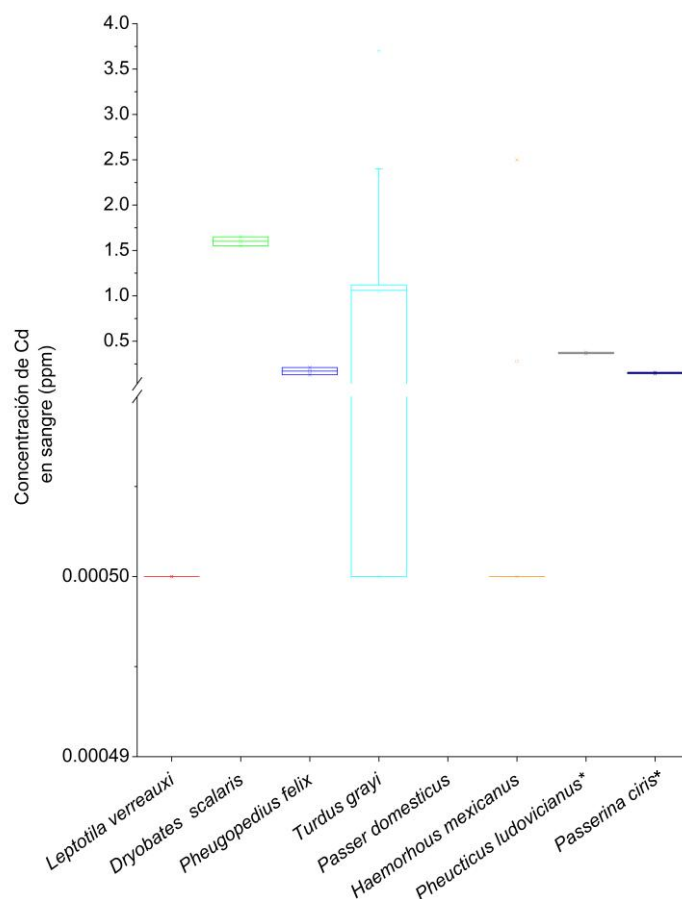


Figura 9. Concentración de Cd en la sangre de aves de la RBBM. * Especies migratorias.

Las concentraciones de Cd en sangre reflejan una exposición aguda, por lo que es posible que las aves de los sitios 1 y 6 hayan estado expuestas a Cd en horas o días previos al muestreo (Wayland y Scheuhammer, 2011) (Fig. 10). Sin embargo, también se ha comprobado de manera experimental que la concentración de Cd en sangre puede incrementarse después de una exposición crónica (Fazlieva et al., 2021). Lo anterior es relevante porque las concentraciones de Cd en la sangre de las aves podrían indicar una alta contaminación ambiental por Cd. Por otro lado, las bajas concentraciones de Cd en la sangre de las aves de los sitios S2 y S0 podrían indicar una exposición reciente limitada a dicho contaminante. Las bajas concentraciones de Cd en la sangre de aves en el sitio S1 coinciden con la baja concentración de Cd en el agua (Tabla 13) y con concentraciones inferiores al LD en la fracción biodisponible del suelo (Tabla 11). De manera similar, la baja

concentración de Cd en la sangre de aves coincide con la baja concentración de Cd en vegetales (Tabla 14) y con concentraciones inferiores al LD en la fracción biodisponible del suelo. Por otro lado, las altas concentraciones de Cd en la sangre de aves del sitio S1 coinciden con las altas concentraciones de Cd en los vegetales y con su presencia en la fracción biodisponible del suelo. Finalmente, en el sitio S6, la presencia de concentraciones elevadas de Cd en la sangre de las aves coincide con la de Cd en la fracción biodisponible del suelo.

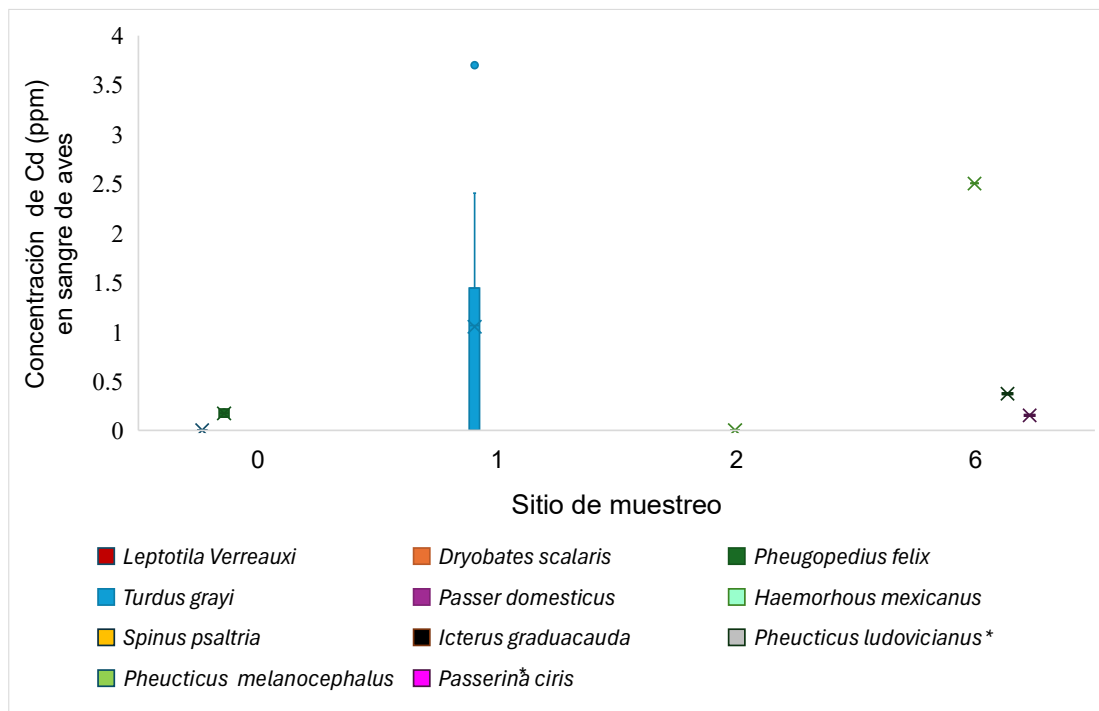


Figura 10. Concentración de Cd en la sangre de aves de la RBBM según el sitio de muestreo. * Especies migratorias.

De los 32 especímenes en los que se analizó Hg en sangre, el 81.25% presentó concentraciones detectables en el intervalo de $0.1 - 15.07 \pm 2.34$ ppm, mientras que el 6.25% presentó concentraciones inferiores al LD. Las concentraciones fueron variables entre especies y entre especímenes de una misma especie (Fig. 11), lo cual es comúnmente reportado por otros autores y puede atribuirse a la localización y la dieta (Winder y Emslie, 2012). Las mayores concentraciones se determinaron en *Sporophila torqueola* en el S3, mientras que las más bajas se determinaron en *Haemorhous mexicanus* en el S6, *Pheucticus melanocephalus* en el S5 y *Haemorhous mexicanus* en el S2.

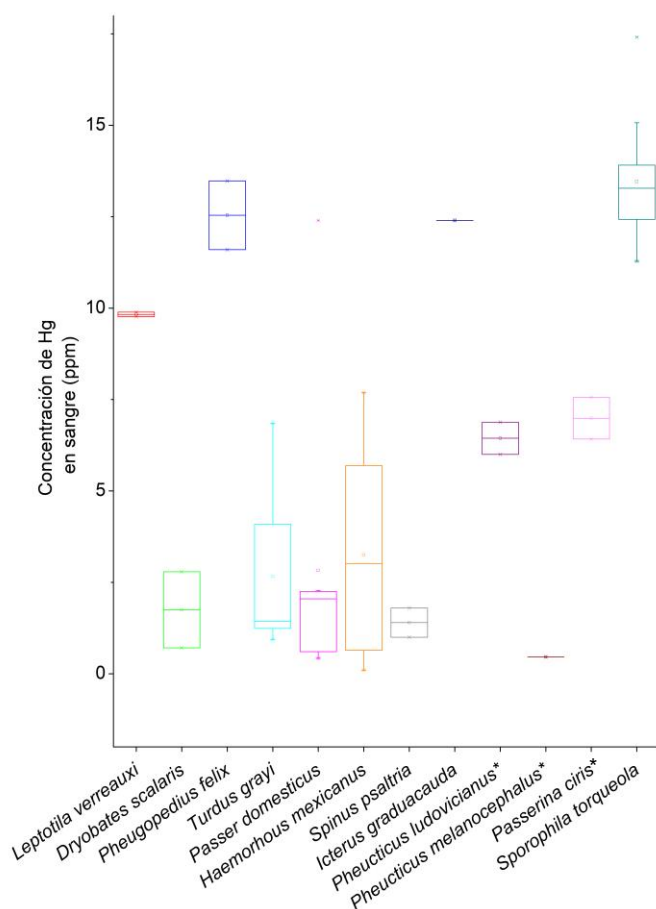


Figura 11. Concentración de Cd en la sangre de aves de la RBBM. * Especies migratorias.

Las concentraciones de Hg en sangre de aves reportadas en este estudio (Tabla 17) son de 1.92 a 289.8 veces mayores que la concentración de 0.052 ppm de Hg reportada para *Prunella collaris* en una zona alpina con bajo impacto antropogénico (Janiga y Haas, 2019). Esta especie consume insectos y bayas, entre otros alimentos similares a los consumidos por las especies evaluadas en este estudio, como *Turdus grayi*, *Passer domesticus* y *Sporophila torqueola* (Hatchwell y Christie, 2020). Por otro lado, el 34.34% de los resultados obtenidos en este estudio supera las concentraciones máximas reportadas por Ackerman et al. (2019) (0.001 – 5.96 ppm) en un estudio de 52 especies de aves en un área natural de California, donde hay actividad agrícola y posible contaminación por actividad minera, mientras que el 56.25% de los resultados de este trabajo se encuentra dentro del rango de concentraciones máximas reportadas por dicho autor. De manera similar, el 43.75% de los resultados de este estudio son mayores en comparación con la

concentración de 3 ppm reportada para Passeriformes en un sitio con alta contaminación minera en China (Su et al., 2021). Lo anterior indica que algunas aves estuvieron expuestas a altas concentraciones de Hg en la RBBM.

En una revisión sobre efectos toxicológicos en aves, Ackerman et al. (2024) reportaron que a partir de una concentración de 0.09 ppm de Hg en sangre, las aves pueden comenzar a presentar alteraciones en criterios biológicos y de supervivencia (*p. ej.*, efectos histopatológicos, reproductivos o conductuales), mientras que a una concentración de 3.2 ppm puede haber una reducción del 20% en los criterios mencionados, lo cual se considera como una afectación grave. Dado que cerca del 81.25% de las aves muestreadas en la RBBM presentaron una concentración superior a 0.09 ppm, es probable que dichas aves presenten alteraciones de salud que van de leves a graves, mientras que el 40.62% podría presentar efectos negativos graves (Ackerman et al., 2024). Sin embargo, aunque algunas de las aves muestreadas presentaron concentraciones de Hg que superaron hasta cerca de 5 veces la concentración de 3.2 ppm, durante el manejo no se observaron efectos negativos. Lo anterior podría deberse a la menor sensibilidad de las aves passeriformes adultas en comparación con otras aves de otros órdenes y con las aves juveniles (Ackerman et al., 2024).

Las altas concentraciones de Hg en la sangre de aves concuerdan principalmente con los datos de Hg en el suelo de la RBBM, ya que en todos los sitios de muestreo se detectaron concentraciones en la fracción biodisponible (Fig. 12).

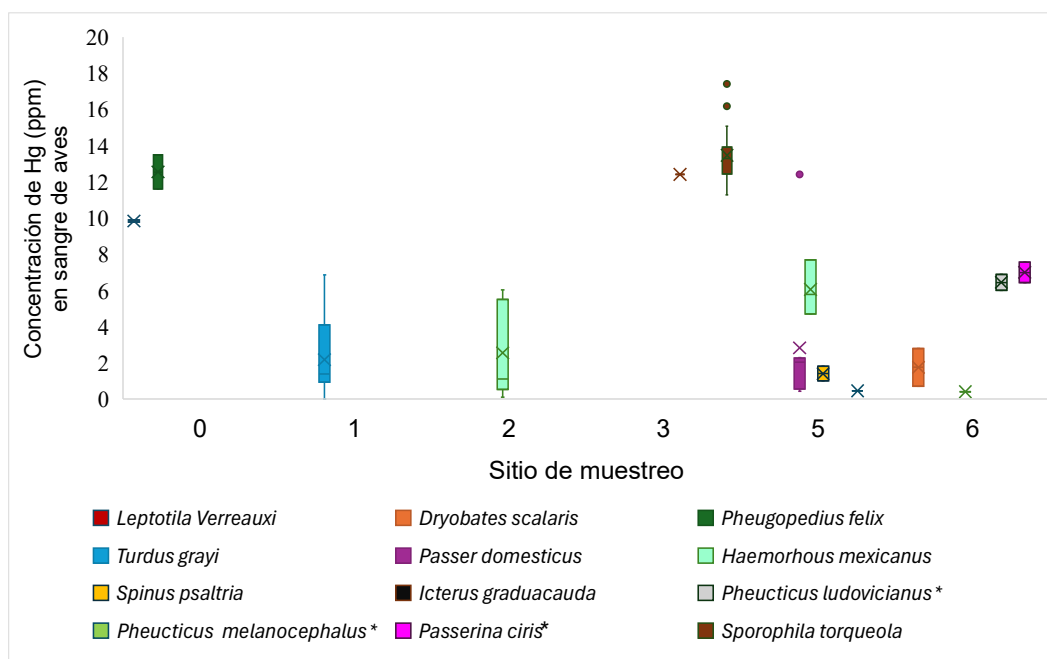


Figura 12. Concentración de Hg en la sangre de aves de la RBBM según el sitio de muestreo. * Especies migratorias.

La fluctuación de los niveles de agua en los agroecosistemas de RBBM puede influir en las concentraciones de Hg en las aves, ya que el sistema de riego es por inundación. Las fluctuaciones del nivel de agua pueden favorecer la metilación del mercurio, ya que la inundación controla las condiciones redox al reemplazar el aire por agua en los espacios porosos del suelo. De esta manera se crean condiciones anaerobias favorables para las bacterias metiladoras. El metilmercurio puede formar complejos orgánicos que facilitan su bioacumulación (Singer et al. 2016). Además, en el caso de los resultados de S2 y S3, las elevadas concentraciones de Hg en vegetales y agua podrían estar relacionadas con las concentraciones elevadas de Hg en la sangre de aves muestreadas en dichos sitios. Sumado a lo anterior, es necesario considerar la probabilidad de biomagnificación de Hg a través de la red trófica, así como la exposición a Hg en suelo y agua, ya que las concentraciones de Hg en la sangre de las aves pueden indicar exposición a concentraciones de Hg relacionadas con la dieta en los últimos dos meses (Meatley et al., 2014).

8.3.5 Coincidencias entre el mapa del índice de riesgo de contaminación y los resultados de concentración de MP

Los resultados obtenidos en este estudio sobre la presencia de EPT en suelo de la RBBM corresponden en parte a lo observado en el mapa de índice de riesgo de contaminación (Fig. 13). Se observaron concentraciones de EPT en el suelo de todos los sitios de muestreo, lo cual coincide

con la naturaleza ubicua de los EPT, así como con la ubicación de los sitios en zonas con un índice de riesgo de contaminación del 3 – 5. En el suelo del sitio de referencia se obtuvieron concentraciones bajas de Pb, Cd y Hg en comparación con los demás sitios de muestreo, lo cual coincide con el valor del índice de contaminación de este sitio. Las concentraciones de Pb y Cd en Tecruz Cozapa (S1) coincidieron con sus índices de contaminación; en el resto de los sitios, las concentraciones de EPT fueron variables. En el sitio El Vite (S5), con un índice de contaminación de 3, se observó una concentración de Pb más alta que en sitios con índice de contaminación de 4. Por otro lado, la concentración de Hg en los sitios de muestreo fue variable y no coincidió con el índice de contaminación.

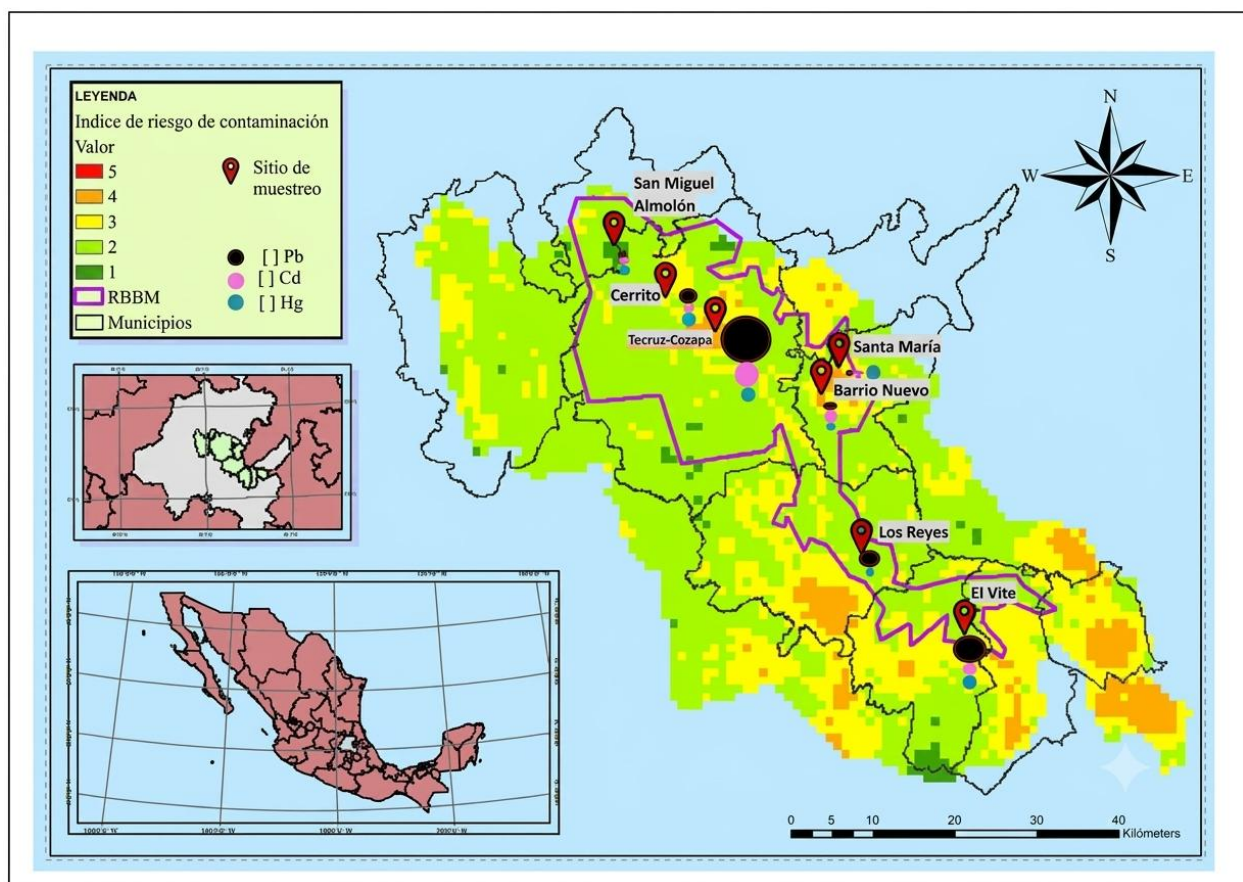


Figura 13. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de las concentraciones de Pb, Cd y Hg en el suelo de los sitios de muestreo de la RBBM. El tamaño de los círculos representa la concentración de EPT.

En cuanto a los resultados sobre la presencia de EPT en agua, estos corresponden en parte a lo observado en el mapa de índice de riesgo de contaminación (Fig. 14). Se observaron

concentraciones de EPT en el suelo de todos los sitios de muestreo, lo cual coincide con la naturaleza ubicua de los EPT, así como con la ubicación de los sitios en zonas con un índice de riesgo de contaminación del 3 – 5. En el suelo del sitio de referencia se obtuvieron concentraciones bajas de Pb, Cd y Hg en comparación con los demás sitios de muestreo, lo cual coincide con el valor del índice de contaminación de este sitio. De igual manera, las concentraciones de Pb y Cd en Tecruz Cozapa (S1) coincidieron con sus valores de índice de contaminación; no así en el resto de los sitios, donde las concentraciones de EPT fueron variables. En el sitio El Vite (S5), con un índice de contaminación de 3, se observó una concentración de Pb más alta que en sitios con índice de contaminación de 4. Por otro lado, la concentración de Hg en los sitios de muestreo fue variable y no coincidió con el índice de contaminación.

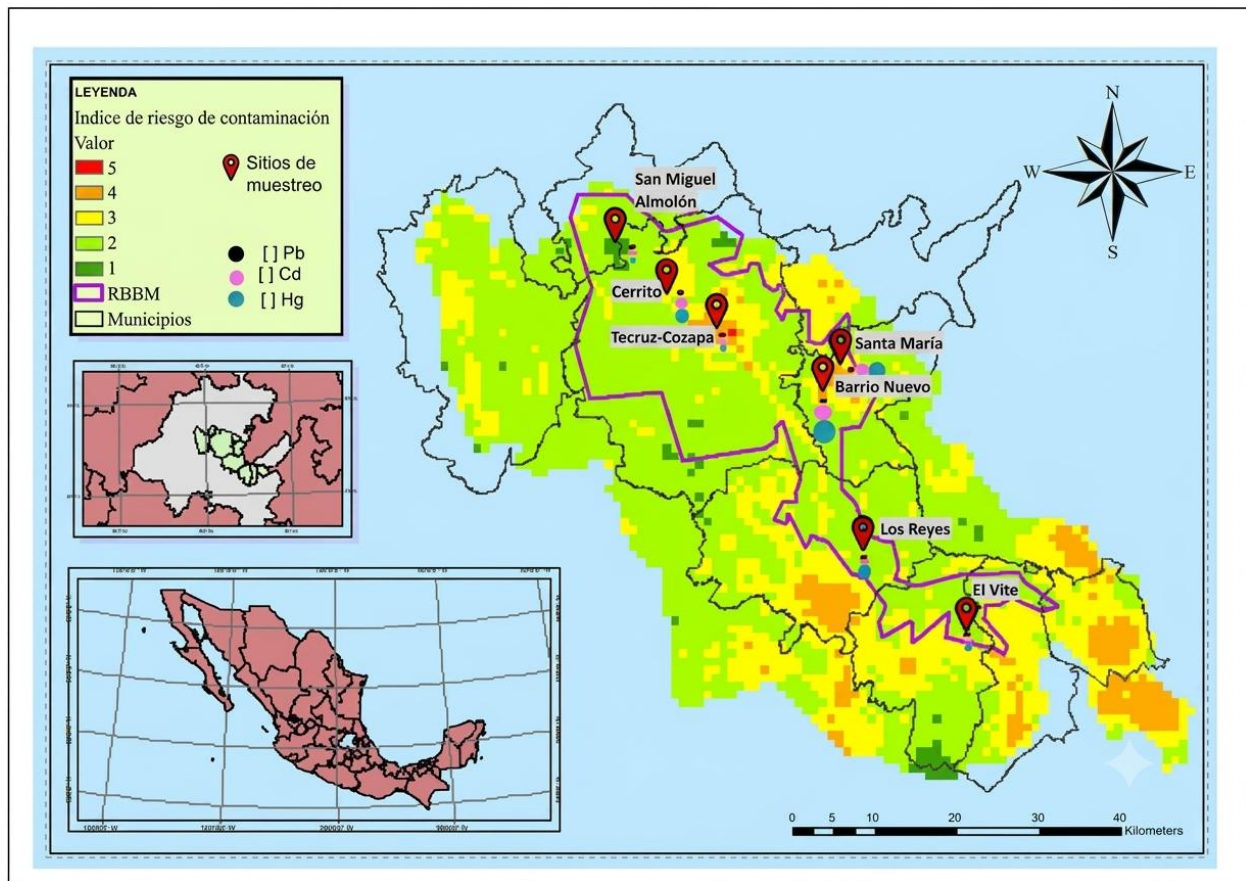


Figura 14. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de las concentraciones de Pb, Cd y Hg en el agua de los sitios de muestreo de la RBBM. El tamaño de los círculos representa la concentración de EPT.

Por otro lado, los resultados sobre las concentraciones de EPT en cultivos de la RBBM, corresponden en parte a lo observado en el mapa de índice de riesgo de contaminación (Fig. 15). Las concentraciones de Pb, Cd y Hg en los cultivos de los diferentes sitios de muestreo fueron variables y no en todos los casos coincidieron con el índice de contaminación de cada sitio. Por ejemplo, Tecruz Cozapa (S1) que cuenta con un índice de 5 mostró concentraciones de Pb, Cd, y Hg menores que las obtenidas para Barrio Nuevo (S2) que obtuvo índice de 4. Por otro lado, la concentración de Hg en plantas en el sitio de referencia fue más bajo que en el resto de los sitios por lo que si coincidió con su valor de índice de contaminación.

Varios factores pudieron haber influido en la variación de las concentraciones de EPT, por ejemplo, el tipo de cultivo, su fisiología, las características fisicoquímicas del suelo y el agua de cada sitio, así como la diferencia en fuentes de contaminación. Resalta la coincidencia de la alta concentración de Hg en agua de Barrio Nuevo (S2) con las altas concentraciones de Hg en cultivos del mismo sitio.

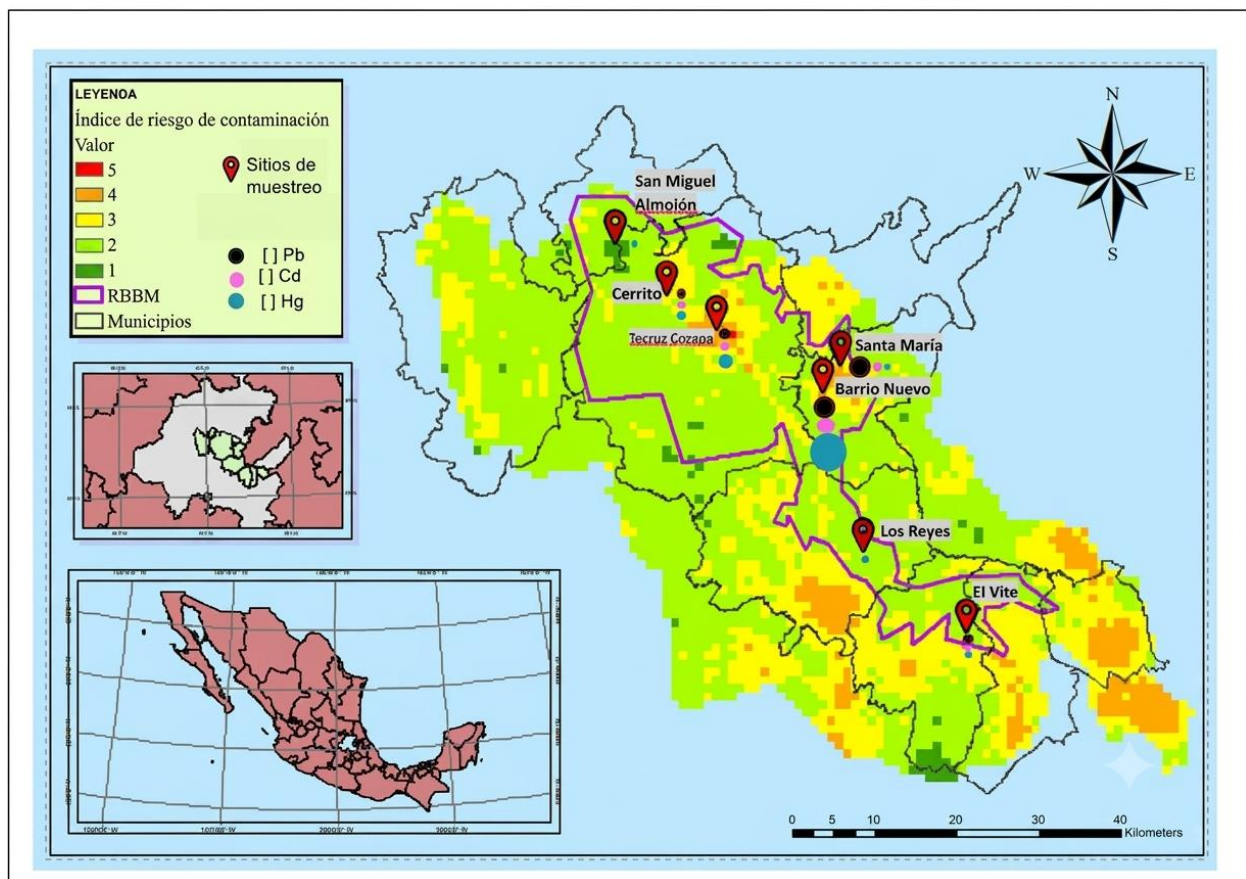


Figura 15. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de las concentraciones de EPT en los cultivos de los sitios de muestreo de la RBBM. El tamaño de los círculos representa la concentración de EPT.

Finalmente, las concentraciones de EPT en la sangre de aves de la RBBM coinciden con el mapa de riesgo de contaminación, ya que en todos los sitios de muestreo las aves presentaron concentraciones de EPT. Sin embargo, los niveles de contaminación corresponden en parte a lo observado en el mapa de índice de riesgo de contaminación ya que en algunos casos no coinciden con las concentraciones de EPT obtenidas (Fig. 16). Por ejemplo, en el sitio de referencia (San Miguel Almolón S0), que cuenta con un valor de índice de riesgo de contaminación de 1, se obtuvieron de las concentraciones más altas de Hg. Por otro lado, en Tecruz Cozapa, que tiene un valor de riesgo de contaminación de 5, presentó concentraciones menores. Las concentraciones de Cd también fueron variables y, en el caso de las aves del sitio de referencia, sí coincidieron con el nivel del índice de riesgo de contaminación de este sitio. La discrepancia entre las concentraciones de EPT en la sangre de aves residentes de la RBBM y el mapa de índice de riesgo de contaminación puede deberse a que las concentraciones de EPT en aves pueden estar influidas la carga de contaminación a la que estuvieron expuestas de acuerdo con su movilidad dentro del hábitat el uso de este, por lo que difícilmente se puede atribuir a la contaminación del sitio en donde se capturó el ave (Fritsch et al., 2012).

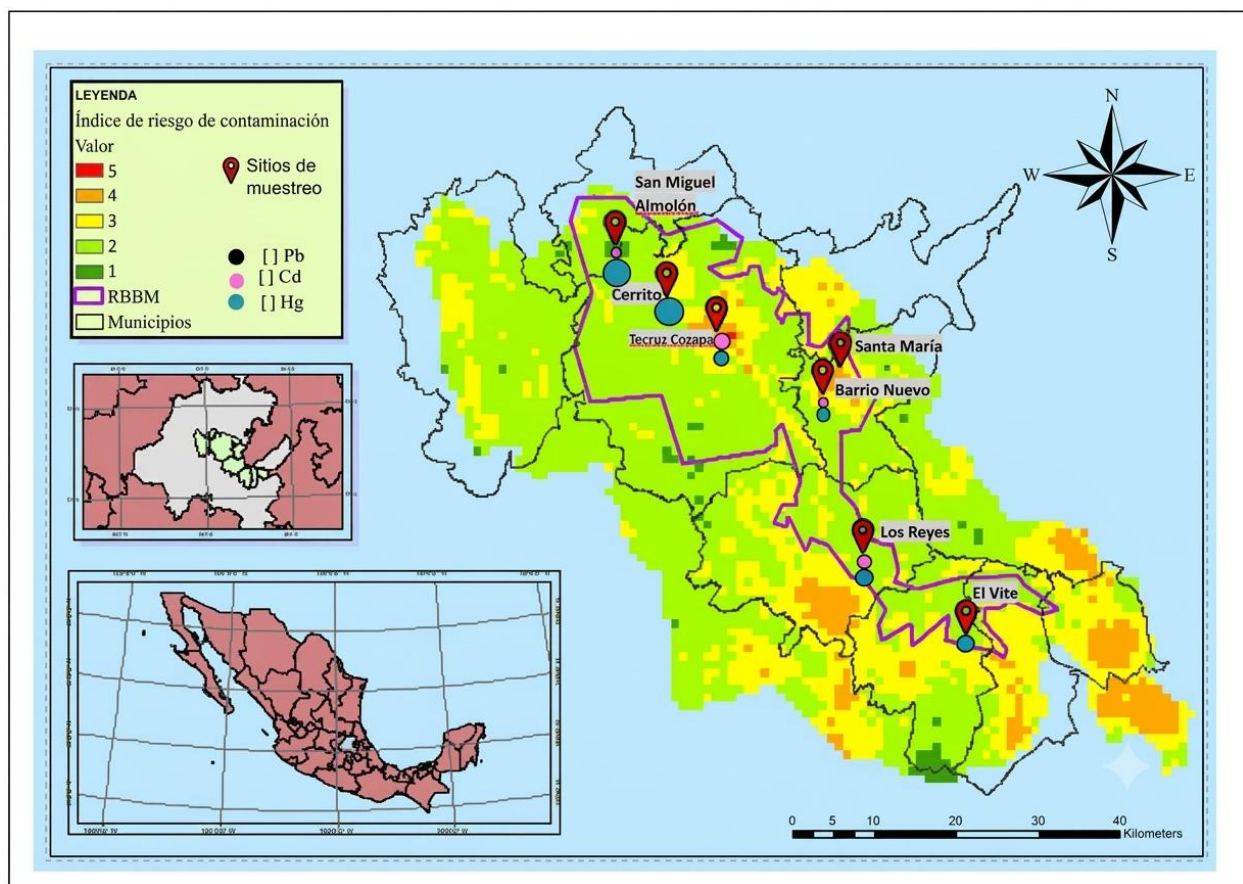


Figura 16. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de las concentraciones de Pb, Cd y Hg de EPT en aves de los sitios de muestreo de la RBBM. El tamaño de los círculos representa la concentración de EPT.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se puede inferir que el mapa de riesgo de contaminación desarrollado en este estudio constituye un buen primer acercamiento a una herramienta para identificar sitios de muestreo de EPT y MP. Es recomendable mejorar este mapa mediante la inclusión de otras variables, como las concentraciones de contaminación observadas en la región, las variables fisicoquímicas del agua y del suelo, así como otras relacionadas con la contaminación.

8.3.6 Relación entre la concentración de EPT en matrices bióticas y abióticas.

Las concentraciones de Pb en el agua fueron excluidas del análisis de correlación debido a la ausencia de detecciones por encima del LD (0.02 ppm).

La concentración de Pb en los cultivos y en las fracciones soluble e intercambiable del suelo no presentó correlaciones significativas ($\alpha = 0.05$) (Tabla 18). Este es un resultado coherente con la literatura, ya que la transferencia de Pb está limitada porque tiende a acumularse en fracciones

menos disponibles, (Amrate et al. 2005). Además, algunos estudios han reportado la acumulación de Pb principalmente en el tejido radicular de cultivos como el arroz, por lo que es posible que los cultivos evaluados presenten concentraciones más altas de Pb en estructuras distintas de las analizadas (Li et al., 2007).

Tabla 18. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Pb en cultivos y en las fracciones de suelo de la RBBM.

Variable	Pb cultivos	Pb suelo	Pb intercambiable	suelo soluble
Pb cultivos		NE	$\tau = 0$	$\tau = 0$
	-	n = 18	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)
			n = 18	n = 18

Los valores representan el coeficiente de Tau de Kendall para datos censurados. Los valores entre paréntesis representan el valor de p y la muestra efectiva n utilizada en el análisis. NE: no estimable con Tau de Kendall para datos censurados; -: no aplica.

En cuanto a la correlación entre la concentración de Pb en cultivos y la concentración de Pb total en suelo, no pudo estimarse mediante el cálculo del coeficiente Tau de Kendall para datos censurados (Tabla 18), probablemente debido a la baja variabilidad de los datos sumada a la muestra pequeña ($n = 18$). Como análisis complementario, se calculó el coeficiente de Kendall estándar, que mostró una correlación negativa débil, pero significativa ($\tau = -0.228$, $p = 0.019$). Esta tendencia negativa sugiere que, a mayor concentración de Pb total en el suelo, puede haber una menor concentración de Pb en los cultivos, lo cual podría explicarse por la limitada biodisponibilidad de Pb en el suelo, ya que solo una fracción de esta concentración puede bioacumularse en las plantas. Además, las plantas pueden desarrollar mecanismos de exclusión de EPT. Otros autores han reportado la ausencia de correlación entre la concentración de Pb en el suelo y en los cultivos, y la han atribuido a factores como la variedad de cultivos evaluados, el muestreo en diferentes puntos y la influencia de otras fuentes de Pb en su concentración en los cultivos (Norton et al., 2015).

Con respecto a las concentraciones de Cd, no se observaron correlaciones significativas ($\alpha = 0.05$) entre las concentraciones de Cd en la sangre de aves y en el agua, ni entre las concentraciones de Cd en la sangre de aves y en las fracciones intercambiable y soluble del suelo (Tabla 19). Estos resultados coinciden con lo reportado en la literatura; por ejemplo, Fritsch et al. (2012) observaron

una correlación débil entre el Cd en el suelo y el Cd en la sangre de *Turdus merula* en un sitio altamente contaminado. Sin embargo, este mismo autor reportó concentraciones de Cd en hígado, riñones y plumas que no se reflejan en la sangre; lo anterior podría sugerir que, aun en las aves en las que no se pudieron detectar concentraciones de Cd, podría haber bioacumulación de este elemento en otros órganos. Sumado a lo anterior, las aves están expuestas a Cd principalmente por su dieta, y solo cerca del 7% del Cd absorbido se distribuye en la sangre, por lo que el momento en el que podría determinarse Cd en sangre es muy breve, lo que dificulta la obtención de datos que permitan analizar posibles correlaciones entre la concentración de Cd en sangre y las concentraciones de Cd en el ambiente (García-Fernández et al. 2024).

Tabla 19. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Cd en sangre de aves, cultivos, agua y suelo de la RBBM.

Variable	Cd aves	Cd cultivos	Cd agua	Cd suelo	Cd suelo intercambiable	Cd suelo soluble
Cd aves	-	NE	$\tau = 0$	NE	$\tau = 0$	$\tau = 0$
		n = 36	($\rho = 1$)	n = 35	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)
			n = 57		n = 57	n = 53
Cd cultivos	NE	-	$\tau = 0$	$\tau = 0$	$\tau = 0$	$\tau = 0$
			($\rho = 1$)	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)
			n = 18	n = 18	n = 18	n = 18

Los valores representan el coeficiente de Tau de Kendall para datos censurados. Los valores entre paréntesis representan el valor de ρ y la muestra efectiva n utilizada en el análisis. NE: no estimable con Tau de Kendall para datos censurados y -: misma variable.

No fue posible aplicar el método de Kendall para datos censurados para analizar la posible correlación entre la concentración de Cd en la sangre de aves y la concentración de Cd total en el suelo, a pesar de contar con porcentajes aceptables de datos detectados (60% en sangre y 100% en suelo; $n = 35$), probablemente debido a la baja variabilidad de los datos. Por lo anterior, como complemento, se empleó el coeficiente de Kendall estándar. Mediante este método se identificó una correlación positiva débil pero significativa ($\tau = 0.278$, $p = 0.038$) entre las variables mencionadas.

Esta tendencia sugiere que las aves que habitan en sitios con una mayor concentración de Cd en el suelo presentan mayores concentraciones de Cd en la sangre.

De manera similar, se empleó el método de Kendall estándar como complemento del análisis de correlación entre la concentración de Cd en la sangre de las aves y la del Cd en los cultivos. Dicho análisis sugirió una correlación positiva significativa ($T = 0.453$, $p < 0.001$, $n = 36$), lo que podría indicar que las aves que habitan en sitios donde los cultivos presentan una mayor bioconcentración de Cd tienden a presentar niveles elevados de Cd en la sangre. Sin embargo, debido a las limitaciones del método del coeficiente de Kendall estándar para el análisis de datos censurados, no es posible obtener resultados concluyentes sobre las asociaciones mencionadas. Sin embargo, justifican la continuidad del estudio para confirmar posibles asociaciones. Lo anterior se debe a que no es común encontrar asociaciones entre las concentraciones ambientales de Cd y las de Cd en la sangre de aves, y la confirmación de estas correlaciones sugeriría que la contaminación por Cd en el suelo y en vegetales podría estar influyendo en la carga de este metal en los organismos, lo cual puede representar un riesgo para la salud ecosistémica.

En cuanto a las concentraciones de Cd en los cultivos, no se observaron correlaciones significativas con las concentraciones de Cd en el agua y en las diferentes fracciones del suelo (Tabla 19), lo que sugiere que las concentraciones de Cd presentes en estas matrices no influyen directamente en las concentraciones de Cd en los cultivos. Lo anterior puede deberse a varios factores, entre ellos la variedad de cultivos, sus diferencias fisiológicas, así como las características fisicoquímicas del suelo, ya que la absorción de dicho elemento se ve limitada por la presencia de calcio y de materia orgánica (Naciri et al., 2025). Dado que los suelos de la reserva son calcáreos y que el porcentaje de materia orgánica es de medio a alto (Tabla 10), resulta comprensible la falta de correlación observada (CONANP, 2003). También es plausible que las concentraciones de Cd presentes en los cultivos estén relacionadas con otras fuentes de contaminación que podrían no reflejarse en el suelo o en el agua, por ejemplo, por la depositación atmosférica y el uso de agroquímicos, especialmente fertilizantes fosfatados y pesticidas (Liu et al., 2019; Yue et al., 2025).

Con respecto a las concentraciones de Hg, no se encontraron correlaciones significativas ($T = 0$, $p = 1$, $n = 98$) entre las concentraciones de Hg en la sangre de aves y en los cultivos, ni entre las concentraciones de Hg en la sangre de aves y en las matrices abióticas evaluadas (Tabla 20). Esta ausencia de correlaciones puede deberse a que las concentraciones de Hg en aves se han relacionado principalmente con dietas basadas en vertebrados (Knutsen y Varian-Ramos, 2020) y, en este estudio, las aves muestreadas presentan dietas variadas que incluyen bayas, semillas e insectos. Sin embargo, aunque en este estudio no se haya observado una relación directa entre

estas variables, la presencia de Hg tanto en la sangre de las aves como en los cultivos analizados indica una exposición a Hg y que este elemento puede ser absorbido por los organismos.

Tabla 20. Coeficientes de correlación de Tau de Kendall (datos censurados) entre las concentraciones de Hg en sangre de aves, cultivos, agua y suelo de la RBBM.

Variable	Hg aves	Hg vegetales	Hg agua	Hg total suelo	Hg suelo intercambiable	Hg suelo soluble
		$\tau = 0$	$\tau = 0$	$\tau = 0$		$\tau = 0$
Hg aves	-	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)	($\rho = 1$)	NE	($\rho = 1$)
		n = 83	n = 98	n = 100	n = 120	n = 100
	$\tau = 0$					
	($\rho =$		$\tau = 0$			$\tau = 0$
Hg vegetales	1)	-	($\rho = 1$)	NE	NE	($\rho = 1$)
	n =		n = 21	n = 24	n = 24	n = 24
	83					

Los valores representan el coeficiente de Tau de Kendall para datos censurados. Los valores entre paréntesis representan el valor de p y la muestra efectiva n utilizada en el análisis. NE: no estimable con Tau de Kendall para datos censurados y -: misma variable.

En el caso del análisis de correlación entre las concentraciones de Hg en sangre de aves y en la fracción intercambiable del suelo, no fue posible realizar la estimación mediante el cálculo del coeficiente Tau de Kendall para datos censurados, a pesar de contar con un porcentaje aceptable de datos detectados (91% de sangre y 100% de suelo, $n = 35$), probablemente debido a la baja variabilidad de los datos. Sin embargo, el análisis del coeficiente de Kendall estándar, empleado como análisis complementario, mostró ausencia de correlación ($\tau = 0.008$, $\rho = 0.906$, $n = 120$). La ausencia de correlaciones entre las concentraciones de Hg en la sangre de las aves y en otras matrices ambientales sugiere que el Hg presente en cada una de las matrices, de manera individual, no constituye una vía de exposición relevante para las aves que pueda influir directamente en la concentración de Hg en sangre; sin embargo, no se descarta una posible influencia conjunta de la contaminación ambiental.

En cuanto a las concentraciones de Hg en los cultivos de la RBBM, no se encontraron correlaciones significativas con las concentraciones de Hg en el agua ni con la concentración de Hg en la fracción soluble del suelo (Tabla 20). De igual manera, no se observó una correlación significativa entre la concentración de Hg en vegetales y la concentración total de Hg en el suelo ($T = 0.078$, $p = 0.646$, $n = 24$) según el análisis de Kendall estándar. Por otro lado, mediante el análisis de Kendall estándar se detectó una correlación positiva débil y no significativa ($T = 0.264$, $p = 0.108$, $n = 24$) entre las concentraciones de Hg en los cultivos y en la fracción intercambiable del suelo. Esta tendencia concuerda con la disponibilidad del Hg en esta fracción, lo que facilitaría su absorción por las plantas. Sin embargo, dado que el análisis de Kendall estándar no es el adecuado para el tipo de datos analizados, se requieren nuevos análisis para corroborar la posible asociación.

Similar al resultado obtenido en este estudio respecto a la correlación entre la concentración de Hg en agua y en cultivos, Rothenberg et al. (2007) reportaron que no existe correlación entre la concentración de Hg en *Zea mays* y en aguas residuales destinadas al riego. La ausencia de correlaciones significativas entre las concentraciones de Hg en el suelo y en los cultivos puede deberse a diferencias en la fisiología de los cultivos, a que las plantas tienden a acumular el Hg en las raíces, lo que limita su traslocación a las partes comestibles, entre otros factores (Pérez-Sanz et al., 2012; Rothenberg et al., 2007). Sumado a lo anterior, otra posible vía de exposición de las plantas al Hg es a través de sus estomas, que constituyen la vía de entrada del Hg atmosférico (Stamenkovic y Gustin, 2009).

Los análisis de correlación entre las concentraciones de EPT en matrices bióticas y abióticas revelaron algunas tendencias que, si bien no son concluyentes, resultan relevantes por la importancia toxicológica de los elementos evaluados, lo cual justifica la continuidad de la investigación. La identificación de correlaciones positivas significativas, correlaciones débiles o no significativas resalta la necesidad de realizar estudios posteriores con un mayor número de muestras y de emplear métodos analíticos de alta sensibilidad (*p. ej.*, ICP-MS) que permitan reducir el porcentaje de datos censurados, a fin de corroborar las asociaciones identificadas y detectar otras asociaciones probables.

8.4 Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio indican un gradiente de contaminación en el que el suelo actúa como el principal reservorio de Pb, Cd y Hg. Por otro lado, el Cd y el Hg también se distribuyen a lo largo de la columna de agua. La exposición a estos contaminantes ambientales se refleja en las concentraciones de EPT en los cultivos y en las aves muestreadas. Sin embargo, la ausencia de

correlaciones significativas ($\alpha = 0.05$) limita la posibilidad de extraer conclusiones sobre las fuentes de contaminación que influyen directamente en la bioacumulación de EPT. Aun así, las tendencias detectadas mediante los análisis de correlaciones evidencian una posible influencia de la contaminación por Cd y Hg en la biota. Esta influencia se refleja en los resultados del cálculo de la bioconcentración en los cultivos de frijol y de maíz.

Las elevadas concentraciones de EPT en la biota, así como la ausencia de correlaciones con las concentraciones de EPT en suelos y aguas, sugieren que otras fuentes de exposición pueden influir con mayor fuerza en la bioacumulación de EPT.

Las altas concentraciones de Pb y Cd total en suelo pueden explicarse por su asociación con características fisicoquímicas del suelo en los sitios muestreados (*p. ej.*, porcentaje elevado de materia orgánica, alto CIC y pH alcalino). Por otro lado, las concentraciones de EPT en el agua evidencian un problema de contaminación moderado en comparación con otros estudios y, al igual que las concentraciones de EPT en suelos, podrían relacionarse con la actividad agrícola y urbana desarrollada en la reserva. La concentración moderada de EPT en el agua, sumada a la ausencia de correlación con la concentración de EPT en la biota, sugiere que el agua no constituye una vía de exposición relevante de EPT para la biota.

Las concentraciones de EPT en los cultivos suponen un riesgo potencial para los consumidores, dado que una proporción de los cultivos muestreados rebasó los límites establecidos en la regulación nacional e internacional. Esta evidencia es relevante por su implicación en la salud humana y requiere de seguimiento debido a que cultivos como frijol, jitomate, y maíz que fueron evaluados en este estudio son alimentos altamente consumidos.

Sumado a lo anterior, los resultados de esta investigación también evidencian un riesgo potencial para la salud de las aves, ya que las concentraciones de Cd y Hg en la sangre de las aves muestreadas superan, en algunos individuos, la dosis asociada a efectos subletales. Dado que las concentraciones de EPT determinadas en la sangre de aves indican una exposición aguda a contaminantes, se sugiere realizar un monitoreo que permita evaluar la exposición crónica. La presencia de Cd y Hg en las aves es un indicador de contaminación ambiental por estos elementos y coincide con la contaminación identificada en cultivos, suelo y agua muestreados en la RBBM, y refleja la fracción biodisponible y biomagnificada de la exposición de cada individuo en el ambiente, donde las interacciones fisicoquímicas son complejas. Los resultados obtenidos respaldan la hipótesis del uso de aves como biomonitores ambientales; sin embargo, se requieren más estudios para desarrollar un método aplicable a la RBBM.

Dado que entre los objetivos de las áreas naturales protegidas figura la conservación de la biodiversidad, conviene prestar atención a la contaminación en la RBBM.

El presente estudio, al ser una investigación transversal, muestra resultados que reflejan la presencia de contaminantes en el momento del muestreo. Se sugiere implementar muestreos que permitan el análisis longitudinal para evaluar la contaminación a lo largo del tiempo. Además, debido a la variación en las concentraciones observadas en los diferentes sitios de muestreo, se sugiere que, en futuras investigaciones, se aumente el número de muestras por sitio de estudio para evaluar posibles diferencias en el grado de contaminación.

Las especies de aves muestreadas en cada sitio de estudio también variaron, por lo que se recomienda que futuras investigaciones se enfoquen en seleccionar una especie biomonitora que facilite el biomonitoreo en la RBBM.

9. CAPÍTULO III. Determinación de las concentraciones de microplásticos en el suelo, en el agua de riego y en las aves.

9.1 Introducción

Los MP son contaminantes emergentes, definidos como partículas de polímeros artificiales con un tamaño inferior a 5 mm (5000 μm) (European Chemical Agency, 2019). Los MP pueden originarse por la degradación de piezas de plástico de mayor tamaño (MP secundarios) o fabricarse para su incorporación en productos específicos, como cosméticos (MP primarios) (Rochman et al., 2019). Su presencia en el medio ambiente ha aumentado en las últimas décadas debido al bajo costo de producción del plástico y a sus diversas aplicaciones en una amplia gama de productos (Guo et al., 2020). Su liberación al medio ambiente contribuye a la contaminación por MP en las cinco esferas ambientales: hidrosfera, atmósfera, geosfera, biosfera y antroposfera (Sherlock et al., 2022). Entre las fuentes de MP se encuentran la industria, las actividades agrícolas, las actividades urbanas y la escorrentía (Steinmetz y Schröder, 2022). La presencia de MP de diversa composición química en el medio ambiente puede afectar la salud de los organismos (de Souza et al., 2022; Li et al., 2023; Mcan Smith et al., 2024). Los MP también se presentan en diferentes colores y formas, como fibras, esferas y fragmentos, y pueden contener aditivos, como plastificantes, retardantes de llama y estabilizadores (Rochman et al., 2019).

Tras su liberación al medio ambiente, los organismos pueden estar expuestos a los MP a través del agua, el aire, el suelo y los alimentos, lo que supone una amenaza para su salud (de Souza et al., 2022; Li et al., 2023).

La información sobre los MP se ha publicado principalmente en relación con los entornos acuáticos. Sin embargo, el conocimiento sobre la contaminación por MP en los ecosistemas terrestres es limitado, aun cuando las principales fuentes se encuentran en ellos (Geyer et al., 2017). En los agroecosistemas, las fuentes de MP son diversas (mantillo plástico, uso de compost como fertilizante y uso de productos con envases de plástico) (Ullah et al., 2021).

Debido a los problemas asociados a la presencia de contaminantes (incluidos los MP) y sus implicaciones para la salud, ha sido necesario realizar estudios que proporcionen información sobre los tipos de contaminantes presentes en el medio ambiente, sus fuentes y sus destinos. En este sentido, el monitoreo de contaminantes es una herramienta que facilita la obtención de dicha información y la evaluación de los niveles y tendencias de contaminación en diferentes ecosistemas (Gamberg et al., 2005). El biomonitoreo permite determinar la concentración interna de

contaminantes en los organismos estudiados (bioconcentración). Las aves han sido propuestas como biomonitores eficaces para diversos contaminantes, incluidos los MP, a nivel mundial, debido a su amplia distribución, su sensibilidad a los cambios ambientales y su exposición al suelo, al agua y al aire, entre otras características que las convierten en buenos biomonitores de la calidad de los ecosistemas (Sherlock et al., 2022).

Este estudio se centra en determinar y caracterizar la concentración de MP (MP/muestra) en el agua de riego, en el suelo agrícola del área natural protegida RBBM y en el contenido gástrico de aves silvestres residentes en agroecosistemas, y en evaluar su potencial como biomonitores de la contaminación por MP. Este lugar fue seleccionado por su importancia ecológica, las actividades agrícolas intensivas que ahí se realizan y la presencia de residuos urbanos, que constituyen fuentes potenciales de MP en la región. Además, la alta diversidad de aves encontrada en RBBM, que representa el 60% de la riqueza total de aves en el estado de Hidalgo, brinda una excelente oportunidad para identificar biomonitores aviares de la contaminación por MP. Las muestras se analizaron mediante espectroscopía infrarroja directa láser (LDIR), y la caracterización de MP incluyó el tamaño, la forma y el tipo de polímero. La identificación del polímero se basó en la coincidencia espectral con un índice de calidad ≥ 0.80 . Esta investigación cubre una parte de la laguna existente en el conocimiento actual sobre el grado de contaminación por MP en los ecosistemas terrestres, proporciona datos sobre la contaminación por MP en un área de gran importancia socioecológica, contribuye a la comprensión del riesgo para la salud que suponen estos contaminantes para las aves expuestas a estos contaminantes y ofrece evidencia del potencial uso de las aves como biomonitores de la contaminación por microplásticos en la RBBM.

9.2 Metodología

9.2.1 Elección de biomonitores

Las aves utilizadas como biomonitoras de MP fueron las mismas que se analizaron para la concentración de EPT (Sección 8.2.1), por lo que la metodología empleada para su selección se explica en la Sección 8. A modo de resumen, a partir de la revisión de la literatura y de la observación de campo, se seleccionaron especies de aves del orden Passeriformes no migratorias y, principalmente, omnívoras.

9.2.2 Muestreo

Los muestreos se llevaron a cabo en la fase final del ciclo agrícola (temporada de cosecha) de los sitios de estudio durante la temporada seca (otoño-invierno) de los años 2022-2023. En cada agroecosistema seleccionado (sección 7.2.3) se muestreó un suelo agrícola con riego y sin

acolchado plástico y en los sitios 1 y 5 también se muestrearon suelos con acolchado plástico. Para facilitar la toma de muestras de suelo y vegetales, se consideró que el terreno no había sido regado en las 24 horas previas al muestreo.

Por otro lado, se muestreó el agua utilizada para el riego de los vegetales en la fuente más cercana a cada agroecosistema en el que se realizó el muestreo de suelo.

Los muestreos de aves se hicieron en la zona más cercana a los terrenos agrícolas elegidos en cada sitio de estudio (no más de 20 metros de distancia). El muestreo y procesamiento de las muestras para la determinación de MP se describen en la Figura 17.

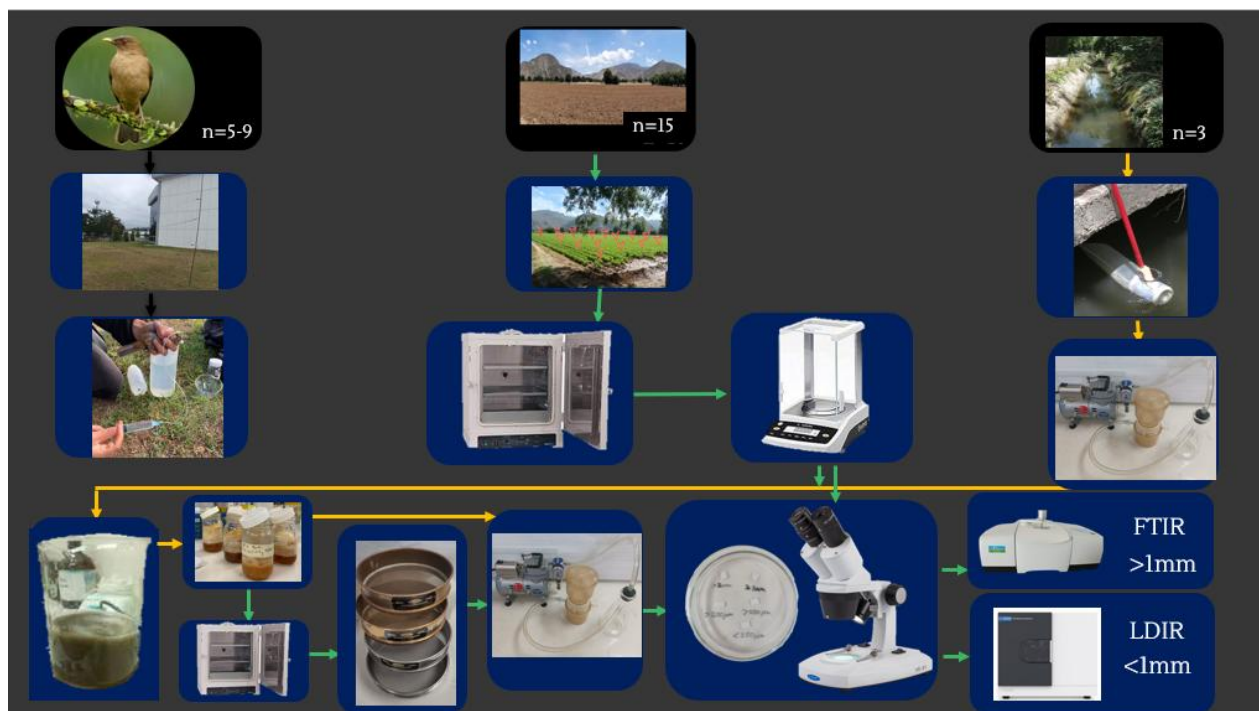


Figura 17. Metodología de muestreo y procesamiento de muestras para la determinación de microplásticos en aves, suelo y agua en agroecosistemas de la RBBM.

9.2.2.1 Muestreo de suelo

Se siguió el mismo método de muestreo aleatorio y compuesto que para la medición de EPT (Sección 8) con algunas modificaciones.

Se obtuvo 1 muestra compuesta de suelo siguiendo la metodología reportada por Beltrán-Hernández et al., (s.f.) para el muestreo de suelos. Se obtuvieron muestras compuestas en cada sitio de estudio conformadas por 10-15 muestras simples (200 g c/u) por cada terreno (1 ha aproximadamente) obtenidas mediante un recorrido en zig-zag. Las muestras se tomaron de los primeros 5 cm de la

superficie de los surcos (Huang et al., 2020). Para lo anterior, primero se retiraron los residuos vegetales grandes de un área de 40 × 40 cm. Con una pala recta limpia se formó un hueco: se retiró un trozo de suelo, hundiéndola hasta una profundidad de 5 cm, y se desechó. Posteriormente, se obtuvo una submuestra de uno de los laterales del hueco formado. De la muestra compuesta se obtuvieron dos submuestras de 1 kg mediante el método de cuarteo. Cada muestra de 1 kg se depositó por separado en una bolsa de plástico rotulada con la fecha y el sitio de muestreo. Finalmente, las muestras se transportaron al laboratorio para su procesamiento.

9.2.2.2 Muestreo de agua

El muestreo del agua de riego para la medición de MP se realizó directamente en la salida del canal de riego de los 7 agroecosistemas de la RBBM.

Se obtuvieron muestras compuestas en un rango de 2.05 a 22.97 L, que dependió del caudal de cada cuerpo de agua (sección 8.3.2). Para lo anterior, se empleó un dispositivo con características similares a las de la manta trawl utilizada en estudios de microplásticos en los océanos (Anderson et al., 2017). El dispositivo, al que nos referimos como "muestreador", fue adaptado para su uso en los canales de riego ubicados en las zonas agrícolas de la reserva. El muestreador consta de 3 secciones: un bastón, un cilindro hueco y una bolsa de malla de nylon desmontable (poro de 50 µm) (Fig. 18). A diferencia de la malla de 300 µm empleada para la evaluación de MP en agua, el uso de una malla con menor tamaño de poro permite recuperar MP más pequeños que podrían encontrarse en el agua de los ríos (Jingyi et al., 2018).



Figura 18. Muestreador de microplásticos utilizado en los canales de riego de la RBBM.

Para la realización del muestreo, la bolsa de malla se enjuagó tres veces con el agua del canal, se fijó el muestreador en la fuente de agua de manera que el límite superior de la apertura del cilindro quedara ligeramente por encima de la superficie del agua, como se observa en la Figura 17, y se mantuvo en esa posición durante una hora. Posterior al muestreo, se retiró la bolsa de malla y se introdujo en un frasco de vidrio previamente lavado y rotulado. En el laboratorio, las muestras de MP se mantuvieron a 3 – 4°C.

El mismo día del muestreo se obtuvieron datos de la velocidad de la corriente (m/s) y se utilizaron las dimensiones del cilindro del muestreador para calcular el caudal y determinar el volumen filtrado. Los resultados de la concentración de MP en el agua se expresan como el número de partículas por litro.

9.2.2.3 Muestreo de aves

El muestreo de las aves se realizó de acuerdo con lo descrito en la Sección 8.2.2.3. Se realizó un muestreo mínimamente invasivo de contenido gástrico de aves para determinar la presencia de MP. Para la obtención del contenido gástrico, se introdujo en el esófago del ave una sonda de alimentación nasogástrica neonatal humana, previamente lubricada con un lubricante aséptico de grado médico. Posteriormente, con una jeringa de 5 mL se perfundieron entre 3 y 5 mL de agua destilada previamente filtrada para inducir el reflejo de regurgitación. El ave se volteó, orientando la cabeza hacia abajo, hacia un recipiente de acero inoxidable previamente lavado, para facilitar la salida del contenido gástrico por gravedad. En caso de que no se produjera el reflejo de regurgitación, con la sonda aún dentro del ave y la jeringa unida a la sonda, se jaló el émbolo de la jeringa para recuperar la mayor cantidad posible de contenido gástrico. Posteriormente, el producto regurgitado u obtenido con la jeringa se recolectó en un frasco de vidrio previamente lavado y enjuagado con alcohol filtrado. La duración máxima de este procedimiento fue de 3 a 5 minutos. Las aves fueron liberadas inmediatamente después del procedimiento en el sitio de captura.

9.2.3 Determinación de microplásticos

La cuantificación de MP mayores de 1 mm se realizó mediante observación al microscopio estereoscópico en el Área Académica de Biología de la UAEH. La identificación y cuantificación de los MP difíciles de manipular y con una medida entre 60 y 5000 µm se realizaron en el departamento de Soil and Land Management en la Universidad de Wageningen en Países Bajos en los meses de mayo a noviembre de 2024.

9.2.3.1 Determinación de microplásticos en suelo

En el laboratorio, las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente durante aproximadamente 3 días. Una vez secas, se retiraron las rocas, el material vegetal y los

macroplásticos. Los terrones de suelo se deshicieron en un mortero y luego se tamizaron, primero con un tamiz de 5 mm (Titán, China) para eliminar posibles macroplásticos y otras partículas grandes ($> 5000 \mu\text{m}$) (Huang et al., 2020).

Para la determinación de MP de 60 a $5000 \mu\text{m}$, se siguieron las siguientes etapas: homogeneización, secado, pesaje, extracción de MP (separación por densidad, digestión y filtración), observación, identificación y cuantificación mediante microscopía infrarroja directa por láser (LDIR). A continuación, se describe cada una de las etapas antes mencionadas para la determinación de MP.

Las muestras de suelo se homogeneizaron dentro de la bolsa rotándola en diferentes direcciones. Después de homogeneizar la muestra, se tomó una submuestra de aproximadamente 100 g para determinar la concentración de MP. La submuestra se secó a 60°C (entre 1 y 2 días) hasta obtener un peso constante. Después, se colocó en un desecador y se tomó una submuestra de 20 g, que se sometió a un proceso de extracción de MP.

La extracción consistió en separar los MP del resto de la materia presente en la muestra mediante flotación. Esta técnica permite separar las partículas según su densidad y se realiza con soluciones saturadas. Algunos autores han reportado el uso de soluciones saturadas de cloruro de zinc (ZnCl_2), yoduro de sodio (NaI), bromuro de sodio (NaBr), cloruro de calcio (CaCl_2) o bromuro de zinc (ZnBr_2) como medios de suspensión (Junhao et al., 2021). En este trabajo, se empleó como medio de suspensión una solución saturada de CaCl_2 (relación CaCl_2 : H_2O de 9.2: 10), ya que no afecta negativamente al medio ambiente y se obtiene una densidad de aproximadamente 1.5 g cm^{-3} , necesaria para la extracción de MP de PET (densidad $1.34\text{--}1.58 \text{ g cm}^{-3}$) y de PVC (densidad $1.16\text{--}1.35 \text{ g cm}^{-3}$) (Scheurer y Bigalke, 2018).

La alícuota de 20 g de la muestra seca se mezcló con 200 mL del medio de suspensión en un vaso de precipitado de 250 mL y se agitó con un agitador magnético durante 30 minutos. Posteriormente, se centrifugó a 3000 rpm durante 10 minutos a temperatura ambiente, ya que, de acuerdo con Scheurer y Bigalke (2018) este es uno de los métodos más rápidos para lograr la separación por densidad. Después, el sobrenadante se filtró usando una bomba de vacío (Rocker®, Rocker 300, Taiwan) y un filtro de nitrocelulosa de 0.45 micras y $\varnothing$ de 47 mm (Whatman®). Durante el filtrado de la muestra, ésta se lavó con 50 mL de agua destilada y, posteriormente, se le realizaron dos lavados adicionales con 50 mL de alcohol etílico. Posteriormente, se procedió a la digestión de la muestra recuperada en el filtro (con los posibles MP) para eliminar la mayor cantidad posible de materia orgánica.

Para el proceso de digestión de la materia orgánica, la muestra se transfirió a un frasco de vidrio de 250 mL con tapa. Para extraer los MP del filtro, este se colocó en el fondo del frasco al cual se adicionó H_2O_2 al 30% hasta cubrir el filtro; se sonicó la muestra durante 5 minutos (Branson, 5800, USA) y se retiró el filtro con pinzas. Se enjuagó el filtro y las pinzas con H_2O_2 al 30% para recuperar los MP adheridos y la muestra se dejó reaccionar por 24 horas en un horno de laboratorio a 40°C (Thermolyne, 9000, USA). Posteriormente, la muestra se filtró usando un filtro de nitrocelulosa de 0.45 micras y $\varnothing$ de 47 mm (Whatman®), dando un enjuague final al fondo y a las paredes del frasco con 30 mL de agua desionizada. El filtro con la muestra se colocó en una caja de Petri rotulada (Isolab, México), con la tapa ligeramente abierta, y se secó a 40 °C en un horno de laboratorio (Thermolyne, 9000, USA) durante 3 horas. Una vez seco el filtro, se cerró la caja de Petri y se selló la tapa para su transporte al laboratorio de Wageningen University and Research para el análisis polimérico.

Para el análisis de la composición de los MP de 60 - 5000 μm por LDIR (Agilent 8700 LDIR, USA). Cada muestra fue transferida del filtro de nitrocelulosa a un portaobjetos low-e para la microscopía infrarroja. La transferencia consistió en colocar cada filtro en el fondo de un vaso de precipitado, verter agua destilada y colocar la muestra en un baño de ultrasonido (Branson, 5800, USA) durante 5 minutos. El filtro se tomó con pinzas y, sobre la misma muestra, se enjuagó con agua destilada para recuperar los MP que pudieran haber quedado adheridos. La muestra se filtró en una unidad de filtración de vacío con un filtro de acero inoxidable con poros de 10 μm (Rolf Körner GmbH, Werkstoff 1.4401, MW 10 μm , K. 71 μm , S. 41 μm , 200x1400 Mesh). El vaso de precipitado se enjuagó 3 veces con agua destilada sobre la unidad de filtración para recuperar las partículas adheridas. Dentro de la misma unidad de filtración, la muestra se dejó reposar durante 10 minutos con HCl al 3% para disolver las partículas de carbonato (CO_3^{2-}). Después, se enjuagó con 160 mL de agua destilada. Con el vacío aún abierto, se retiró la parte superior de la unidad de filtración y se enjuagaron los bordes inferiores para recuperar las partículas adheridas. El filtro de acero se depositó en un vaso de precipitado con 5 mL de etanol al 96% y se sometió a un baño de ultrasonido (Branson, 5800, USA) durante 5 minutos. Posteriormente, se enjuagó el filtro sobre el vaso de precipitado para recuperar las partículas adheridas. El vaso de precipitado se cubrió con papel de aluminio con aberturas de 1 mm de diámetro previamente hechas y se dejó la muestra en un horno (Heraeus, D-6450, Países Bajos) a 40-50 °C por alrededor de 24 horas o hasta reducir la cantidad de alcohol a 2.5 mL aproximadamente. Con una pipeta Pasteur se transfirió el alcohol con la muestra del vaso de precipitado al portaobjetos Low-e dentro de una caja de Petri con tapa. Para lo anterior, se distribuyó una capa de alcohol sobre el portaobjetos, sin permitir que el líquido se desbordara, y

se dejó secar durante 2 o 3 horas, con la tapa ligeramente abierta, para volver a aplicar otra capa una vez seca la muestra. Estos pasos se repitieron tantas veces como fuera necesario hasta que el alcohol del vaso se viera totalmente claro y sin partículas. Las muestras preparadas se conservaron cerradas y a temperatura ambiente para su análisis posterior mediante LDIR.

9.2.3.2 Determinación de microplásticos en agua

El procesamiento de las muestras de MP presentes en el agua de riego se realizó utilizando los mismos métodos que para el análisis de MP en suelo, con algunas modificaciones, como la omisión de la medición del peso de la muestra y la modificación de la secuencia de algunos pasos. El peso de la muestra no se registró, ya que el resultado se expresó en MP/L. La metodología para la determinación de MP en agua consistió en: filtración, secado, extracción de MP, digestión, secado, filtración, observación al microscopio, cuantificación y determinación de polímeros mediante LDIR.

La muestra de las partículas del agua se filtró por medio de una bomba de vacío (Rocker®, Rocker 300, Taiwan) con un filtro de nitrocelulosa de 0.45 µm de poro y ø de 47 mm Whatman®. Sobre el filtro se enjuagaron los residuos grandes con agua destilada para recuperar los MP adheridos. Posteriormente, la muestra se secó en un horno de laboratorio (Thermolyne, 9000, USA) a 60°C hasta obtener un peso constante (entre 1 y 2 días). Después se realizó la extracción por flotación y digestión mediante el mismo método descrito para el suelo (sección 9.2.3.1). Finalmente, se determinó la composición polimérica de los MP de 60 a 5000 µm mediante LDIR (Agilent 8700 LDIR, USA). Debido al reducido volumen de los sólidos obtenidos en las muestras de agua, no se pudieron obtener triplicados de la muestra compuesta. Para evitar la pérdida de partículas, el proceso de extracción de los MP se aplicó a la muestra compuesta completa de cada sitio de muestreo.

9.2.3.3 Determinación de microplásticos en aves

Para cuantificar MP en el contenido gástrico, se procedió a su extracción mediante filtración directa de la muestra. Para ello se utilizó una jeringa de 5 mL y una portafiltros desmontable para jeringa de 13 mm de diámetro. Se utilizaron filtros de nitrocelulosa para cada muestra. Además del filtrado de la muestra, se filtró la solución de los 3 enjuagues del recipiente que contenía la muestra para recuperar todos los MP que pudieran haber quedado adheridos a las paredes del recipiente o de la jeringa. Los filtros se conservaron en cajas de Petri con tapa para evitar la contaminación.

Para evitar la pérdida de MP en las muestras de contenido gástrico obtenidas de las aves, no se empleó la extracción por flotación. En su lugar, la muestra completa se filtró mediante una unidad de filtración con un filtro de nitrocelulosa de 0,45 µm (Whatman®). El vial que contenía la muestra se enjuagó tres veces para recuperar cualquier MP que pudiera haberse adherido a sus paredes.

Para la digestión de los MP en los filtros, se procedió colocando cada filtro en el fondo de un vial de vidrio y cubriéndolo con peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Los viales cerrados con tapa se colocaron en un baño ultrasónico (Branson 5800, Emerson, Connecticut, EE. UU.) durante 5 minutos. El filtro se tomó con pinzas y se enjuagó con H_2O_2 sobre la muestra para recuperar los MP adheridos al filtro. El vial se colocó en el horno a 45 °C hasta que la reacción se detuviera (12-24 h) (Thermolyne, 9000, USA). La muestra digerida se filtró mediante un filtro de acero inoxidable con poros de 10 μm (Rolf Körner GmbH, Werkstoff 1.4401, MW 10 μm , K. 71 μm , S. 41 μm , 200x1400 Mesh). Utilizando vacío, la parte interna de la unidad de filtración se enjuagó tres veces con agua destilada para recuperar todas las partículas adheridas. Luego, se agregaron 10 mL de ácido clorhídrico (HCl) al 3% y se dejó reposar durante 10 minutos para disolver los carbonatos. La muestra se enjuagó una vez más con 160 mL de agua destilada. Nuevamente, manteniendo el vacío abierto, se enjuagó tres veces la parte interna de la unidad de filtración con agua destilada. El filtro con la muestra se colocó en el fondo de un vial de vidrio y se cubrió con etanol al 96%. El vial cerrado se sumergió en un baño ultrasónico (Branson 5800, Emerson, Connecticut, EE. UU.) durante 5 minutos. El filtro se tomó con unas pinzas y se enjuagó con etanol al 96% sobre la muestra para recuperar los MP adheridos al filtro. El vial de vidrio se cubrió con papel de aluminio al que previamente se le hicieron perforaciones de 1 mm y se colocó en un horno de laboratorio a 40-50 °C (Heraeus, D-6450, Países Bajos) hasta que la muestra se redujo a 2.5 mL (12-24 horas).

Se colocó un portaobjetos Low-e en una caja de Petri y luego se transfirió la muestra reducida al portaobjetos con una pipeta Pasteur. Las muestras se mantuvieron en cajas de Petri cerradas a temperatura ambiente hasta el análisis mediante LDIR. Las muestras secas se analizaron utilizando un Agilent 8700 Laser Direct Infrared LDIR (Penang, Malasia) (rango espectral 975–1800 cm^{-1}). Los espectros de las partículas se compararon con los de la biblioteca IR predeterminada utilizando el software Clarity versión 1.4.10, en la función de análisis automático de partículas. Para el análisis, se seleccionó un rango de 60 a 5000 μm de diámetro, y se estableció la máxima sensibilidad. El área de escaneo para el análisis se delimitó a lo largo de todo el portaobjetos. Para asegurar la certidumbre de la identidad del polímero, se seleccionó una coincidencia > 0.80 entre los espectros IR de las partículas y de la biblioteca (índice de calidad de coincidencia HQI).

9.2.4. Análisis de resultados

Con un equipo LDIR se analizaron todas las partículas identificadas. Consideramos MP a aquellas partículas cuyos espectros alcanzaron o superaron un HQI de 0.80 respecto de los de la biblioteca del equipo. Todas las partículas con una coincidencia inferior a 0.80 HQI no se cuantificaron. Además, restamos el número de MP encontrados en el control del resultado de cada muestra para

descartar MP debidos a la contaminación externa. Todas las partículas de polímeros naturales fueron excluidas de la clasificación de MP. También se excluyó la celulosa porque se utilizaron filtros de nitrocelulosa durante la preparación de las muestras y la fragilidad de este material podría provocar contaminación de las muestras con dicho polímero.

Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS®. El nivel de significancia se estableció en $\alpha = 0.05$. A lo largo del manuscrito se presenta la media $\pm$ desviación estándar (DE). Para el tamaño de las partículas, consideramos el diámetro, una medida obtenida mediante el análisis de partículas LDIR (Cheng et al., 2022).

MP en suelo

La concentración de MP en suelos se expresó como MP por kilogramo (MP/kg). El número de partículas, según su forma, se definió como el número de fibras, esferas o fragmentos por kg.

Debido al bajo número de muestras ($n = 14$), no fue posible realizar análisis estadísticos para evaluar diferencias en la concentración de MP entre los sitios de muestreo.

MP en agua

La concentración de MP en el agua se expresó como MP/L. Debido al bajo número de muestras ($n = 7$), no fue posible realizar análisis estadísticos para evaluar diferencias en la concentración de MP entre los sitios de muestreo.

Forma de polímeros

Para el análisis de la forma de las partículas, se determinó la relación de aspecto (Ec. 10). Las formas de las partículas se identificaron como esferas ($r > 0.8$), fragmentos ($0.5 < r < 0.8$) y fibras ($r < 0.5$) (Whiting et al., 2022).

$$r = \frac{w}{h} \quad (10)$$

Donde r es la relación de aspecto, w es el ancho (la longitud más corta) y h es la altura (la longitud más larga).

Diversidad de polímeros

Se empleó el índice de Simpson para analizar la diversidad polimérica e identificar los polímeros más abundantes (Zhao et al., 2026). Este índice, aplicado en el contexto de los MP, se basa en las proporciones de cada tipo de polímero en cada grupo de polímeros de la muestra. Para lo anterior, se calcula la proporción de la concentración de cada polímero en la muestra (pi) (Ec.11). Después, se calcularon el índice de dominancia de Simpson (D) (Ec. 12) (Somerfield et al., 2008), el índice de diversidad de Simpson ($1-D$) (Ec. 13) (Zhao et al., 2026) y el índice de Simpson inverso ($1/D$) (Ec. 14) (Conde-Raposo et al., 2026).

$$pi = \frac{ni}{N} \quad (11)$$

Donde pi es la proporción de la concentración de cada polímero en la muestra, ni es la concentración de cada tipo de polímero y N es la concentración total de MP en la muestra.

$$D = \sum pi^2 \quad (12)$$

Donde D es el índice de dominancia de Simpson y pi es la proporción de la concentración de cada tipo de polímero en la muestra.

$$1 - D = 1 - \sum pi^2 \quad (123)$$

Donde D es el índice de dominancia de Simpson y pi es la proporción de la concentración de cada tipo de polímero en la muestra.

$$1/D = \frac{1}{\sum pi^2} \quad (134)$$

El resultado de estos índices se sitúa entre 0 y 1. En el caso de D , un valor cercano al 1 indica la dominancia de algún tipo de polímero. En cuanto a $1 - D$, valores cercanos a 1 indican una mayor diversidad de polímeros, mientras que valores cercanos a 0 indican una menor diversidad. Con

respecto a $1/D$, su valor indica el número efectivo de especies, en este caso, el número de polímeros con la misma concentración en la muestra.

El número de partículas, según su forma, se definió como el número de fibras, esferas o fragmentos por litro.

MP en aves

Las familias de aves con un solo individuo capturado se excluyeron del análisis estadístico.

La normalidad se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Posteriormente, se aplicó el análisis de varianza unidireccional (ANOVA) para comparar la concentración de MP en el contenido gástrico de las aves entre las familias, tras confirmar la normalidad de los datos. Previamente, se realizó una prueba de Levene para verificar la homogeneidad de las varianzas. También se comparó la concentración de cada tipo de polímero entre familias y entre especímenes de la misma familia. Para ello, se utilizaron la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba U de Mann-Whitney como post hoc, dado que al menos un conjunto de datos no cumplía el supuesto de normalidad. La concentración de MP en las aves se expresó como MP/especimen. El número de partículas, según su forma, se definió como el número de fibras, esferas y fragmentos por muestra.

Control de calidad

Todos los líquidos utilizados para el lavado y procesamiento del material se prefiltraron con un filtro de poro de 0.45 o 10 μm . Todos los materiales se lavaron tres veces con agua destilada filtrada. Se utilizó un control por triplicado para determinar la cantidad de MP debida a la manipulación de la muestra y la contaminación en el laboratorio. Los resultados de los controles se utilizaron para ajustar los resultados presentados en este trabajo. El trabajo de laboratorio se realizó con ropa de algodón blanca para reducir la contaminación por MP proveniente de la ropa.

Además, se realizaron controles con adición de MP para evaluar el porcentaje de MP recuperados, siguiendo el método aplicado en este trabajo, en muestras de agua, de suelo, gástricas y de control. Para ello, se contaron algunas partículas de PE, tereftalato de polietileno (PET) y cloruro de polivinilo (PVC) al microscopio estereoscópico (Euromex, Duiven, Países Bajos) antes de añadir los MP a los blancos ($n=2$). Se aplicaron los métodos de filtración y digestión. Las recuperaciones de cada polímero (media $\pm$ desviación estándar) fueron: PE 220 % $\pm$ 64 %, PET 72 % $\pm$ 15 % y PVC 83 % $\pm$ 26 %. Estos resultados no se utilizaron para ajustar los resultados informados, sino para su discusión.

9.3 Resultados y discusiones

Se reportan las concentraciones de MP en suelo como MP/kg, en agua como MP/L y en el contenido gástrico de aves como MP/espécimen. Además, se reportan características como el tamaño de partícula, la morfología y la composición polimérica.

9.3.1 Concentración de microplásticos en suelo

El 100% de las muestras de suelo presentaron concentraciones de MP de un tamaño entre 60 y 5000 μm y se cuantificó un total de 2515 partículas en las muestras de suelo de la RBBM. Se calculó una concentración promedio de $18213 \pm 12,297$ MP/kg y una mediana de concentración de 13,963 MP en suelo en los 7 sitios muestreados. El rango de concentraciones de MP fue de 3637.5 a 40363 MP/kg (Tabla 21).

Tabla 21. Concentración de MP en suelos agrícolas de la RBBM.

Sitio de muestreo	Concentración (MP/L)
0	28138 ± 18544
1	3638 ± 1750
2	40363 ± 41136
3	17963 ± 3871
4	10463 ± 4154
5	12963 ± 14796
6	13963 ± 14195

La concentración de MP varió entre los duplicados y entre los sitios de muestreo (Tabla 21), lo que sugiere que los MP se distribuyen de manera heterogénea en el suelo y que la homogeneización mecánica aplicada a las muestras no fue suficiente para lograr su homogeneización. El sitio 1 presentó la menor concentración de MP en suelo entre los sitios muestreados, con una concentración 11 veces menor que la concentración más alta de MP correspondiente al sitio 2. Las actividades antropogénicas (agrícolas y urbanas) desarrolladas en las localidades de los sitios de muestreo podrían relacionarse con la contaminación por MP, al igual que las que se llevan a cabo en comunidades cercanas. Los resultados del presente estudio son congruentes con la observación de Corradini et al. (2021), quienes han identificado los suelos agrícolas como posibles sitios

receptores de MP; sin embargo, contradicen la hipótesis de dichos autores, que indica una baja probabilidad de contaminación por MP en sitios sin manejo humano. Lo anterior se debió a que el sitio control en este estudio (S0) sí presentó concentraciones de MP que incluso superaron las de algunos agroecosistemas muestreados. La concentración de MP en sitios remotos ha sido reportada por otros autores y puede explicarse por mecanismos de transporte como la depositación atmosférica, la proximidad a caminos y carreteras, y el transporte fluvial (Gao et al., 2026; Klemmensen et al., 2024; Lebepe et al., 2025).

Los resultados indican que los suelos de los agroecosistemas muestreados en la RBBM están contaminados con MP. La variabilidad de las concentraciones de MP en suelos agrícolas reportadas en otros estudios dificulta la comparación con el presente estudio, ya que los resultados pueden diferir según los métodos analíticos empleados para su determinación, las prácticas agrícolas aplicadas en cada sitio y otras variables relacionadas con la contaminación por MP. Por ejemplo, de las concentraciones de MP más bajas a nivel global están las reportadas por Wang et al. (2026), quienes reportaron una concentración máxima de 300 MP/kg en sitios agrícolas en donde se aplican fertilizantes, pesticidas y herbicidas pero no riego mientras que en otros sitios agrícolas en donde no se aplicaba acolchado plástico pero sí se enriquecía el suelo con composta y con aguas residuales, las concentraciones de MP llegan a ser de hasta de 530000 MP/kg (Johansen et al., 2024). En comparación, la concentración de MP promedio en suelo obtenida en este estudio ($\bar{x} = 18213 \pm 12,297$ MP/kg; $Me = 13,963$) es 29 veces menor que lo reportado por Johansen et al. (2024), por otra parte, es hasta 61 veces mayor que la concentración máxima reportada por Wang et al. (2026). En comparación con la media y mediana globales estimadas por Wrigley et al. (2024), los resultados de este estudio son 6 y 29 veces mayores, respectivamente.

Por otro lado, solo se identificó un estudio sobre MP en México, específicamente en jardines domésticos, donde la concentración reportada fue de 870 ± 1900 MP/kg, lo que equivale a 21 veces menos que la media reportada en este estudio (Huerta et al., 2017).

La metodología empleada en este estudio puede ser uno de los factores que influyen en la detección de una mayor cantidad de partículas. De acuerdo con el metaanálisis de Wrigley et al. (2024), el uso de soluciones de alta densidad para la separación de los MP en el proceso de extracción permite cuantificar concentraciones más altas de MP que cuando se utilizan soluciones de baja densidad o cuando no se aplica la separación de las partículas mediante flotación. Sumado a lo anterior, el uso de una técnica analítica como el LDIR también permite identificar una mayor cantidad de partículas que otros métodos, ya que el rango de tamaños identificables es mayor (Bäuerlein et al., 2022; Liu et al., 2024).

Con el empleo de LDIR se han cuantificado concentraciones de 667 MP/kg en un rango de 20 – 500 μm , y de 104000 MP/kg en un rango de 10 – 1000 μm , en suelos agrícolas de China (Li et al., 2024; Zhu et al., 2023). Nuestros resultados son hasta 6 veces menores que los reportados por Li et al. (2024) a pesar de que en el presente se analizó un rango de tamaño de partícula más amplio. Sin embargo, en este estudio no se cuantificaron MP con tamaños menores de 60 μm , por lo que las concentraciones determinadas podrían subestimar el grado de contaminación real. Los análisis de MP en suelo mediante LDIR se han realizado principalmente en China y Australia, mientras que no se identificaron estudios en México. Debido a las altas concentraciones de MP identificadas en este estudio dentro de una ANP, se sugiere prestar mayor atención a la problemática de esta contaminación y realizar investigaciones con equipos especializados que permitan conocer el grado de contaminación por MP en México y analizar sus posibles impactos.

Tipos de MP

De los 2514.5 MP identificados en la RBBM, se identificaron 21 tipos de polímeros: acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), Barniz alquídico, etileno acetato de vinilo (EVA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), Poliacetal (POM), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polietileno clorado (CPE), politetrafluoroetileno (PTFE), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA), silicón (PDMS) y caucho. Entre ellos, la poliamida fue el polímero con la mayor proporción (37%) del total de partículas analizadas. La proporción de MP según el tipo de polímero fue la siguiente: Poliamida > ABA > PU > PS > Acrilato (otros) = PP > PET = PE > Caucho > BA = PVC > PVA = EVA > PTFE > PMMA > POM = Silicón > CPE = PC = PAC (Fig. 19).

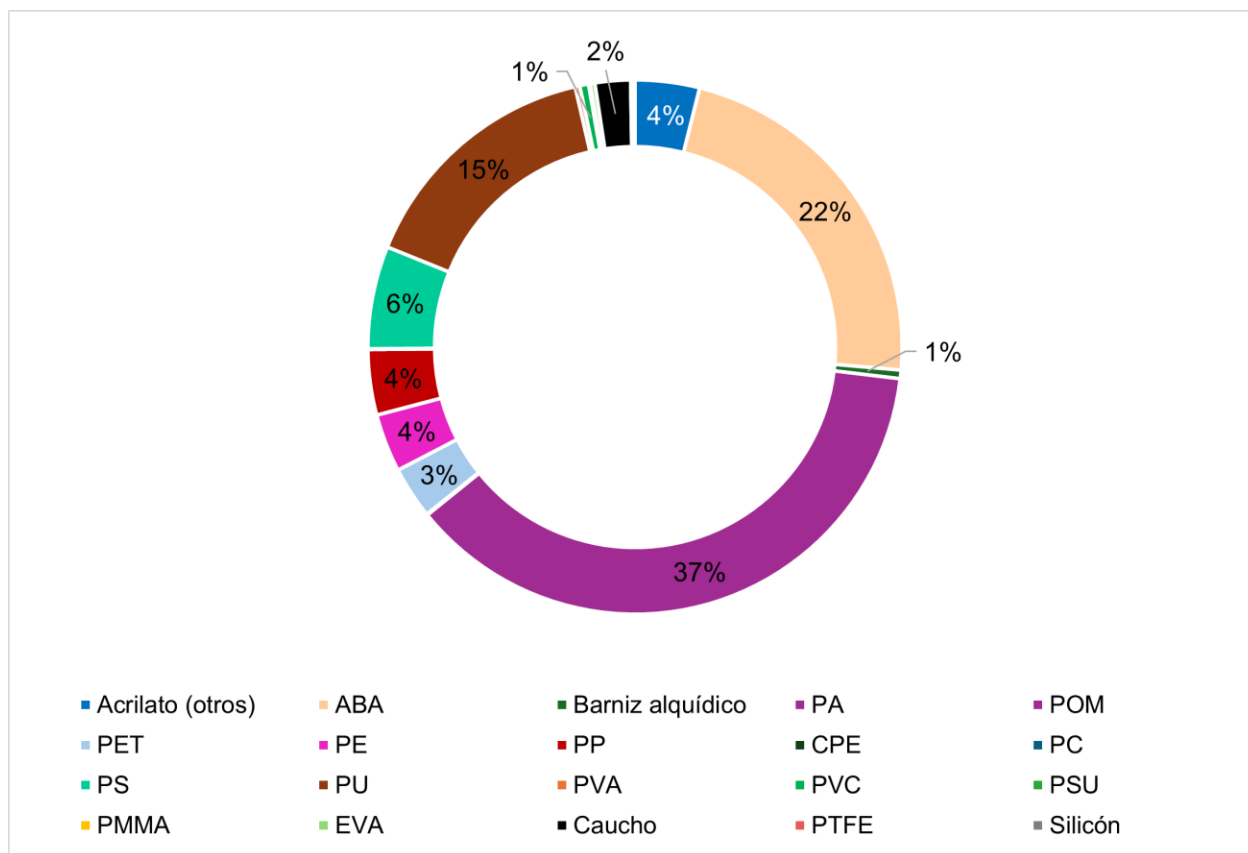


Figura 19. Proporción de cada tipo de polímero respecto del total de partículas de MP analizadas en el suelo de la RBBM. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), Barniz alquídico (BA), etileno acetato de vinilo (EVA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), poliacetal (POM), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polietileno clorado (CPE), politetrafluoroetileno (PTFE), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA), silicón (PDMS) y caucho.

Los resultados de este estudio coinciden con lo reportado por Liang et al. (2023) al identificar cerca de 20 tipos de polímeros en suelos agrícolas. El tipo de polímeros presentes resulta útil para identificar posibles fuentes de contaminación. La variedad de polímeros identificados en los suelos de la RBBM indica que la contaminación en esta zona es compleja, ya que puede provenir de múltiples fuentes. Lo anterior concuerda con la variedad de actividades antropogénicas que se desarrollan en la reserva, así como con la aplicación de técnicas agrícolas relacionadas con la contaminación por microplásticos (como el uso de fertilizantes naturales y sintéticos, el riego, el acolchado etc.) (Lwanga et al., 2022).

La frecuencia de identificación de cada tipo de polímero varió entre los sitios de muestreo (Fig. 20). Los polímeros identificados en todos los sitios de muestreo fueron ABA, PA, PET, PE, PP, PS y caucho. En más de la mitad de los sitios de muestreo se identificaron acrilatos (otros), BA, PVC y EVA; en el resto, POM, CPE, PC, PU, PVA, PAC, PMMA, PTFE y silicón. Estos resultados son consistentes con múltiples estudios en los que se han identificado principalmente PE, PP, PET, PS, PVC y PA en suelos agrícolas (Lwanga et al., 2022; Sahai et al., 2025; Yang et al., 2021).

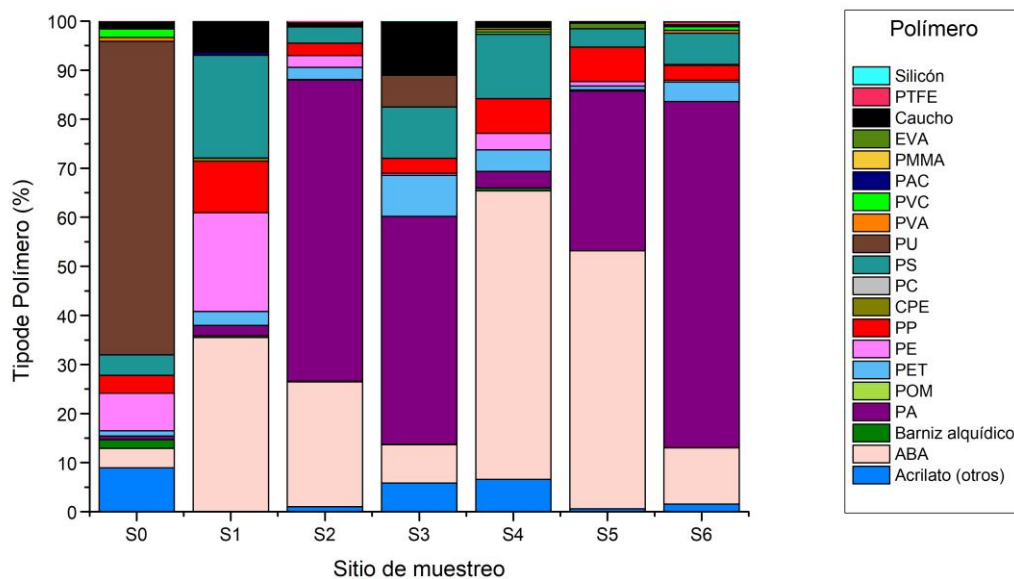


Figura 20. Distribución de tipos de polímeros en agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), poliacetal (POM), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polietileno clorado (CPE), politetrafluoroetileno (PTFE), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA), silicón (PDMS) y caucho.

La presencia de algunos polímeros en todos los sitios de muestreo puede deberse a fuentes de contaminación similares. Por un lado, los polímeros PE y PP son los que se han encontrado con mayor frecuencia y, en algunos estudios, han sido los polímeros predominantes en el total de partículas (Lwanga et al., 2022; Sahai et al., 2025), y se han relacionado con el material plástico utilizado en la infraestructura agrícola (invernaderos, túneles y acolchado). Por otro lado, el PVC se utiliza para la fabricación de sistemas de riego y el PS para la fabricación de mallas agrícolas (Lwanga et al., 2022). Aunque los MP de ABA pueden provenir del desgaste de herramientas y vehículos agrícolas, otras fuentes también pueden contribuir a la contaminación por este polímero, por ejemplo, el desgaste de piezas de autos, empaques, dispositivos electrónicos y desechos

domésticos e industriales (Deshmukh et al., 2024). El PET es un polímero muy común usado en la fabricación películas plásticas usadas en agricultura, en empaques, botellas y piezas automotrices mientras que PA se utiliza principalmente para fabricar fibras sintéticas (Du, Liang, Li, y Gong, 2020) por lo cual, la presencia de estos polímeros en la RBBM puede relacionarse con el desgaste de películas agrícolas en la zona, con contaminación urbana y con la quema de basura que se realiza en algunos predios (observación propia). Sumado a lo anterior, la aplicación de enmiendas en el suelo agrícola y el riego están relacionados con la contaminación por PA (Yang et al., 2021; Zhang et al., 2024). La presencia de MP de PU se asocia con el desgaste de productos con revestimiento de piel sintética, como calzado, cubiertas acolchadas y guantes (Yoon et al., 2024).

En la Figura 21 se muestra la distribución de los tipos de polímeros y la concentración de MP en cada sitio de muestreo.

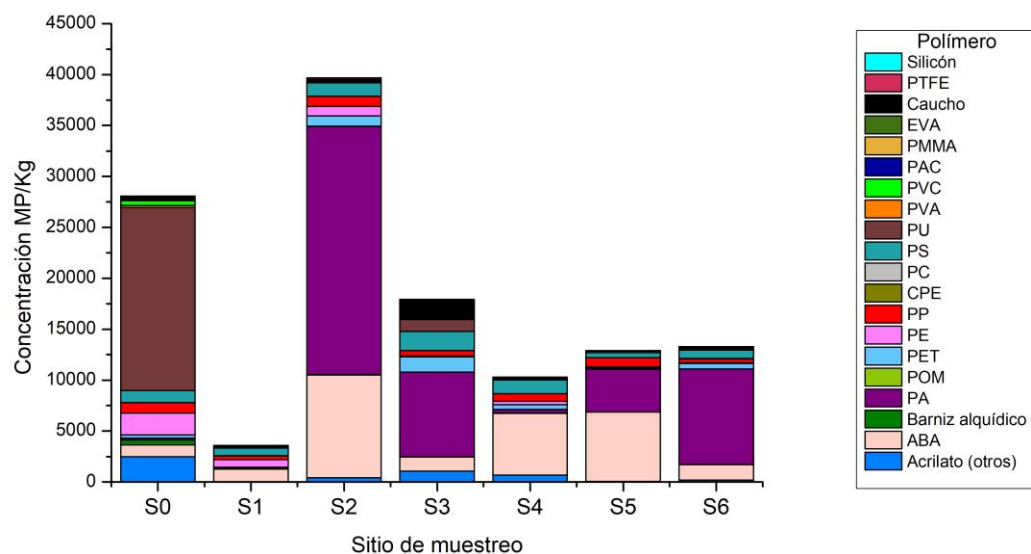


Figura 21. Concentración de MP según el tipo de polímero en el suelo de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), Poliacetal (POM), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polietileno clorado (CPE), politetrafluoroetileno (PTFE), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA), silicón (PDMS) y caucho.

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 22, D), en los sitios S1, S3, S4 y S5 existe una mayor diversidad de polímeros, cuyas concentraciones son similares entre sí (Anexo 1),

que en los sitios S0, S2 y S6. De todos, el sitio con mayor diversidad de polímeros fue el S1 y el de menor, el S6. Lo anterior sugiere que en el S6 hay al menos un polímero dominante, lo cual podría resultar útil para identificar posibles fuentes de contaminación. De acuerdo con los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), entre los polímeros muestreados en todos los sitios, el número de polímeros distribuidos en igual concentración se encuentra en el rango de 2.24 a 4.4, mientras que, en el S6, el valor del índice de Simpson inverso indica que 1.93 polímeros se encuentran en igual concentración, lo cual confirma que la abundancia de MP se concentra más en dos tipos de polímeros. Según los resultados obtenidos, en todos los sitios de muestreo la abundancia de MP, por tipo de polímero, se concentra en 2 a 4 polímeros. Entre los polímeros predominantes se encuentran PA y ABA, aunque en el S3 y en el S1 también abunda el PS. Otros polímeros abundantes en algunos de los sitios de muestreo son: caucho en el S3; PE y PP en el S1; y PU y acrilatos (otros) en el S0 (Anexo 1).

Tabla 22. Índice de Simpson de los tipos de polímeros de los MP en los suelos de la RBBM.

Sitio de muestreo	Índice de Simpson		
	D	$1-D$	$1/D$
0	0.43	0.57	2.33
1	0.23	0.77	4.4
2	0.44	0.56	2.25
3	0.26	0.74	3.86
4	0.38	0.62	2.65
5	0.39	0.61	2.57
6	0.52	0.48	1.93

D : valor del índice de dominancia de Simpson; $1-D$: valor del índice de diversidad de Simpson; $1/D$: valor del índice de Simpson inverso.

Nuestros resultados del índice de Simpson concuerdan con los de Ai et al. (2025), quienes reportaron un índice de Simpson ($1-D$) de 0.73 ± 0.17 en plántíos de cítricos, lo que sugiere una alta diversidad de polímeros. Sin embargo, a diferencia de los resultados de este estudio, predominaron

los polímeros PU, PVC y PET. La presencia de estos polímeros se asoció con el uso de fertilizantes y de películas plásticas agrícolas (Ai et al., 2025). Asimismo, nuestros resultados son consistentes con los valores altos del índice de Simpson reportados por el autor ($1-D = 0.20 \pm 0.14 - 0.72 \pm 0.06$) para zonas agrícolas en la India. Gupta et al. (2025) resaltaron que dichos valores se observaron principalmente en zonas agrícolas cercanas a tiraderos de basura y en zonas agrícolas donde se utiliza acolchado plástico. En relación con lo anterior, aunque en este estudio no se muestrearon zonas agrícolas con acolchado plástico, las parcelas cercanas a los sitios de muestreo S1, S3, S4 y S5 lo utilizaban, además de que había invernaderos o túneles cercanos. De igual manera, en el S2 se observó la quema de residuos. Sumado a lo anterior, Gupta et al. (2025) identificaron las áreas urbanas como zonas con una elevada diversidad de polímeros, debido a los residuos generados cerca de caminos y carreteras, al desgaste de partes de los vehículos y a la mala gestión de residuos. En la RBBM, además de las posibles fuentes de MP relacionadas con las prácticas agrícolas, se pueden sumar las que se relacionan con las zonas urbanas por su cercanía.

La alta diversidad de polímeros calculada en este estudio indica que las fuentes de contaminación son múltiples, lo que supone un reto para su identificación. El S0 está entre los sitios con menor diversidad de polímeros en este estudio, sin embargo, refuerza lo señalado por el autor acerca de que los MP son ubicuitos (Lebepe et al., 2025).

Forma de MP

Las formas de los MP identificadas en el suelo de la RBBM fueron fibras, esferas y fragmentos (Fig. 22). El porcentaje de los 2514.5 MP según su morfología, se distribuyó de la siguiente manera: fragmentos > esferas > fibras.

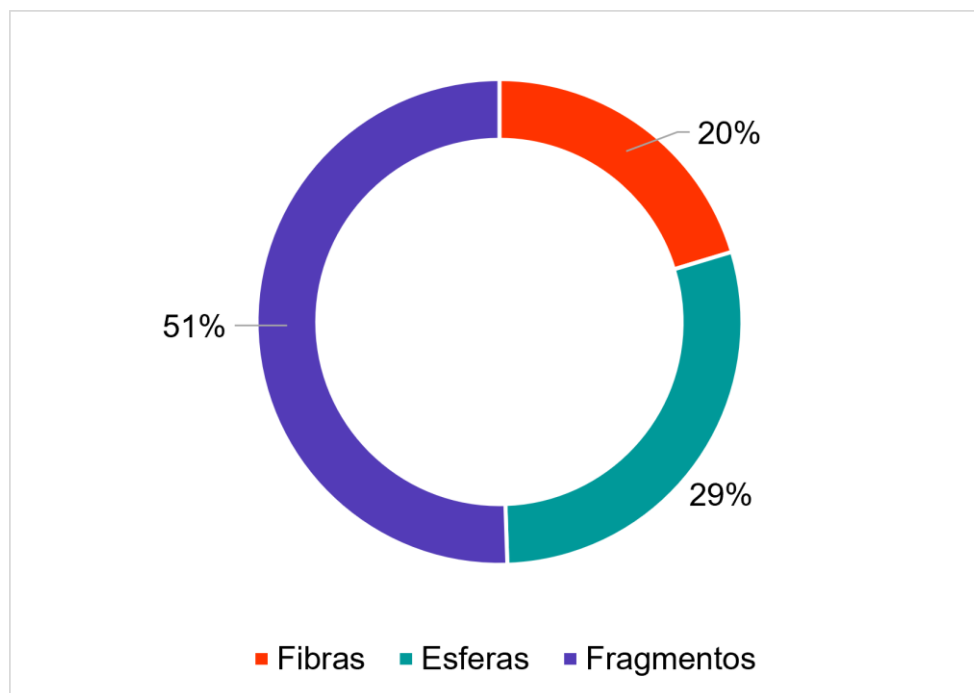


Figura 22. Porcentaje de MP del suelo de la RBBM según su morfología.

En el suelo muestreado en la RBBM, los fragmentos fueron la morfología predominante entre los MP, seguidos por esferas y fibras. Los resultados de este estudio coinciden con lo reportado en la literatura en cuanto a que el mayor porcentaje de MP en suelo agrícola corresponde a fragmentos y estos pueden representar entre el 51.3% y el 86% del total de MP (Yang et al., 2021). Esta morfología se ha asociado a la degradación de residuos plásticos por intemperización, es decir, corresponde a MP secundarios. Por otro lado, la morfología de fibras es la segunda más abundante reportada en la literatura, a diferencia de lo obtenido en este estudio, donde las esferas se encontraron en un porcentaje mayor que el de las fibras (Han et al., 2019). La presencia de MP en forma esférica se asocia principalmente con MP primarios que pueden provenir de productos cosméticos e industriales (Yang et al., 2021). No descartamos la posibilidad de que un porcentaje de los MP identificados como esferas corresponda, en realidad, a fragmentos o a bolas de fibras. Lo anterior se debe a que la clasificación de la morfología se realizó con base en el aspecto ratio de las partículas, lo cual podría generar una clasificación errónea de otro tipo de morfología, ya que esta depende de la orientación de las partículas (Lessa-Belone et al., 2025).

MP con diferente morfología pueden presentarse en suelos agrícolas por diversas circunstancias, incluyendo el desgaste de residuos *in situ*, la aplicación de composta, el uso de agua contaminada para riego o la depositación atmosférica (Guo et al., 2020).

La composición química de los MP, según su forma, fue similar entre fragmentos, esferas y fibras (Fig.23). Los PA, ABA y PU fueron los tipos de polímeros que presentaron los mayores porcentajes en las tres morfologías de MP.

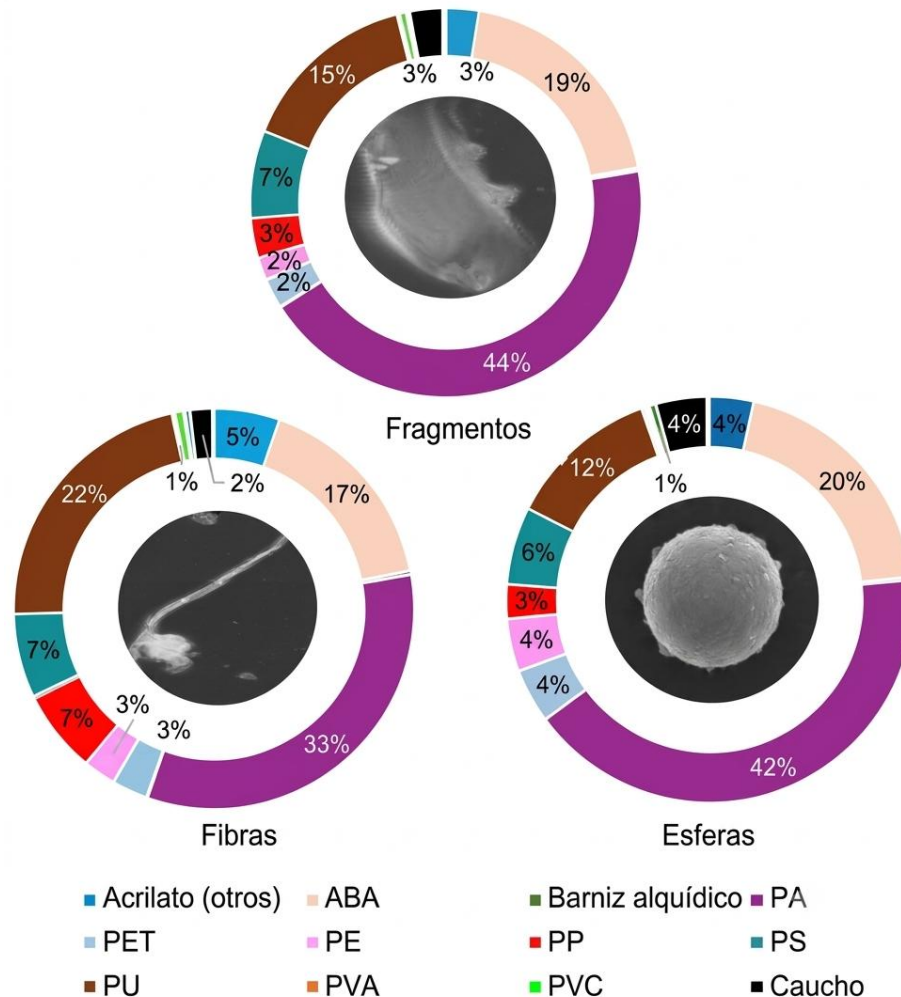


Figura 23. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el suelo de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), barniz alquídico (BA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 23, D), en todos los sitios existe diversidad de formas de MP, entre las cuales ninguna es dominante según su concentración ($D\ 0.36 \pm 0.33 - 0.42 \pm 0.89$) (Anexo 2). El valor del índice de diversidad de Simpson ($1-D$) confirma el resultado anterior e indica la presencia de MP con formas de fibras, esferas y fragmentos, con concentraciones similares entre sí. Finalmente, los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), indican que la abundancia no se concentra en una sola forma de MP, sino que son dos morfologías las que predominan en todos los sitios de muestreo.

Tabla 23. Índice de Simpson de las formas de MP en el suelo de la RBBM.

Sitio de muestreo	Índice de Simpson		
	D	$1-D$	$1/D$
0	0.36 ± 0.33	0.64 ± 0.66	2.74 ± 2.97
1	0.38 ± 0.36	0.62 ± 0.63	2.65 ± 2.77
2	0.40 ± 0.40	0.60 ± 0.59	2.52 ± 2.48
3	0.42 ± 0.89	0.58 ± 0.11	2.37 ± 1.12
4	0.41 ± 0.49	0.59 ± 0.51	2.47 ± 2.02
5	0.39 ± 45	0.61 ± 0.55	2.55 ± 2.21
6	0.40 ± 40	0.6 ± 0.6	2.48 ± 2.49

D : valor del índice de dominancia de Simpson; $1-D$: valor del índice de diversidad de Simpson; $1/D$: valor del índice de Simpson inverso.

En los sitios S0, S1, S2, S5 y S6, las morfologías predominantes fueron fibras y esferas; en el S3 fueron esferas y fragmentos, y en el S4 las fibras, esferas y fragmentos tuvieron proporciones similares.

A partir de los datos de morfología y del tipo de polímero de los MP en suelo, se puede inferir cuáles fuentes pueden estar relacionadas con la contaminación por MP. La presencia de fibras de PA y PU en suelo agrícola puede relacionarse con la degradación de textiles; por otro lado, fragmentos de ABA provenientes del desgaste de electrodomésticos, piezas automotrices, juguetes, etc., pueden ser erróneamente catalogados como fibras debido a su morfología alargada (Acharya, 2021; Lai et al., 2013; Yunlong et al., 2024). En los suelos agrícolas, los fragmentos de PA pueden originarse de la degradación de textiles y de otros productos agrícolas, como costales y acolchado de plástico (Li et al., 2024). Como se mencionó anteriormente, fragmentos de ABA pueden formarse a partir del desgaste de diversos productos domésticos y agrícolas, de residuos urbanos y de vehículos (Lai et al., 2013). Por otro lado, los fragmentos de PU se relacionan principalmente con el uso de fertilizantes de liberación controlada, con el desgaste de espumas usadas como recubrimiento, entre otros (Cui et al., 2024; Tian et al., 2026).

Los estudios que han analizado la diversidad y la dominancia de los MP según su morfología son limitados. Entre los estudios publicados, Yang et al. (2024) reportaron un índice de Simpson ($1-D$) de 0.57 ± 0.14 lo que indica una diversidad de morfologías mediana–alta y es congruente con los resultados obtenidos en este estudio. Nuestros resultados del índice de Simpson difieren de los reportados por Ai et al. (2025), quienes informaron un índice hasta 4.27 veces menor que el obtenido en este estudio ($1-D = 0.15 \pm 0.10$), lo que indica una baja diversidad de formas, en la que la forma dominante fue la de fragmentos. Esta discrepancia puede deberse a diferencias en la metodología de clasificación de las formas de los MP, ya que Ai et al. (2025), además de emplear la relación de aspecto, utilizaron la circularidad para clasificar la morfología de las esferas.

Tamaño de MP

De acuerdo con el tamaño de los MP (diámetro), la mediana de los MP presentes en el suelo fue de $79.93 \mu\text{m}$ y la media fue de $97.56 \pm 71.99 \mu\text{m}$. El 72% de los MP se encontraron en el rango de $60-100 \mu\text{m}$, el 27% en el rango de $101-300 \mu\text{m}$, el 1% en el rango de $301-500 \mu\text{m}$, y menos del 1% en los rangos de $501-900 \mu\text{m}$ y de $901-5000 \mu\text{m}$. Estos resultados son consistentes con los reportados en otros estudios. Estudios a nivel global coinciden en que el tamaño predominante de MP en suelos agrícolas es $< 500 \mu\text{m}$ y, en algunos casos, se ha especificado que los MP $< 100 \mu\text{m}$ predominan (Sahai et al., 2025). Hay estudios en los que se ha identificado la presencia de MP con un tamaño $<$

50 μm , especialmente en áreas remotas en donde las fuentes principales de MP son la deposición atmosférica y el agua contaminada, por lo que se propone que en futuros estudios se amplíe el rango de tamaño de MP (Feng et al., 2021; Lebepe et al., 2025).

Los resultados sobre MP de un tamaño $> 1000 \mu\text{m}$, que indican que este tamaño de partícula representa una proporción menor que la de los tamaños mayores, son consistentes a nivel global y coinciden con el presente estudio (Sahai et al., 2025). El mayor porcentaje de MP de tamaño $< 300 \mu\text{m}$ en los suelos agrícolas puede relacionarse con factores como la mayor facilidad de las partículas pequeñas para transportarse en el ambiente, la fragmentación mecánica de partículas más grandes por actividades agrícolas y la adición de MP al suelo debido a la aplicación de composta contaminada (Islam et al., 2025; Lebepe et al., 2025).

Entre la limitada literatura sobre MP en suelos en México, se identificó un estudio en el que se reportó que más del 90% de los MP identificados en suelo de jardines de traspatio tenían un tamaño $< 50 \mu\text{m}$ el cual es un tamaño menor al tamaño mínimo de MP considerado en este estudio por lo que es posible que exista una subestimación de la concentración de MP debido a que únicamente se cuantificaron los MP con un tamaño $> 60 \mu\text{m}$ (Huerta et al., 2017). Por otro lado, en suelos pertenecientes a ecosistemas de pastoreo y forestales se ha reportado que el tamaño de MP más común es $< 500 \mu\text{m}$, lo cual corresponde a la tendencia señalada a nivel global y es similar a lo encontrado en el presente estudio (Álvarez-Lopezello et al., 2021).

Los MP en los rangos de tamaño más pequeños (60–100 μm y de 101–300 μm) tuvieron una composición variable en la cual, la distribución según el porcentaje de MP fue la siguiente: PA $>$ ABA $>$ PU $>$ PS $>$ acrilatos (otros) = PP $>$ PET = PE = caucho $>$ PVC para el primer rango y para el segundo rango fue: PA $>$ PU $>$ ABA $>$ PS $>$ PE = PET $>$ PP $>$ acrilatos $>$ caucho $>$ PVA = EVA = PVC. La distribución de los MP en el rango de 301–500 μm fue: PU $>$ PE $>$ PA $>$ PET = PP $>$ ABA = acrilatos (otros) = caucho. Se observó que la variabilidad en la composición de los MP disminuye a medida que aumenta el tamaño de los MP analizados. En el rango de 501 – 900 μm , la distribución fue: PU $>$ PE $>$ PET = PA. Finalmente, en el rango de 901 – 5000 μm se encontró que PE = PU $>$ PS.

Estos resultados son congruentes con lo reportado en la literatura, ya que se ha descrito una composición diversa en los MP de suelos agrícolas; de acuerdo con Chandran et al. (2025), las partículas $< 500 \mu\text{m}$ se han identificado como PE, PP, PA, PET, PVC y PTEF (Jia et al., 2022). Polímeros como PU, ABA y acrilatos también se encontraron en este estudio entre los más abundantes en partículas $< 500 \mu\text{m}$, lo cual coincide con los trabajos de Yoon et al. (2024) y Edo et

al. (2022). Similar a lo reportado por Jia et al. (2022), PE fue uno de los tipos de polímeros que predominaron en las partículas de mayor tamaño. La abundancia de MP de algunos polímeros con respecto a otros se relaciona con lo común de su empleo en la fabricación de productos (Akanyange et al., 2021) así como con la facilidad de degradarse en condiciones ambientales (Liro et al., 2023).

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 24, D), en todos los sitios se observa una diversidad media-baja en los tamaños de MP. Los sitios con menor diversidad de tamaño de MP fueron S5, S4 y S6, con un rango de $D = 0.62 \pm 0.03 - 0.73 \pm 0.09$; los de mayor diversidad fueron S0, S1, S2 y S3, con un rango de $D = 0.51 \pm 0.02 - 0.59 \pm 0.02$. El valor del índice de diversidad de Simpson ($1-D$) refuerza el resultado anterior e indica una diversidad media-baja de tamaños de MP (Rango $D-1 = 0.27 \pm 0.09 - 0.49 \pm 0.02$), lo que sugiere que hay rangos de tamaño de MP más abundantes que otros. Finalmente, los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), indican que la abundancia de MP se concentra en los rangos de tamaño 60 – 100 μm en los sitios 0, 2, 3, 4, 5, y 6 y en los rangos 60 – 100 μm y 101 – 300 μm en el sitio 1 por lo que se confirma que los MP más abundantes en el suelo de la RBBM tienen un tamaño menor que 100 μm .

Tabla 24. Índice de Simpson del tamaño de los MP en suelos agrícolas de la RBBM.

Sitio de muestreo	Índice de Simpson		
	D	$1-D$	$1/D$
0	0.57 ± 0.04	0.43 ± 0.04	1.75 ± 0.12
1	0.51 ± 0.02	0.49 ± 0.02	1.97 ± 0.08
2	0.59 ± 0.02	0.40 ± 0.02	1.68 ± 0.05
3	0.53 ± 0.03	0.47 ± 0.03	1.87 ± 0.1
4	0.63 ± 0.1	0.37 ± 0.1	1.61 ± 0.27
5	0.73 ± 0.09	0.27 ± 0.09	1.39 ± 0.17
6	0.62 ± 0.03	0.38 ± 0.03	1.61 ± 0.07

D : valor del índice de dominancia de Simpson; $1-D$: valor del índice de diversidad de Simpson; $1/D$: valor del índice de Simpson inverso.

Algunos autores han empleado el índice de Simpson para analizar la distribución de los MP en distintas matrices ambientales según su tamaño de partícula. En contraste con los resultados de

este estudio, Fang et al. (2021) reportaron un índice de Simpson ($1-D$) de 0.480 ± 0.285 a 0.742 ± 0.044 para el tamaño de MP en sedimentos, lo que indica una diversidad de tamaños de MP de media a alta. En la mayoría de los sitios de muestreo del presente estudio, el índice de Simpson ($1-D$) calculado fue menor que el reportado por Fang et al. (2021), lo que sugiere que los tamaños de MP en el suelo se concentran en un rango específico, mientras que en el sedimento puede haber una mayor diversidad de tamaños.

Factores como los mecanismos de degradación de los polímeros, las actividades antropogénicas y el tiempo de intemperización pueden influir en la dominancia de MP $< 100 \mu\text{m}$ sobre las partículas de mayor tamaño, ya que se relacionan con la reducción del tamaño de partícula y con el grado de desgaste (Liro et al., 2023).

9.3.2 Concentración de microplásticos en agua

El 100% de las muestras de agua de la RBBM presentaron concentraciones de MP. Se cuantificó un total de 1,760 partículas de un tamaño de $60\text{-}5000 \mu\text{m}$. Se calculó un promedio de 0.029 ± 0.028 MP/L y una mediana de 0.019 MP/L. El rango de concentraciones de MP en agua fue de 0.003 a 0.071 MP/L. En la Tabla 25 se muestran las concentraciones de MP en agua correspondientes a las muestras compuestas de cada sitio de estudio.

Tabla 25. Concentración promedio de MP presentes en el agua de riego de la RBBM.

Sitio de muestreo	Concentración (MP/L)
0	0.003
1	0.008
2	0.021
3	0.012
4	0.019
5	0.071
6	0.066

La concentración de MP varió entre los sitios de muestreo (Tabla 21). El S0 presentó la menor concentración de MP en agua entre los sitios muestreados, 23.66 veces menor que la más alta, correspondiente al S5. Los S5 y S6, que presentaron las concentraciones más altas, se ubican al sur de la RBBM, en contraste con el resto de los sitios de muestreo, ubicados al centro y al norte. La cercanía de estos sitios de muestreo con zonas urbanizadas como Atotonilco el Grande y Tulancingo y con zonas turísticas como Huasca de Ocampo podría influir en la concentración de MP cuantificados en los S5 y S6 ya que se ha documentado en otros trabajos que la densidad poblacional y la urbanización se correlacionan positivamente en la concentración de MP en suelos y agua (Xu et al., 2021; Zhou et al., 2021).

Los resultados indican que el agua muestreada en la RBBM está contaminada con MP. La comparación entre los resultados reportados en este estudio y los de otros trabajos se ve obstaculizada por la diferencia en la metodología empleada para la cuantificación y el análisis de las partículas, ya que los estudios que emplean LDIR para el análisis de MP en agua son limitados. Por ejemplo, los resultados de concentración de MP en agua obtenidos en este estudio ($\bar{x} = 0.029 \pm 0.028$ MP/L; Me = 0.019 MP/L) fueron menores que las concentraciones reportadas por Gündoğdu y Avcioğlu (2026) en agua destinada a riego en una zona agrícola (16.5 – 2,174.5 MP/L). Sin embargo, en dicho estudio se reportan partículas en un mayor rango (20 – 5000 μm) que el empleado en el presente trabajo (60 – 5000 μm), la cuantificación se realizó bajo un microscopio estereoscópico y la determinación polimérica se realizó únicamente en 10 partículas de cada tipo de morfología identificada (fragmento, fibra, película y pellet). Lo anterior podría sobreestimar el número de MP presentes en las muestras, ya que se asume que todas las partículas observadas con morfología asociada a los MP son MP.

De acuerdo con otros estudios, el uso de LDIR para la identificación de MP permite determinar un mayor número de MP que otros métodos, como FTIR o la espectroscopía de Raman, debido a que es más sensible y capaz de detectar MP en un rango más amplio de tamaños de partícula (20 μm – 5000 μm) (Wu et al., 2023). Con el empleo de LDIR se han cuantificado concentraciones de 65 a 460 MP/L en países como los Países Bajos y China (Bäuerlein et al., 2022; Wu et al., 2023). En contraste, la media y la mediana de este estudio son menores en 15,862.07 y 24,210.53 veces, respectivamente, que lo reportado por Bäuerlein et al. (2022) para aguas superficiales. Sumado a lo anterior, la concentración de partículas determinada en este estudio, aunque cercana, es menor que la reportada para agua de pozo (1 MP/L) y para agua destinada a consumo humano (2 MP/L) (Bäuerlein et al., 2022).

Con respecto a las investigaciones realizadas en México sobre MP presentes en aguas superficiales, los resultados obtenidos en este estudio son menores, ya que en ríos y lagos mexicanos las concentraciones de MP reportadas se sitúan entre 0.4 y 238 partículas/L (Arredondo-Navarro et al., 2025). Esta última concentración corresponde a uno de los ríos más contaminados de México y supera por 8,206.89 veces la media y por 12,526.32 la mediana de la concentración de MP identificados en este estudio. Por el contrario, la concentración de MP en el agua de Laguna Manuela (0.0013 MP/L), un sitio con bajo impacto antropogénico, es 22.31 y 14.62 veces menor que la media y la mediana de la concentración de MP presentada en este estudio, respectivamente (Alarcón-Ortega et al., 2025).

Comparativamente, las concentraciones de MP en el agua superficial de la RBBM son inferiores a las reportadas en zonas con alta presión antrópica a nivel nacional e internacional, lo que indica un grado de contaminación relativamente bajo. Sin embargo, al comparar estos valores con las concentraciones de MP presentes en áreas con escasa o nula intervención humana (que pueden considerarse como referencia de contaminación), se observa que las de la reserva son superiores. Esta discrepancia es relevante porque sugiere que las aguas de la RBBM presentan un grado de contaminación por MP que podría estar relacionado con fuentes locales, además de los MP que pueden estar siendo transportados desde zonas externas de la reserva.

Tipos de MP

De los 1,760 MP detectados, se identificaron 18 tipos de polímeros: acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), barniz alquídico, etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho. Entre ellos, los acrilatos fueron los polímeros identificados con mayor frecuencia (24%) del total de partículas analizadas. La prevalencia de MP según el tipo de polímero fue la siguiente: Acrilato > PU > PP > PS > PE > PET > PA > EVA > ABA > PVC > PVA = PAC = PSU = Caucho (Fig. 24).

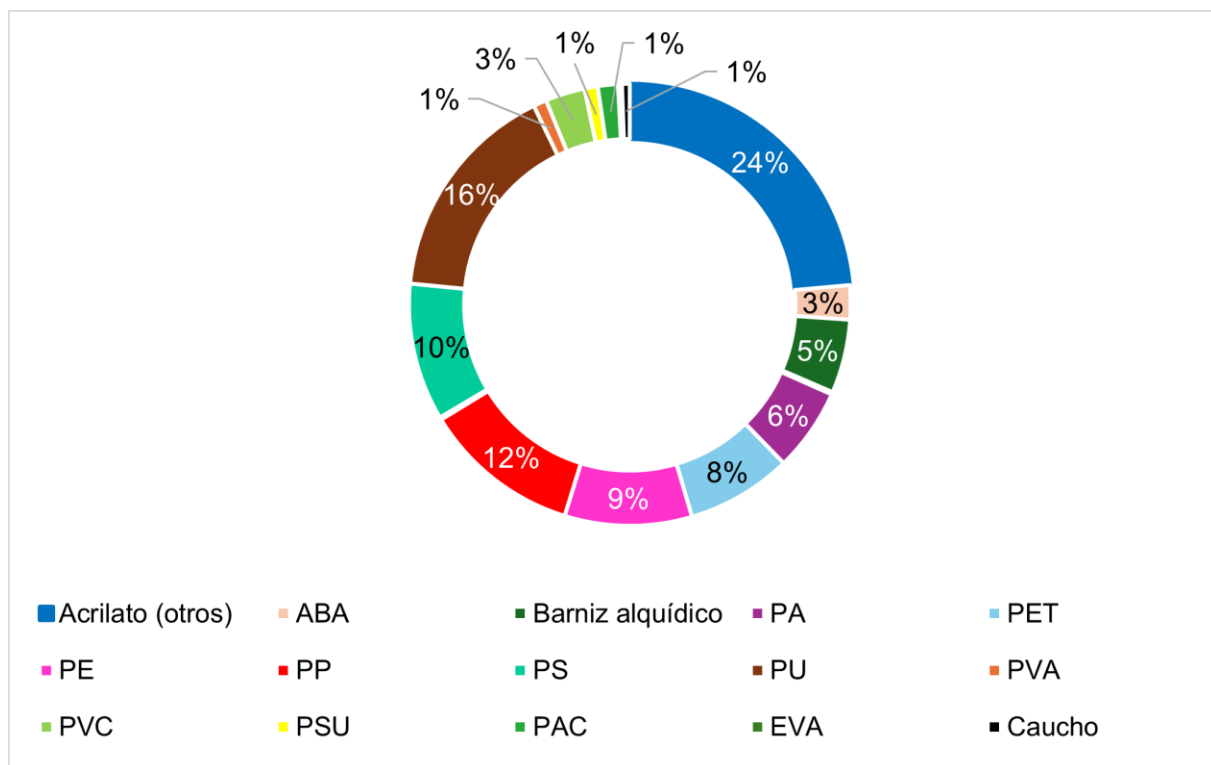


Figura 24. Proporción de cada tipo de polímero presente en las 1760 partículas de MP analizadas en el agua de la RBBM. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), barniz alquídico, etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

La frecuencia de identificación de cada tipo de polímero varió entre los sitios de muestreo (Fig. 25). Los polímeros detectados en más de la mitad de los sitios de muestreo fueron acrilatos (otros), ABA, PE, PVC, PAC, PA, PET, PP y PS. De ellos, los cuatro últimos polímeros se encontraron en más del 80% de los sitios. Lo anterior se sustenta en múltiples estudios que han reportado la presencia de diversos tipos de polímeros en aguas superficiales. Entre los cuales los de mayor abundancia han sido el PE, PP, PS, PET y PA (Arredondo-Navarro et al., 2025; Pojar et al., 2021). La baja densidad de las partículas del PP (densidad $0.89\text{--}0.91\text{ g cm}^{-3}$) y PE (densidad $0.93\text{--}0.98\text{ g cm}^{-3}$) permite que floten; además, en el mundo existe una alta producción de estos polímeros debido a sus amplias aplicaciones (Pojar et al., 2021). Por otro lado, aunque PET (1.38 g cm^{-3}), PA ($1.01\text{--}1.08\text{ g cm}^{-3}$) y PS (1.05 g cm^{-3}) tienen una mayor densidad, su presencia en la superficie del agua puede deberse a las condiciones del agua como la turbulencia del medio y a las descargas de este tipo de polímeros

al ambiente ya que son materiales empleados tanto en textiles como en otro tipo de productos ampliamente usados por lo que se pueden encontrar en zonas urbanas (Akdogan et al., 2023).

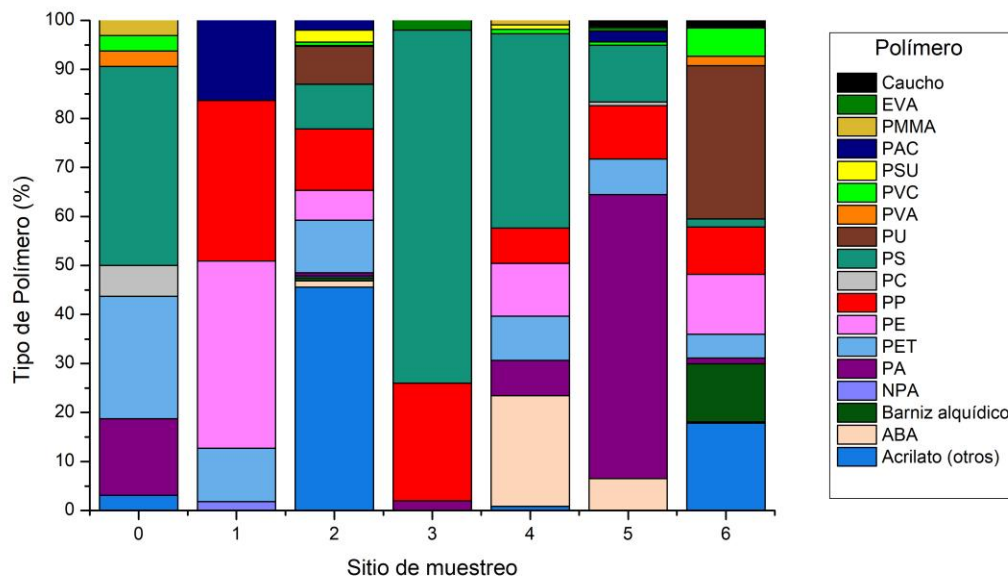


Figura 25. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), Barniz alquídico, etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

En la Figura 26 se muestra la distribución de los tipos de polímeros y la concentración de MP en cada sitio de muestreo.

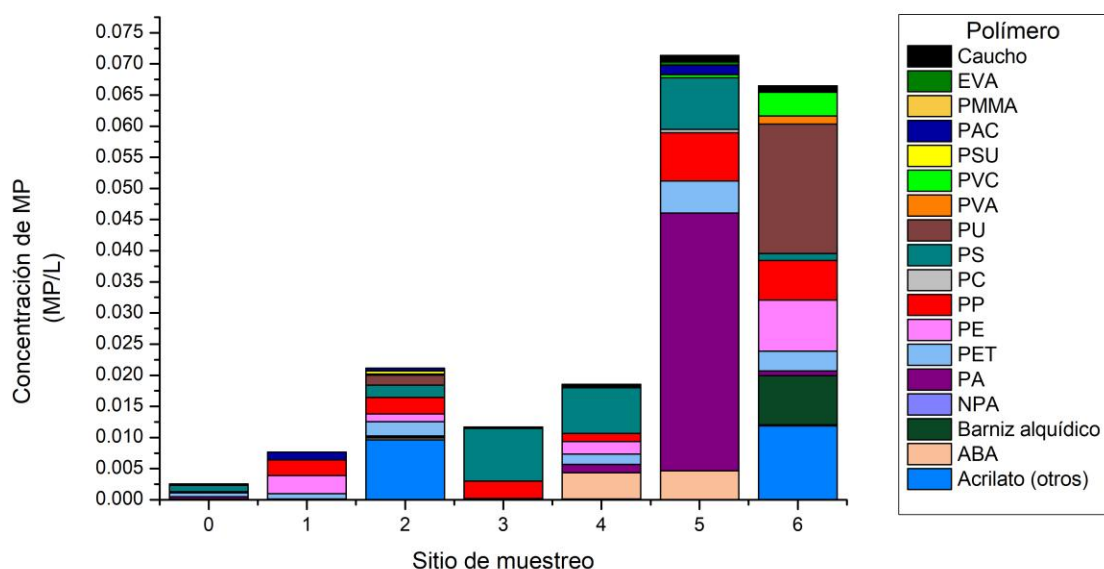


Figura 26. Concentración de MP según el tipo de polímero en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), barniz alquídico, etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 26, D), en los sitios S0, S1, S2, S4, S5 y S6 se observa una amplia diversidad de polímeros, cuyas concentraciones son similares entre sí (Anexo 1). Mientras que el S3 presentó el valor más alto en el índice de dominancia de Simpson (D), lo cual sugiere que dentro de la diversidad de polímeros hay uno que es más abundante que los otros. Según los resultados obtenidos, el PS es el polímero que predomina en el S3 (Fig. 21). El valor del índice de diversidad de Simpson ($1-D$) obtenido indica que en todos los sitios hay una diversidad de polímeros media-alta, a excepción del S3, donde la diversidad es media. Finalmente, de acuerdo con los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), entre los polímeros muestreados en todos los sitios, el número de polímeros distribuidos en igual concentración se encuentra en el rango de 2.69 a 5.74, mientras que, en el S3, el valor del índice de Simpson inverso indica que 1.73 polímeros se encuentran en igual concentración lo cual confirma que la abundancia de MP se concentra más en un tipo de polímero.

Tabla 26. Índice de Simpson de los tipos de polímeros de los MP en agua de la RBBM.

Sitio de muestreo	Índice de Simpson		
	D	1-D	1/D
0	0.26	0.74	3.85
1	0.29	0.71	3.43
2	0.25	0.75	3.94
3	0.58	0.42	1.73
4	0.24	0.76	4.19
5	0.37	0.63	2.69
6	0.1	0.83	5.74

D: valor del índice de dominancia de Simpson; *1-D*: valor del índice de diversidad de Simpson; *1/D*: valor del índice de Simpson inverso.

En otros estudios en los que se ha aplicado el índice de diversidad de Simpson, se han identificado MP dominantes como PE y PP, así como una baja diversidad de polímeros, lo que sugiere la existencia de pocas fuentes de contaminación (Fang et al., 2021). En contraste, en este estudio, la mayoría de los sitios de muestreo presentaron valores indicativos de una alta diversidad de polímeros, lo que sugiere múltiples fuentes de contaminación. Por otro lado, en el S3 las fuentes de contaminación por MP podrían ser menos diversas. El número de tipos de uso del suelo se correlaciona con la diversidad de polímeros (Fang et al., 2021). Lo anterior podría explicar la alta diversidad de polímeros en los sitios de muestreo de la RBBM, ya que, aunque todos son agroecosistemas, se encuentran cercanos a zonas urbanas, turísticas y comerciales. Sin embargo, en el sitio 0 (sitio de referencia o control), a pesar de estar alejado de la actividad humana intensiva, también se observó una alta diversidad de polímeros. Es posible que esto se deba a la influencia de la actividad humana cercana. Lo anterior es coherente con lo reportado por autores como Teampanpong et al. (2024), quienes han identificado contaminación por MP en áreas de bajo impacto antropogénico.

Forma de MP

Se identificaron 3 formas de MP en el agua superficial de la RBBM: fibras, esferas y fragmentos (Fig. 27). El porcentaje de MP por categoría de forma se distribuyó de la siguiente manera: fragmentos > fibras > esferas. De los 1760 MP identificados, 613 fueron fibras (35%), 348 esferas (20%) y 799 fragmentos (45%).

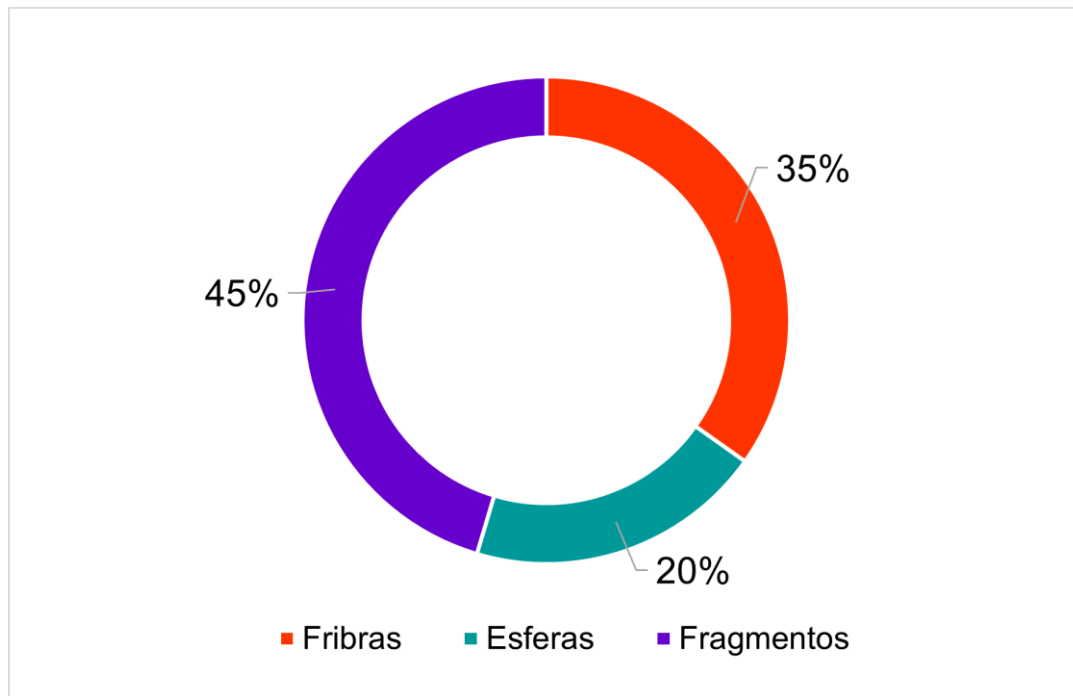


Figura 27. Porcentaje de MP del agua de la RBBM según su morfología.

Como se ilustra en la Fig. 27, los fragmentos son la forma predominante de los MP del agua de la RBBM, seguidos por las fibras. Lo anterior concuerda con lo reportado por otros autores, quienes observaron que los fragmentos constituyen hasta un 69.8% de los MP presentes en aguas superficiales (Fang et al., 2021). Esto está relacionado con el tipo de plástico identificado, ya que los fragmentos y las fibras se asocian con MP secundarios, mientras que las esferas se asocian con plásticos primarios; por lo tanto, se infiere que la mayor parte de los MP presentes en el agua de la RBBM proviene de la fragmentación de material polimérico de mayor tamaño (Oo et al. 2021). La composición química de los MP según su forma fue similar entre fragmentos, esferas y fibras (Fig. 28). Los acrilatos y el PU fueron los tipos de polímeros que presentaron porcentajes similares en las

tres formas de MP, lo cual coincide con la distribución de los tipos de polímeros en el total de partículas de MP.

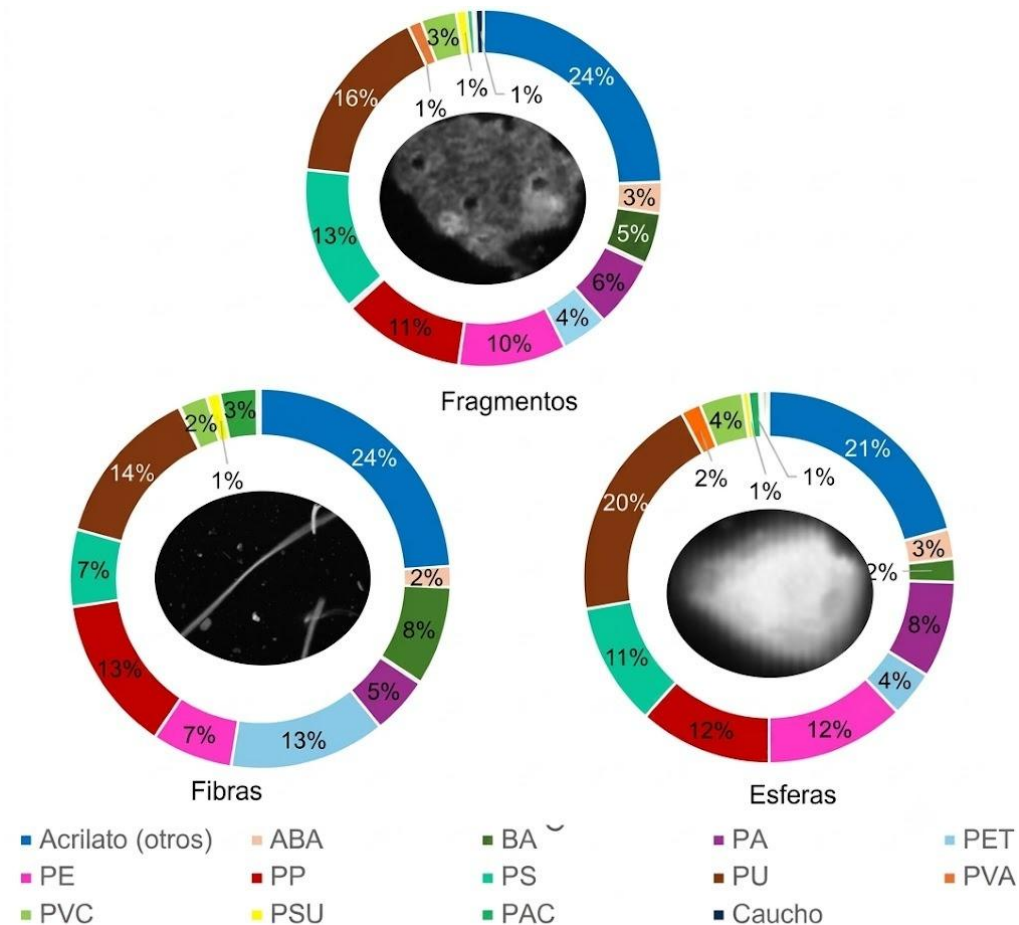


Figura 28. Distribución de los tipos de polímeros presentes en el agua de la RBBM en los 7 sitios de muestreo. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), barniz alquídico (BA), plásticos que contienen aditivos pro-oxidantes (PAC), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 27, *D*), en todos los sitios existe diversidad de formas de MP, entre las que ninguna es dominante según su concentración (D 0.37 – 0.44) (Anexo 2). El valor del índice de diversidad de Simpson ($1-D$) refuerza el resultado anterior e indica la presencia de MP con formas de fibras, esferas y fragmentos, con concentraciones similares

entre sí. Finalmente, los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), indican que la abundancia no se concentra en una sola forma de MP, por lo que se confirma que la distribución de los MP con diferente forma es similar.

Tabla 27. Índice de Simpson de las formas de MP en la RBBM.

Sitio de muestreo	Índice de Simpson		
	D	$1-D$	$1/D$
0	0.45	0.55	2.24
1	0.37	0.63	2.7
2	0.38	0.62	2.64
3	0.4	0.6	2.51
4	0.38	0.62	2.62
5	0.36	0.64	2.74
6	0.36	0.64	2.77

D : valor del índice de dominancia de Simpson; $1-D$: valor del índice de diversidad de Simpson; $1/D$: valor del índice de Simpson inverso.

A diferencia de nuestro estudio, Fang et al. (2021) reportaron valores del índice de Simpson entre 0 y 0.58, lo que indica una menor diversidad de formas que en el presente estudio. Por el contrario, el índice de Simpson en este estudio (Tabla 23) indica una diversidad de formas media-alta, lo que sugiere la existencia de múltiples fuentes de MP.

La forma y la composición de los MP pueden ayudar a identificar sus posibles fuentes. Por ejemplo, la presencia de fibras de PET y PA puede relacionarse con la degradación de textiles sintéticos; los fragmentos de PE pueden provenir de bolsas plásticas, botellas y otros contenedores, mientras que los fragmentos de PS pueden ser resultado del desgaste de vasos, plastos y utensilios desechables (Liro et al., 2023; Oo et al., 2021). La contaminación por MP en forma de fragmentos compuestos de PU puede provenir de espumas flexibles, adhesivos y revestimientos de edificios y mobiliario, y la fuente de los MP de acrilato está relacionada con el desgaste de recubrimientos acrílicos, esmaltes, pinturas y cosméticos (Baklan et al., 2024; Wang et al., 2026). Sumado a lo anterior, en

agroecosistemas como los estudiados en la RBBM, los MP de PE y PU también pueden estar relacionados con el uso de fertilizantes de liberación controlada (Tian et al., 2024).

Tamaño de MP

De acuerdo con el tamaño de los MP (diámetro). La mediana del tamaño de los MP presentes en el agua ($n = 1760$) fue de $81.47 \mu\text{m}$ y la media fue de $97.55 \pm 55.24 \mu\text{m}$. El 70.8% de los MP se encontró en el rango de $60\text{--}100 \mu\text{m}$, el 28.08 % en el rango de $101\text{--}300 \mu\text{m}$, el 1.1 % en el rango de $301\text{--}500 \mu\text{m}$, el 1.7% en el rango de $501\text{--}900 \mu\text{m}$ y el 0.06% en el rango de $901\text{--}5000 \mu\text{m}$. Los MP en el rango de $901\text{--}5000 \mu\text{m}$ representaron el 0.002 % de los MP cuantificados. Estos resultados coinciden con los reportados en otros estudios (Oo et al., 2021). Por ejemplo, Gündoğdu y Avcioğlu (2026) reportan que el tamaño de partícula dominante en MP de agua para riego es inferior a $1000 \mu\text{m}$. En áreas internacionales protegidas, los MP de $50\text{--}500 \mu\text{m}$ presentaron la mayor frecuencia de ocurrencia (Teampanpong et al., 2024). En México, en una región con alto impacto antropogénico, los MP más abundantes identificados en el agua presentaron un tamaño entre $50\text{--}300 \mu\text{m}$ (Arredondo-Navarro et al., 2025). Por otro lado, Cruz-Salas et al. (2023) reportaron que el tamaño de MP más común se encontró en el rango de $2100\text{--}3000 \mu\text{m}$. La discrepancia entre los resultados del último estudio mencionado y los anteriores sobre el tamaño de MP con mayor ocurrencia se debe principalmente a diferencias metodológicas en la caracterización de los MP. Mientras Cruz-Salas et al. (2023) emplearon la observación de MP a simple vista y su medición con hojas milimétricas, el resto de los autores mencionados y el del presente estudio utilizaron equipos como microscopio estereoscópico, $\mu\text{-FTIR}$ o LDIR que permiten la cuantificación y caracterización de partículas menores a $1000 \mu\text{m}$.

Los MP en los rangos de tamaño más pequeños ($60\text{--}100 \mu\text{m}$ y de $101\text{--}300 \mu\text{m}$) tuvieron una composición variable en la cual, la distribución según el porcentaje de MP fue la siguiente: acrilatos > PU > PP > PS > PE > PA > PET = BA > PVC = PSU = PVA > PAC = caucho para el primer rango y para el segundo rango fue acrilatos > PU > PET > PE = PP > PS > BA > PAC = PVC > PVA = ABA = PSU = PA > EVA = caucho. La composición de los MP muestra una menor variabilidad a medida que aumenta el tamaño de los MP analizados. Los polímeros presentes en el rango de $301\text{--}500 \mu\text{m}$ fueron: PE > PS = acrilatos > PET = PAC > EVA. En el rango de $501\text{--}900 \mu\text{m}$ la distribución fue PU = PE = PAC. En el rango de $900\text{--}5000$ se encontró EVA. Los resultados obtenidos en este estudio son congruentes con lo reportado en la literatura, ya que polímeros como acrilatos, PE, PET, PS, PA y PVC se han detectado en la composición de partículas < $300 \mu\text{m}$ en diversos estudios (Akanyange et al., 2021). El alto porcentaje de los polímeros mencionados se relaciona con su empleo en la fabricación de diversos productos (Akanyange et al., 2021) y con su tendencia a la

degradación, que puede estar mediada por mecanismos como la fotooxidación, la fractura mecánica y la presencia de múltiples puntos débiles, entre otros. El mecanismo puede tener un mayor impacto según el polímero; por ejemplo, la hidrólisis incrementa la fragilidad de PA, PET y PU, lo que conduce a su deterioro y posterior fragmentación (Liro et al., 2023).

De acuerdo con el índice de dominancia de Simpson (Tabla 28, D), en todos los sitios se observa una diversidad baja en las mediciones de los MP. Los sitios con menor diversidad de tamaño de MP fueron S0, S4, S5 y S6, con un rango de $D = 0.61 - 0.78$; los de mayor diversidad fueron S1, S2 y S3, con un rango de $D = 0.056-0.43$. El valor del índice de diversidad de Simpson ($1-D$) refuerza el resultado anterior e indica la presencia de MP con tamaños en los rangos $60 - 100 \mu\text{m}$, $101 - 300 \mu\text{m}$, $301 - 500 \mu\text{m}$, $501 - 900 \mu\text{m}$, $901 - 5000 \mu\text{m}$, en los cuales las concentraciones varían. Finalmente, los valores del índice de Simpson inverso ($1/D$), indican que la abundancia de MP en los sitios se concentra en los rangos de tamaño $60 - 100 \mu\text{m}$ en S0, S4, S5, y S6 y en los rangos $60 - 100 \mu\text{m}$ y $101 - 300 \mu\text{m}$ en los sitios 1, 2 y 3 por lo que se confirma que los MP más abundantes en el agua de la RBBM tienen un tamaño menor que $300 \mu\text{m}$.

Tabla 28. Índice de Simpson del tamaño de los MP en la RBBM.

Índice de Simpson			
Sitio de muestreo	D	$1-D$	$1/D$
0	0.66	0.34	1.52
1	0.43	0.57	2.33
2	0.52	0.48	1.91
3	0.56	0.44	1.79
4	0.63	0.37	1.59
5	0.78	0.22	1.28
6	0.61	0.39	1.64

D : valor del índice de dominancia de Simpson; $1-D$: valor del índice de diversidad de Simpson; $1/D$: valor del índice de Simpson inverso.

En la revisión de la literatura no se identificó ningún estudio que empleara el índice de Simpson para analizar la distribución de los MP según su tamaño de partícula, por lo que la discusión queda limitada. Fang et al. (2021) analizaron MP en sedimentos y, a diferencia de nuestros resultados,

reportaron un índice de Simpson (1-D) de 0.480 ± 0.285 – 0.742 ± 0.044 para el tamaño de MP. En la mayoría de los sitios de muestreo del presente estudio, el índice de Simpson (1-D) calculado fue menor que el reportado por Fang et al. (2021), lo que sugiere que los MP menores a 300 μm podrían dominar en las aguas superficiales, a diferencia del sedimento, donde hay mayor variación en los tamaños de MP.

La dominancia de partículas pequeñas (< 300 μm) sobre las de mayor tamaño puede atribuirse a varios factores, entre los cuales se encuentran los mecanismos de degradación mencionados anteriormente y el tiempo. El tiempo que los MP están expuestos a la intemperie, se relaciona con el incremento de partículas, la reducción del tamaño y el grado de desgaste (Liro et al., 2023).

9.3.3 Concentración de microplásticos en contenido gástrico de aves

Se cuantificó un total de 3,749 MP de 60-5000 μm de diámetro en 36 aves pertenecientes a 11 especies y nueve familias (Tabla 29).

Tabla 29. Concentración promedio de MP presentes en contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM.

Orden	Familia	Especie	n	Mediana de la concentración $\pm$ sd (MP/espécimen)
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	1	115 $\pm$ 42
		<i>Leptotila verreauxi</i>	2	
Passeriformes	Corvidae*	<i>Cyanocorax yncas</i>	1	63
	Troglodytidae*	<i>Pheugopedius felix</i>	1	34
	Mimidae*	<i>Melanotis caerulescens</i>	1	116
	Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	6	150 $\pm$ 120
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	8	99 $\pm$ 70
	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	6	112 $\pm$ 106
		<i>Spinus psaltria</i>	3	
	Icteridae*	<i>Icterus graduacauda</i>	1	52
	Thraupidae	<i>Sporophila torqueola</i>	6	85 $\pm$ 63

La desviación estándar (DE) se obtuvo mediante bootstrapping (N = 1000) con el software SPSS tras verificar la normalidad de los datos. Intervalo de confianza del 95 %. Corregido por sesgo y acelerado. *No se consideró en el análisis estadístico.

Todas las aves muestreadas en este estudio fueron especies residentes; por lo tanto, esperamos que la concentración de MP en su contenido gástrico refleje los niveles de contaminación cercanos a los sitios de muestreo. Se detectaron MP en el contenido gástrico de todas las aves muestreadas (n = 36) en la RBBM, con valores que oscilaron entre 4 y 347 MP/espécimen) en la RBBM. La

concentración de MP varió tanto entre familias como dentro de ellas (Tabla 28). Sin embargo, algunos especímenes de las familias Turdidae, Passeridae y Thraupidae mostraron concentraciones más altas que los de las familias Troglodytidae, Mimidae e Icteridae (Tabla 28). Atribuimos estas diferencias al comportamiento de forrajeo terrestre de las especies capturadas de las familias Turdidae, Passeridae y Thraupidae más que a su dieta. Las especies capturadas de estas familias tienden a forrajear cerca de suelos agrícolas donde se pueden encontrar altas concentraciones de MP (Corradini et al. 2021). La alta variación observada, incluso entre aves de la misma familia, podría estar relacionada con la distribución heterogénea de MP en el medio ambiente.

Nuestros resultados indican que las aves de la RBBM ingieren MP. Los análisis solo incluyen la fracción del contenido gástrico que pudimos obtener durante el procedimiento de muestreo y no es posible garantizar la recolección del contenido gástrico total. Sin embargo, la concentración media de MP encontrada en este estudio fue mayor que la reportada en otros estudios sobre paseriformes. Por ejemplo, la concentración media de MP encontrada en este estudio en individuos de la familia Turdidae (*Turdus grayi*) fue casi cinco veces mayor que la reportada por Deoniziak et al. (2022) para *Turdus philomelos* y *Turdus merula* en un estudio realizado en áreas urbanas y rurales del Voivodato de Podlaskie, Polonia. La concentración de MP en este estudio para *Turdus grayi* fue 30 veces mayor que la de *Turdus obscurus* y *Turdus hortulorum*, capturados en Shanghái, China, aun cuando los resultados reportados en el estudio mencionado se obtuvieron a partir del tracto gastrointestinal completo (esófago, estómago e intestinos) (Zhao et al. 2016). Nuestros resultados también fueron superiores a los de la concentración de MP en aves de otras familias como Accipitridae, Pandionidae, Strigidae y Cathartidae (Carlin et al. 2020).

Además, la concentración de MP en todas las muestras gástricas analizadas en este estudio fue superior al umbral de 3 MP por ave reportado por Wayman et al. (2024) para el sistema respiratorio del vencejo común (*Apus apus*), y al umbral máximo de 0.75 ± 0.36 MP para la golondrina común (*Delichon urbicum*). De acuerdo con esto, la exposición oral a MP podría permitir que una mayor carga de MP ingrese al cuerpo que la exposición respiratoria. Sin embargo, se requiere más investigación para validar esta información. Las altas concentraciones encontradas en las aves en este estudio pueden atribuirse a las actividades agrícolas intensivas desarrolladas en la RBBM, ya que estas actividades y su intensidad se han correlacionado con la contaminación por MP (Jiang et al. 2022). Es importante destacar que nuestra metodología permite una recuperación inferior al 100 % de las partículas (R 72-83 %) para algunos polímeros (PET, PVC) y del 220 % para otros (PE) (véase la sección 9.2.4), lo que podría implicar una subestimación de las concentraciones absolutas de MP en algunos tipos de polímeros. Por otro lado, la fragilidad de otros polímeros podría facilitar

su fragmentación durante el proceso de extracción, lo que podría llevar a una sobreestimación de la concentración de partículas debido a una mayor abundancia de microplásticos más pequeños. Los MP que ingresan a los organismos por vía oral pueden eliminarse principalmente por las heces y en algunas especies también por la regurgitación de pellets (Shelver et al., 2024; Borges-Ramírez, 2021). En un estudio experimental se demostró que *Gallus gallus* eliminó el $96.8 \pm 14.5 \%$ ($n = 15$) de MP de poliestireno a través de las heces, lo que podría sugerir que existe un riesgo bajo de exposición a MP a través de la dieta (Shelver et al., 2024). Sin embargo, la presencia de MP en el ambiente podría aumentar con el tiempo debido a las actividades agrícolas continuas en la RBBM. Esto también podría incrementar el riesgo de exposición de los seres humanos y de otros organismos a estos contaminantes.

Es posible que las diferencias en la dieta, el forrajeo y el comportamiento de baño entre las familias influyan en la concentración de MP en las aves (Bianchini et al. 2021). La dieta de las especies capturadas es diversa (Fig. 29). Por ejemplo, *Leptotila verreauxi* (familia Columbidae) consume principalmente granos y semillas, pero también incluye algunos invertebrados. Además, esta especie forrajea activamente en el suelo y se baña en cuerpos de agua (Giese et al. 2020). *Cyanocorax yncas* (familia Corvidae) tiene una dieta omnívora y exhiben un comportamiento de forrajeo terrestre (Giese y Hall 2024). *Melanotis caurelescens* (familia Mimidae) se alimenta de frutos e insectos y busca alimento en vegetación baja, densa y cercana al suelo (Vaseghi et al. 2020). *Turdus grayi* (familia Turdidae) tiene una dieta omnívora y forrajea en el suelo (Panwar et al. 2023). De manera similar, los individuos de la especie *Passer domesticus* (familia Passeridae) tienen una dieta variada y a veces consumen restos de comida humana. También son muy activos en el suelo. Especies como *Haemorhous mexicanus* y *Spinus psaltria*, de la familia Fringillidae, comen semillas, hierbas, frutas y flores, e invertebrados con menos frecuencia, como se observa en el caso de *Spinus psaltria*. Además, suelen buscar alimento en arbustos y árboles (Winkler et al. 2020). *Icterus graduacauda*, de la familia Icteridae, consume una variedad de alimentos; entre ellos, frutos; puede buscar alimento tanto en el suelo como en la vegetación baja (Flood et al. 2020). Finalmente, *Sporophila torqueola*, un miembro de la familia Thraupidae, consume semillas, frutos e insectos y también es activo en el suelo (Adel et al. 2020).

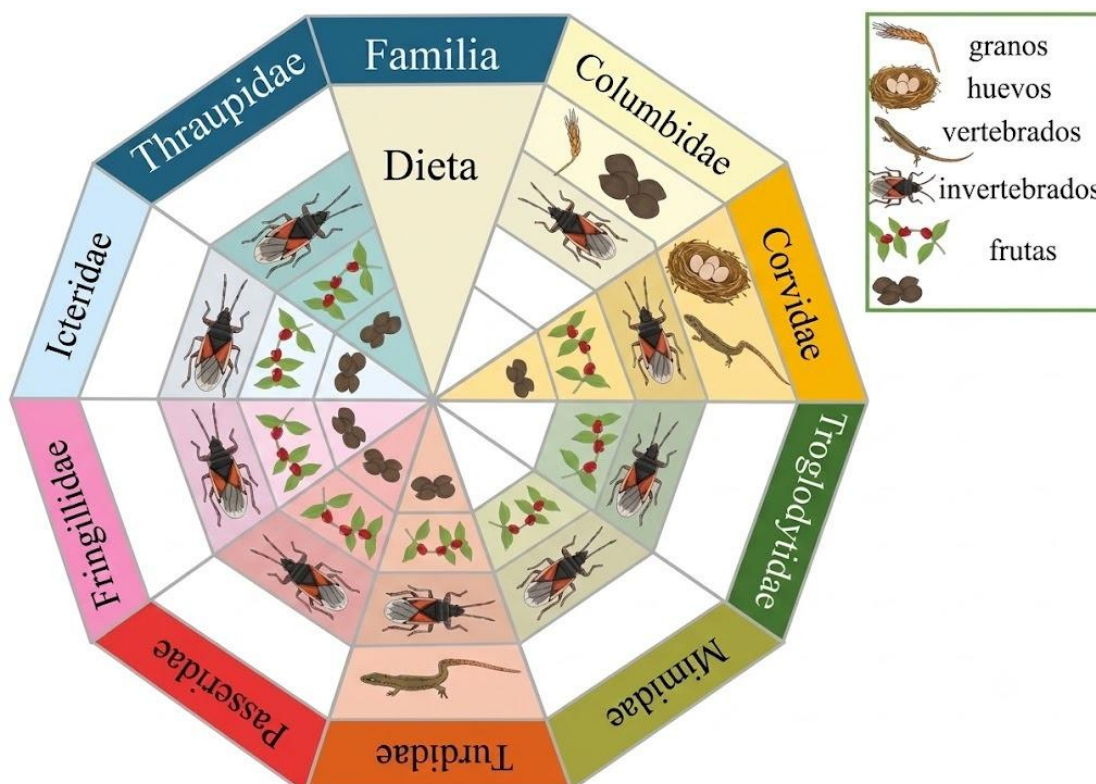


Figura 29. Dieta principal de los ejemplares muestreados según la familia a la que pertenecen, en la RBBM.

Es difícil determinar dónde las aves ingirieron los MP, ya que estos se encuentran en el aire, en el suelo y en el agua. Sin embargo, la mayoría de las aves muestreadas en este estudio, incluidas las dos familias con las concentraciones más altas de MP, exhiben un comportamiento de alimentación terrestre y de búsqueda de alimento en el suelo que facilita la ingestión de MP (Deoniziak et al. 2022). Es posible que las aves que se alimentan principalmente en el suelo y prefieren consumir organismos terrestres en lugar de organismos aéreos, como los invertebrados voladores, ingieran concentraciones más altas de MP (Deoniziak et al. 2022). Otra forma de exposición de las aves a los MP es a través del agua. Sin embargo, las concentraciones de MP en aves que se alimentan en aguas superficiales pueden ser entre 17 y 75 veces menores que las reportadas en este estudio. Esto podría estar relacionado con la mayor concentración de MP en los ambientes terrestres en comparación con los ecosistemas acuáticos (Deoniziak et al. 2022). La mayor contaminación en los agroecosistemas de la RBBM también puede atribuirse a diversas fuentes de MP, incluidas las actividades agrícolas y los residuos domésticos (López-Herrera et al. 2015). Cabe destacar que la cantidad de MP < 1000 μm en distintos órganos, como el riñón o el bazo, se ha correlacionado con

la cantidad de partículas de mayor tamaño ingeridas (Rivers-Auty et al. 2023). Por ello, es necesario evaluar las posibles fuentes de plástico en la región y adoptar medidas para mitigar su presencia.

No se observó una diferencia significativa en la concentración total de MP entre las familias ($F = 0.434$, $p = 0.783$) considerando un nivel de significancia de 0.05 (Fig. 30). De manera similar, otros estudios no han encontrado diferencias significativas en la concentración de MP en aves con una dieta y comportamiento de forrajeo similares, muestreadas en una región específica (Deoniziak et al. 2022), lo que puede atribuirse a una exposición similar a partículas de MP para aves que comparten estas características. Otra posible razón de la falta de diferencias significativas entre las familias es que todos los sitios de muestreo presentan características de hábitat similares (*p. ej.*, tierras agrícolas, presencia de agua corriente superficial y proximidad a carreteras).

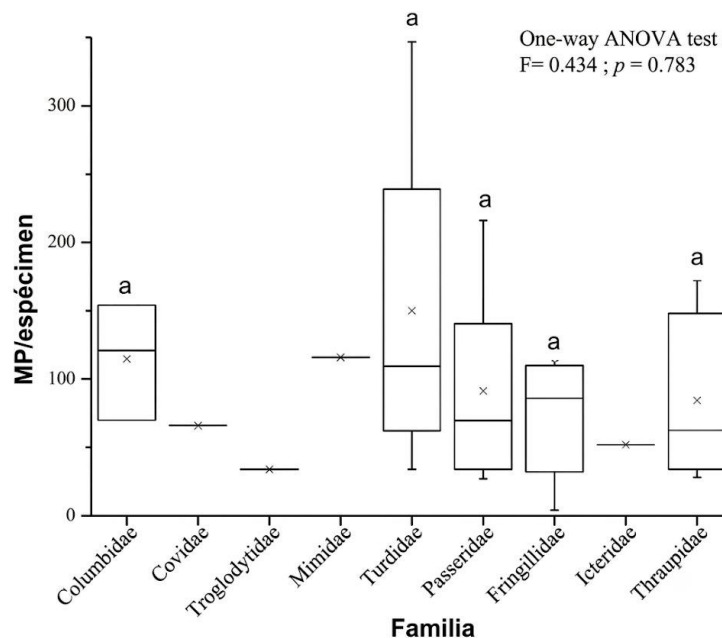


Figura 30. Distribución de la concentración de MP (MP/especimen) por familia de aves muestreada en la RBBM. Las cruces representan la media. El resumen del análisis estadístico se muestra en la parte superior del diagrama. Las mismas letras minúsculas indican diferencias no significativas.

No se tomaron muestras de aves carroñeras, que se encuentran a lo largo de la RBBM y son más susceptibles a ingerir MP que otras aves. También se han utilizado aves rapaces para evaluar la contaminación por MP, pero se ha discutido que la probabilidad de que las rapaces ingieran MP es menor que la de las aves no rapaces (Schutten et al. 2024).

Tipos de MP

De los 3,749 MP detectados, encontramos 17 tipos diferentes de polímeros: acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho. Entre ellos, PA fue el tipo de polímero más prevalente, representando el 45% del total de partículas analizadas. La concentración de MP según el tipo de polímero fue la siguiente: PA > PS > PP > ABA > PET > NPA > PMMA > EVA > acrilato (otros) > PE > PSU > PU = PVC > caucho > PVA > PC > CPE (Fig. 31).

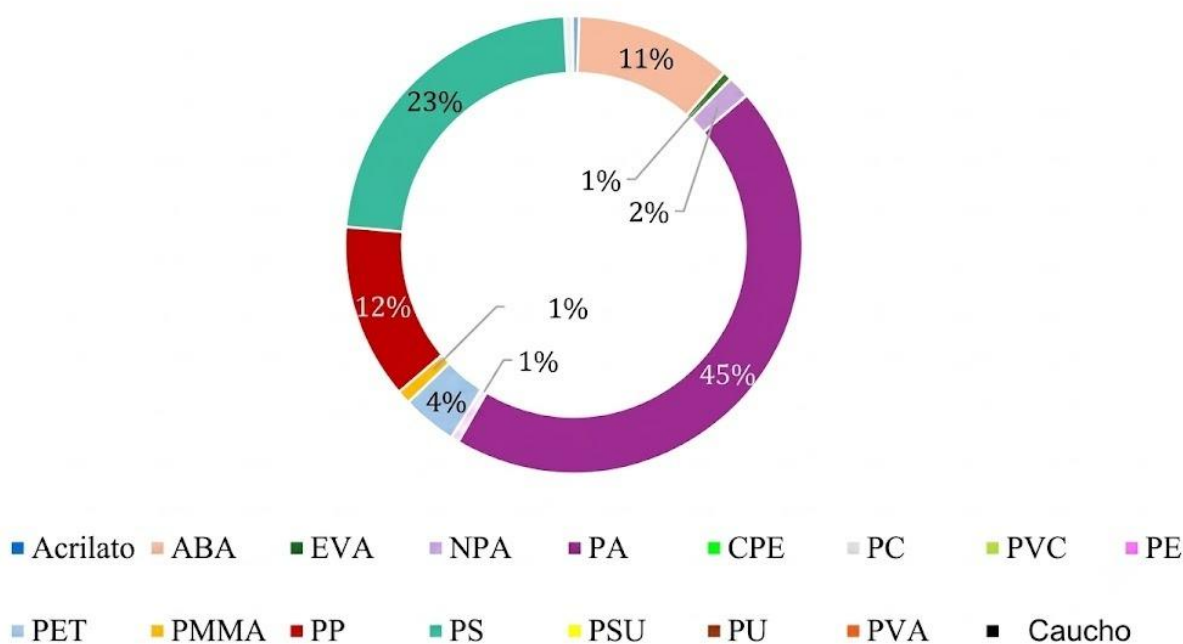


Figura 31. Proporción de cada tipo de polímero presente en las 3749 partículas de MP analizadas del contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (CP), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

La concentración de MP varió entre familias, incluidas Columbidae, Turdidae, Passeridae, Fringillidae y Thraupidae (Tabla 30), pero no hubo diferencias significativas entre ellas ($p = 0.095$ a 0.944 , $n = 1000$), ni al comparar las concentraciones según el tipo de polímero.

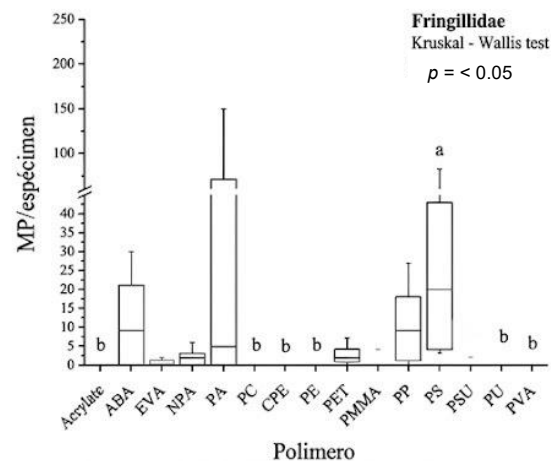
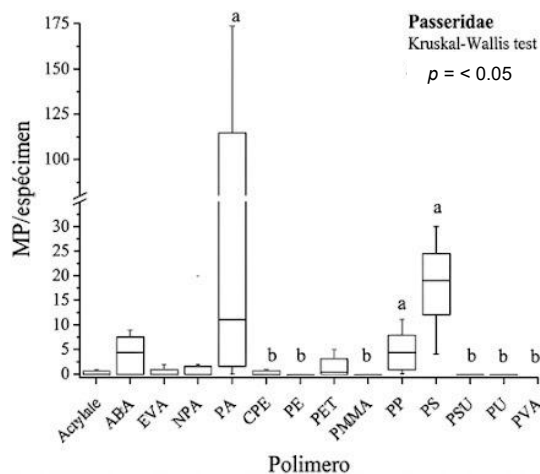
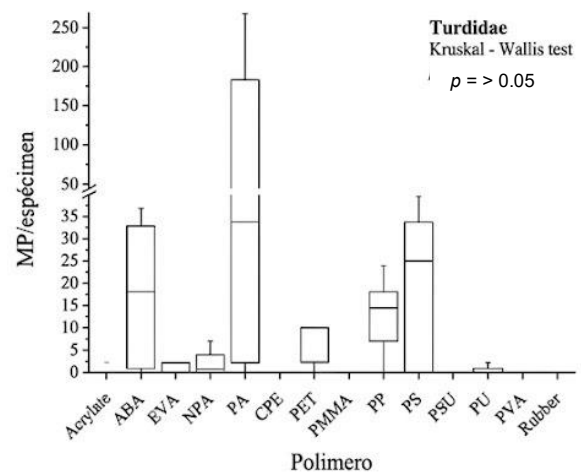
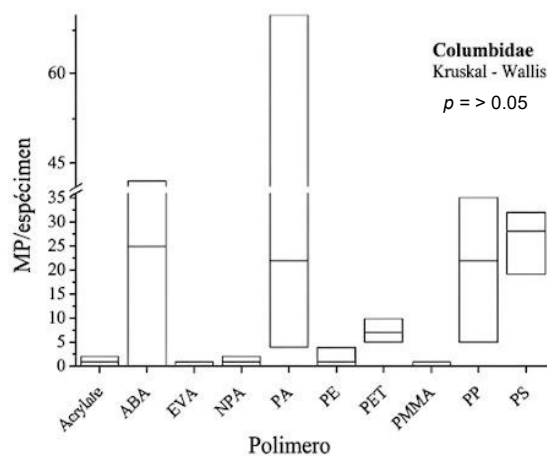
Tabla 30. Media y desviación estándar de las concentraciones de MP (MP/muestra) según el tipo de polímero presente en el contenido gástrico de cada familia de aves capturadas en la RBBM. La media y la desviación estándar se obtuvieron mediante bootstrapping ($n = 1000$) con el software SPSS al realizar la prueba de normalidad.

Tipo de polímero	Columbidae	Turdidae	Passeridae	Fringillidae	Thraupidae
Acrilatos (otros) $p = 0.265$	1 ± 1	0.33 ± 0.81	0.38 ± 0.55	0.22 ± 0.19	0
ABA $p = 0.454$	22 ± 21	18 ± 16	6.1 ± 8.3	12 ± 12	4.83 ± 5.71
EVA $p = 0.899$	0.67 ± 0.58	0.67 ± 1.03	0.5 ± 0.93	0.44 ± 0.73	0.83 ± 2.04
NPA $p = 0.507$	1 ± 1	2.17 ± 2.86	2.56 ± 6.57	2.11 ± 2.32	0.33 ± 0.82
PA $p = 0.501$	32 ± 34	87 ± 113	54 ± 71	54 ± 86	23 ± 38
CPE $p = 0.635$	0	0	0	0.11 ± 0.33	0
PC $p = 0.635$	0	0	0	0.22 ± 0.67	0

PVC p = 0.730	0	0.17 ± 0.4	0.25 ± 0.46	0.11 ± 0.33	0.29 ± 0.49
PE p = 0.149	1.67 ± 2.08	0	0.13 ± 0.35	0.22 ± 0.44	0.17 ± 0.1
PET p = 0.095	7.33 ± 2.52	8.67 ± 13.35	1.5 ± 2	2.56 ± 2.13	2.67 ± 2.5
PMMA p = 0.944	0.33 ± 0.58	0.17 ± 0.41	0.13 ± 0.35	0.56 ± 1.33	0.17 ± 0.41
PP p = 0.260	21 ± 15	13 ± 8.58	7.38 ± 11	9.78 ± 9.79	19 ± 16
PS p = 0.794	26 ± 7	21 ± 17	18 ± 8.66	29 ± 29	33 ± 25
PSU p = 0.704	0	0.17 ± 0.41	0.13 ± 0.35	0.33 ± 0.70	0
PU p = 0.489	0	0.5 ± 0.84	0.13 ± 0.35	0.33 ± 1	0
PVA p = 0.719	0	0.17 ± 0.41	0.13 ± 0.35	0.22 ± 0.44	0
Caucho p = 0.363	0	0.17 ± 0.41	0	0	0

Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

También se comparó la concentración de los diferentes polímeros dentro de cada familia (Fig. 32 y 33). Para Columbidae y Turdidae, la prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias en la concentración entre los distintos polímeros ($p = 0,607 - 1$). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas en la concentración de cada tipo de polímeros entre Passeridae ($0.0001 - 0.045$), Fringillidae ($p = 0.001 - 0.003$) y Thraupidae ($p = 0.002 - 0.018$). Para Passeridae, la concentración de PS fue significativamente mayor que la de CPE ($H = 79$, $p = 0,0001$), PU, PVA, PMMA, PSU y PE ($H = 72,562$, $p = 0,001$); la concentración de PA fue significativamente mayor que la de CPE ($H = 65,188$, $p = 0,009$), PMMA, PU, PSU, PVA y PE ($H = 58,750$, $p = 0,045$). En Fringillidae, la concentración de PS fue significativamente mayor que la de PU, PC, CPE ($H = 81,5 - 83,5$, $p = 0,001$), PVA, PE y acrilato (otros) ($H = 77,33$, $p = 0,003$). Finalmente, para Thraupidae, la concentración de PS y PP fue significativamente mayor que la de CPE ($H = 58,599$, $p = 0,002$; $H = 54,667$, $p = 0,008$).



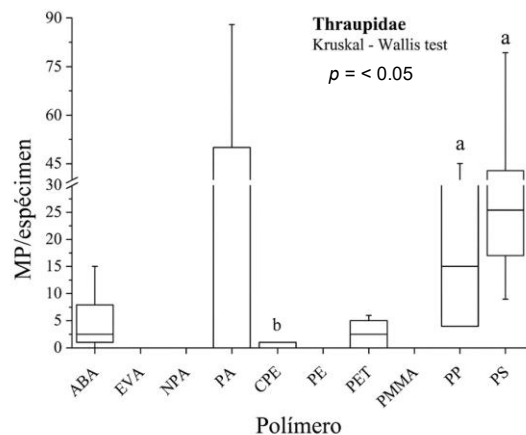


Figura 32. Concentración de diferentes polímeros (MP/especimen) en las familias de aves Columbidae, Turdidae, Passeridae, Fringillidae y Thraupidae. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho. Los resúmenes del análisis estadístico se muestran sobre los diagramas. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas. Los polímeros con mayor concentración fueron PS, PA, acrilato (otros), PSU, PU, PVA, PC y caucho.

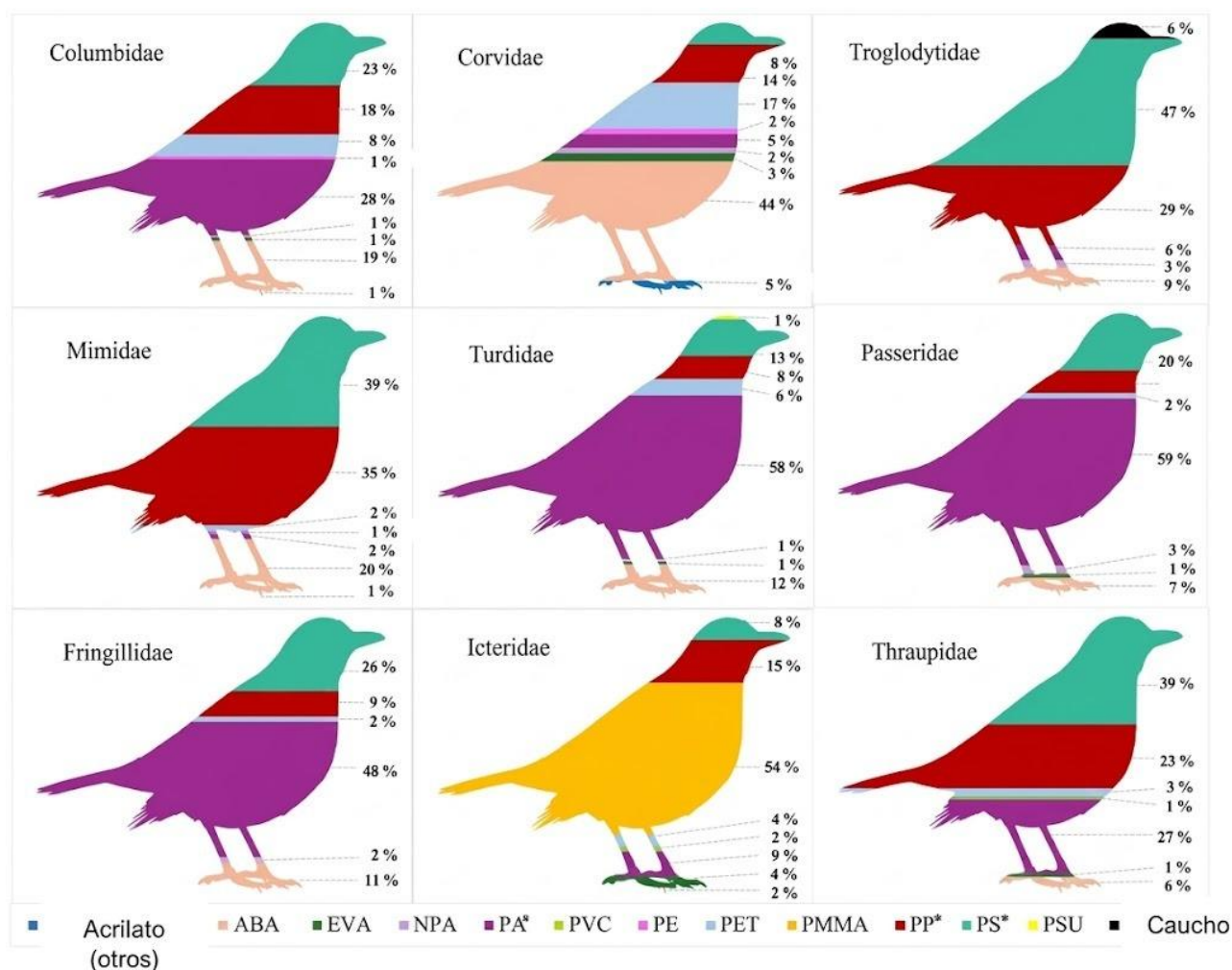


Figura 33. Composición química de los MP identificados en las muestras de contenido gástrico de especímenes de aves de la RBBM. Acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS) y polisulfonas (PSU). *Significativamente más alto.

Forma y tamaño de los MP

En este estudio, analizamos todas las muestras con un equipo LDIR, lo que nos permitió determinar el tamaño y la composición química de todas las partículas detectadas. Otros trabajos carecen de esta información (Schutten et al. 2024), lo que dificulta la comparación de la prevalencia de diferentes polímeros y de los riesgos asociados a la biota y al medio ambiente. Se analizaron todas las partículas, con tamaños que oscilaban entre 60 y 5000 μm . De los 3749 MP detectados en el

contenido gástrico de las aves, 867 eran fibras (23%), 969 esferas (26%) y 1913 fragmentos (51%). Se identificaron polímeros como PA, PP y PET en las tres categorías de forma (Fig. 34).

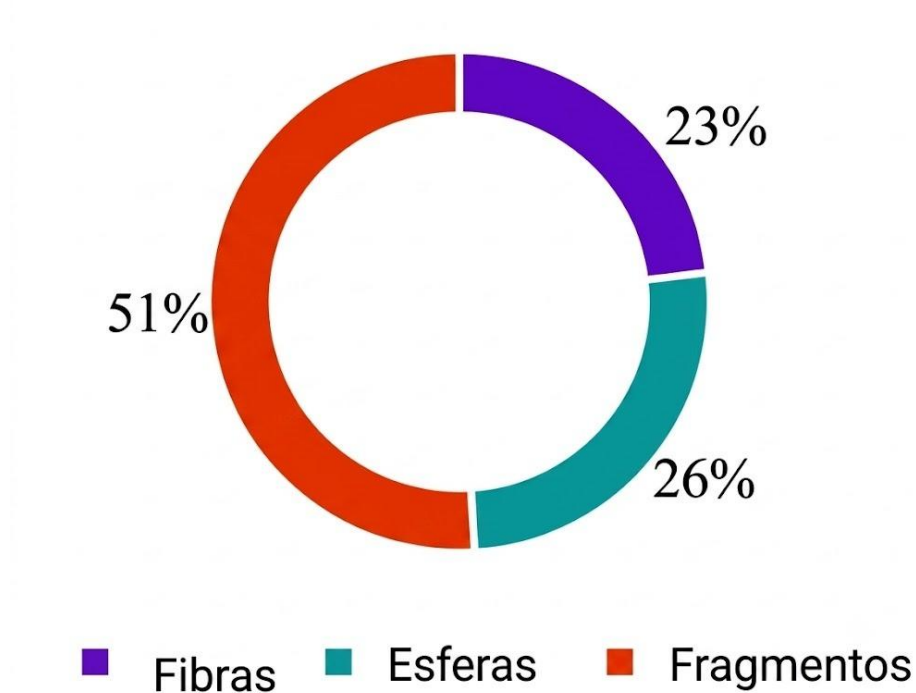


Figura 34. Morfología de los MP: su porcentaje respecto del total de MP en el contenido gástrico de las aves capturadas en la RBBM.

Como se ilustra en la Figura 34, los fragmentos representaron la forma predominante de los MP del contenido gástrico de las aves de la RBBM, a diferencia de los hallazgos de otros estudios, en los que las fibras constituyen hasta el 80% de la forma de los MP (Deoniziak et al. 2022). La composición química de los MP según su forma fue similar entre fragmentos, esferas y fibras (Fig. 35). PA, PS, PP y ABA fueron los tipos de polímeros con mayor prevalencia en las tres formas, lo cual es similar a la distribución de tipos de polímeros en el total de partículas de MP.

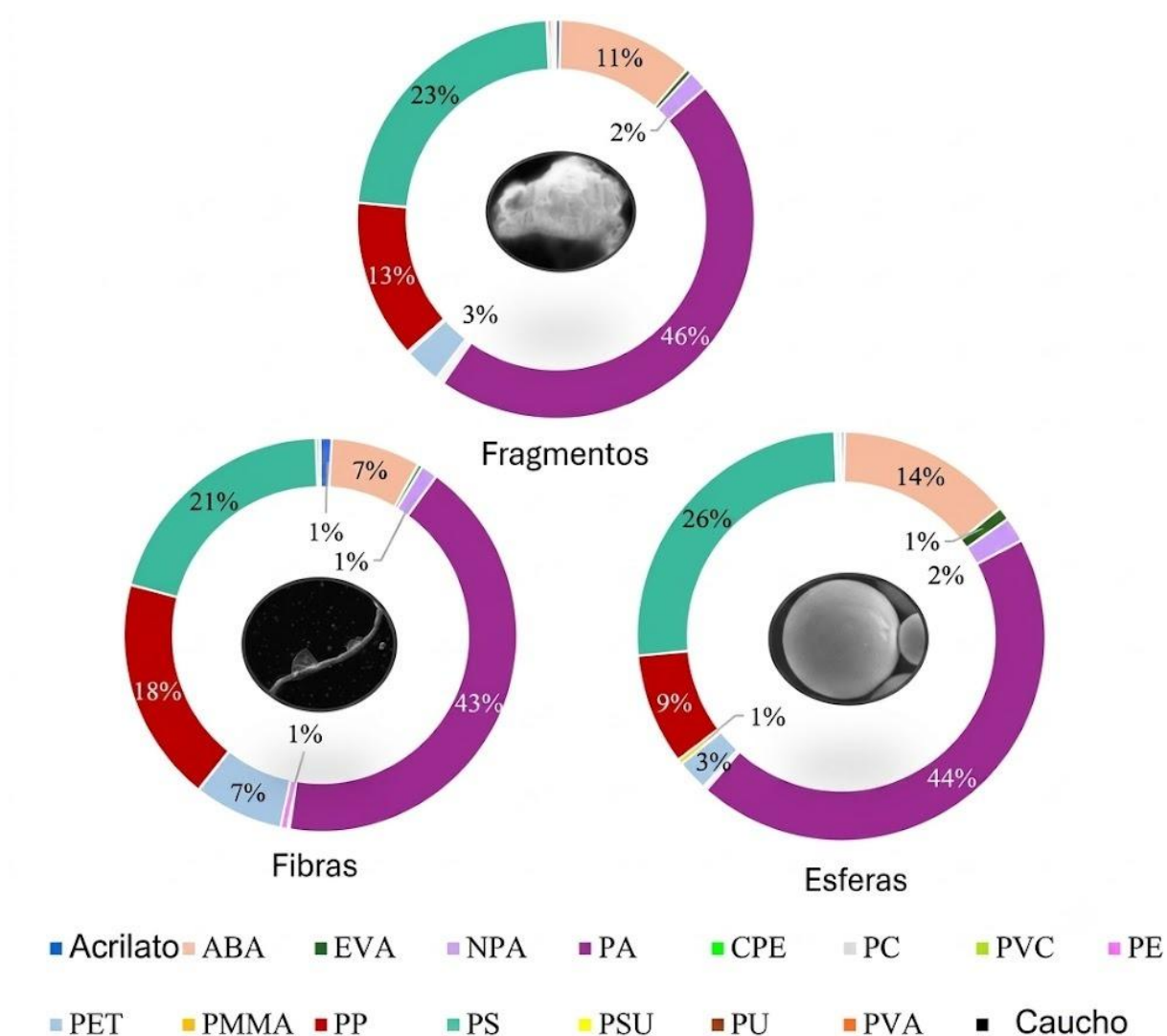


Figura 35. Composición química de MP con diferentes morfologías observadas en el contenido gástrico de aves capturadas en la RBBM.

En cuanto al tamaño de las partículas, se consideró el diámetro, medido mediante análisis LDIR. La mediana del tamaño de los MP ($n = 3749$) fue de $122 \mu\text{m}$. Específicamente, el 72.87 % de los MP se encontraban en el intervalo de $60 - 100 \mu\text{m}$, el 25.26 % en el intervalo de $101 - 300 \mu\text{m}$ y el 0.002 % en el intervalo de $301 - 500 \mu\text{m}$. No se identificaron MP en el intervalo de $501 - 900 \mu\text{m}$. Los MP en el intervalo de $901 - 5000 \mu\text{m}$ representaron el 0.002 %. Estos hallazgos coinciden con estudios previos que reportan un alto porcentaje de MP de tamaño inferior a $1000 \mu\text{m}$ en el tracto gástrico de passeriformes (Deoniziak et al. 2022). Sin embargo, mientras que nuestros resultados indican una mayor concentración de partículas en el intervalo de $60 - < 100 \mu\text{m}$, otros autores informan que el

mayor porcentaje corresponde a partículas en el intervalo de 100 – 1000 μm (Deoniziak et al. 2022). Esto puede estar relacionado con los métodos limitados de identificación de MP (solo la identificación visual) en comparación con el LDIR utilizado en este estudio. Además, el tamaño y la forma pueden cambiar durante la digestión (de Souza et al. 2022), por lo que las diferencias en estas características pueden estar relacionadas con la parte del sistema digestivo en la que se encontraron los MP. Los polímeros con tamaños de partícula en los intervalos de 101 – 300 μm , 301 – 500 μm y 901 – 5000 μm variaron (*p. ej.*, acrilato (otros), PA, PC, PE, PVC, etc.). Entre los polímeros analizados, el PA presentó la mayor proporción de partículas (34%) en el intervalo de tamaño más pequeño (60 – 100 μm), seguido del PS (16%), el ABA (10%) y el PP (9%).

La composición química, junto con el color de los MP, puede ayudar a comprender mejor su posible origen. En este estudio no analizamos el color de las partículas de MP; sin embargo, otros autores han reportado que los MP transparentes son los más comunes en el tracto gástrico de las aves y que pueden estar asociados con bolsas de plástico, celofán o plásticos primarios (Deoniziak et al. 2022). Nuestros resultados mostraron que los MP son contaminantes complejos debido a su composición química, tamaño y forma variables. Además de estas características, el color y el grado de degradación son variables para considerar al estudiar los MP en organismos (Grace et al. 2024).

Toxicidad de los polímeros

Aunque en este estudio no se evaluó el impacto directo de los MP en la salud de las aves, su presencia en estos organismos genera preocupación por sus posibles efectos toxicológicos. La exposición oral a los MP puede provocar toxicidad cuya gravedad depende de la concentración, la duración y la frecuencia de la exposición (Sheriff et al. 2023). Entre los 17 tipos de polímeros identificados en este estudio, el PE, el PS, el PP y el PVC se asocian con efectos adversos en las aves, que incluyen daño tisular en el tracto gastrointestinal, el hígado, los riñones y los músculos (Puskic et al. 2024). Si bien no observamos signos visibles de daño relacionado con los MP en las aves muestreadas durante la manipulación o liberación, los efectos subletales reportados en otros estudios, por ejemplo, estrés oxidativo, daño orgánico y alteraciones metabólicas, resaltan la necesidad de considerar los riesgos a largo plazo relacionados con la exposición continua a los MP, particularmente dado el potencial de los MP para actuar como vectores de contaminantes adsorbidos (Grace et al. 2024).

Varios estudios han vinculado polímeros específicos con distintos tipos de daño. Por ejemplo, el MP de poliestireno se ha asociado con la disminución del peso y la longitud corporal, daño orgánico en diferentes sistemas, incluidos los sistemas neurológico y cardiovascular en *Gallus gallus* y *Coturnix japonica* (Hou et al. 2022, Meng et al. 2022, Yin et al. 2022, Zhang et al. 2022, Yin et al. 2023, Zhang et al. 2024), mientras que los MP de cloruro de polivinilo se han relacionado con daño en el sistema reproductivo en patos (*Anas platyrhynchos domesticus*) y en daño pancreático en *Carina moschata* (Ali et al. 2024). Además, existen aditivos en los MP que, una vez ingeridos, pueden filtrarse al cuerpo de los organismos y acumularse allí. Entre estos aditivos se encuentran retardantes de flama como los éteres de difenilo polibromados (PBDE) y los PBDE metoxilados (MeO-BDE), que se asocian con neurotoxicidad, disrupción endocrina y alteraciones del sistema inmunitario (Veríssimo et al. 2025). La presencia de polímeros con aditivos en nuestras muestras (ABA) sugiere una posible lixiviación en el sistema digestivo de las aves. Además, las interacciones entre el MP y otros contaminantes presentes en el medio ambiente, como metales pesados (p. ej., Cd y Pb) o contaminantes orgánicos persistentes (p. ej., hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y bifenilos policlorados (PCB)), podrían amplificar la toxicidad (Chen et al. 2024, Sun et al. 2024). La coexistencia de polímeros en nuestras muestras con otros contaminantes, incluidos metales pesados, es posible, ya que se ha informado de que los entornos rurales suelen contener diversos contaminantes (Lwanga et al. 2022). Esto podría aumentar los riesgos para la salud de las aves y de otros organismos expuestos a los microplásticos en la región. Los MP también pueden facilitar la transmisión de enfermedades infecciosas como el virus de la influenza A (Wang et al., 2023). Esto es particularmente relevante dado que, en conjunto, el poliestireno (PS), el PVC, el polietileno (PE), el PET, el polipropileno (PP), la poliamida (PA) y el EVA representan alrededor del 85 % de los MP detectados en las muestras de contenido gástrico de aves de la RBBM, y todos ellos se han relacionado con efectos adversos para la salud.

Aunque las aves de este estudio no mostraron síntomas negativos visibles, la exposición a MP podría provocar daños crónicos, especialmente considerando la evidencia de otras especies y la alta abundancia de MP de pequeño tamaño (72.87 % en el rango de 60-100 μm) encontrada en este estudio, lo que genera preocupación, ya que los MP más pequeños tienen mayor probabilidad de translocarse a través de los tejidos e inducir daño celular (Rivers-Auty et al. 2023). Por ejemplo, se ha observado que los MP de PE y PET inducen respuestas inflamatorias en peces y ratones (Lu et al. 2024). Si estos efectos perjudiciales se han observado en algunos animales que han ingerido MP, es posible que otros organismos, incluidos los humanos, experimenten efectos subletales similares (Rivers-Auty et al. 2023). Se han identificado MP de EVA en el sistema esquelético humano que pueden dañar el tejido óseo y cartilaginoso y afectar el crecimiento óseo (Yang et al. 2025).

Asimismo, en humanos, se han detectado MP de PA en la placenta, el meconio y el líquido amniótico, lo que podría afectar el crecimiento normal del feto (Ali-Hassanzadeh et al. 2025). Esto sugiere que los polímeros detectados en este estudio podrían tener implicaciones latentes para la salud que dependen de los niveles de exposición, del tamaño de las partículas y del contexto ecológico (McCann Smith et al. 2024, Puskic et al. 2024).

Por lo tanto, si bien nuestros datos no demuestran toxicidad directa, la prevalencia de MP de polímeros vinculados a riesgos para la salud (PE, PS, PP y PVC) justifica la precaución y la necesidad de futuras investigaciones que prioricen la evaluación de la asociación entre los MP y los biomarcadores de estrés fisiológico para comprender mejor los impactos subletales en las aves silvestres.

Aves como biomonitores de contaminación

Existe una creciente necesidad de abordar la contaminación en áreas afectadas por el impacto antropogénico, en particular en las Áreas Naturales Protegidas. El biomonitoreo puede proporcionar información sobre la distribución y la concentración de contaminantes (Bianchini et al. 2021). Para abordar este problema, algunos estudios han propuesto a las aves como posibles biomonitores de la contaminación ambiental debido a su presencia en diversos ecosistemas a nivel mundial y su exposición a contaminantes en todos los ámbitos ambientales (Wang et al., 2025).

La concentración de contaminantes en un organismo puede variar entre especies (Bianchini et al. 2021). Por ejemplo, en los ecosistemas marinos del Ártico, los huevos de *Larus hyperboreus* se han utilizado para monitorear contaminantes ambientales, incluidos organoclorados (OCs), PCB, Hg y retardantes de flama bromados (BFRs), y se ha demostrado que presentan una mayor carga de contaminación que los de otras especies. Esta variación en la concentración de contaminantes se ha observado en este estudio para el MP, en el que *Turdus grayi* y *Passer domesticus* mostraron un mayor nivel de ingestión de MP que las demás especies.

Proponemos a *Turdus grayi* y *Passer domesticus* como especies modelo de biomonitores para la RBBM. En primer lugar, porque pertenecen al orden Passeriformes, que incluye a la mayoría de las especies de aves terrestres y es el orden más investigado para el biomonitoreo (Mansfield et al. 2024). Por ello, se podría disponer de una amplia variedad de literatura sobre las especies (p. ej., fisiología, comportamiento, patologías) para estudiarla como modelo de experimentación, lo cual ayudaría a comprender la cinética del MP en el organismo y sus efectos. Además, *Turdus grayi* y *Passer domesticus* pertenecen a las familias Turdidae y Passeridae, respectivamente, que ya se

han utilizado como biomonitores de MP por su abundancia. También, porque tienen una amplia distribución a lo largo del sitio de interés y un ámbito hogareño reducido (Schutten et al. 2024); son fáciles de manejar debido a su tamaño y temperamento, lo que facilita el proceso de muestreo (Mansfield et al. 2024) y finalmente, nuestros resultados muestran que individuos de estas especies ingirieron altas concentraciones de MP, posiblemente debido a su dieta omnívora y oportunista y a su comportamiento activo de forrajeo.

Estas especies también pueden considerarse biomonitores de MP en otras localidades terrestres de México y en otras partes del mundo donde se encuentran. Esto se debe a que habitan una amplia gama de hábitats, incluidos los altamente antropogénicos y perturbados (Lowther 2020, Panwar et al. 2023). Además, ambas especies suelen encontrarse en grupos (Lowther 2020, Panwar et al. 2023), lo que permite muestrear un mayor número de individuos que otras especies. Las especies de la familia Columbidae también mostraron altas concentraciones de MP y los especímenes de esta familia se pueden encontrar en una variedad de hábitats (Winkler 2020). Sin embargo, el número de individuos muestreados en este estudio fue bajo (*Leptotila verreauxi*: n = 2; *Columbina inca*: n = 1).

Es preferible muestrear aves mediante métodos no invasivos. Por ejemplo, algunos autores han analizado la contaminación por plásticos en nidos, plumas, heces y tejidos obtenidos mediante necropsias de aves encontradas muertas (Mansfield et al. 2024). En este estudio, muestreamos el contenido gástrico mediante un lavado gástrico. Esta técnica tiene la ventaja de proporcionar información sobre la carga de MP que ingresa al organismo de las aves expuestas por vía oral. Sin embargo, la incertidumbre sobre la cantidad de MP que permanece en otras secciones del tracto gástrico de las aves constituye una desventaja. El estudio de la cinética de los MP ingeridos en estas especies resulta clave para subsanar las limitaciones del lavado gástrico, ya que permitiría una mejor interpretación de la carga de MP en el tracto digestivo de las aves y reforzaría la validez de esta técnica no invasiva para el biomonitoreo.

Algunos estudios han reportado evidencia de MP en aves. Sin embargo, estos no proporcionan información suficiente sobre sus características, lo que dificulta su comparación con otros trabajos de investigación (Puskic et al. 2024). Incluso cuando existen indicios de que las aves podrían ser biomonitores potenciales de MP, contar con un laboratorio para procesar y analizar muestras proporcionará información confiable sobre el tamaño, la concentración, la forma y el tipo de polímero de las partículas de MP detectadas. Mansfield et al. (2024) enfatizaron la importancia de promover la colaboración entre grupos de investigación para unificar las técnicas empleadas en el estudio de los MP.

Esta sección está detallada en el Anexo X, “*Resident birds as a potential biomonitor of microplastic pollution in a Mexican protected natural area*”. Este artículo fue enviado a la revista International Journal of Environmental Science and Technology en agosto de 2025.

9.3.4 Coincidencias entre el mapa de índice de riesgo de contaminación y los resultados de concentración de MP

Los resultados obtenidos en este estudio sobre la presencia de MP en la RBBM se corresponden, en parte, con lo observado en el mapa del índice de riesgo de contaminación (Figura 36). Se observaron concentraciones de MP en el suelo en todos los sitios de muestreo. Esto se esperaba puesto que se eligieron sitios de muestreo ubicados en zonas con un índice de riesgo de contaminación de 3–5. Sin embargo, los resultados de concentración de MP en el suelo no coinciden con el nivel del índice de contaminación en cada sitio de muestreo. En el sitio de referencia, ubicado en una zona con un índice de riesgo de contaminación de 1 también presentó concentración de MP incluso mayor que otros sitios de muestreo con un índice de contaminación por MP más alto. Esto refuerza la hipótesis de la ubicuidad de los MP, respaldada por otras investigaciones en todo el mundo en sitios donde no se esperaba encontrar contaminación por MP.

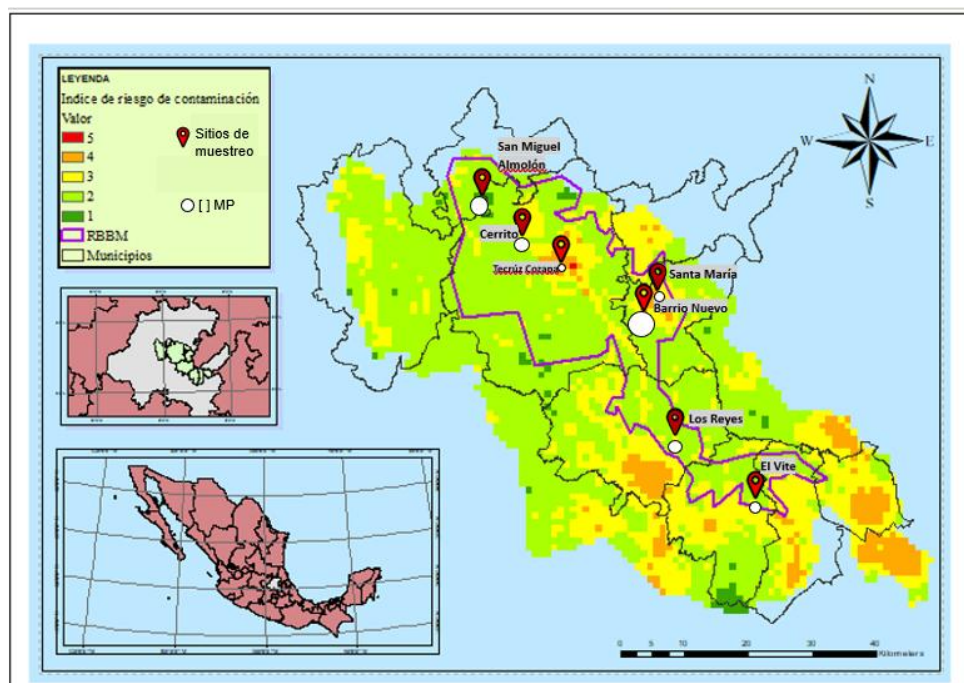


Figura 36. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de la concentración de MP en el suelo de los sitios de muestreo en agroecosistemas de la RBBM. El tamaño de los círculos blancos representa la concentración de MP.



mayores concentraciones de MP en el contenido gástrico de las aves, lo cual coincide con lo observado en el suelo. En el resto de los sitios de muestreo se observaron concentraciones de MP que, en algunos casos, no coincidieron con el valor del índice de contaminación. Por ejemplo, en El Vite (S5), con un valor del índice de contaminación de 3, se registró una concentración de MP mayor que la de los sitios con un índice de 4. De manera similar a lo observado en el mapa de contaminación de MP en el agua, es posible que las zonas cercanas al sur de la reserva, con un índice de contaminación entre 3 y 4, influyan en las altas concentraciones de MP en las aves de El Vite (S5).

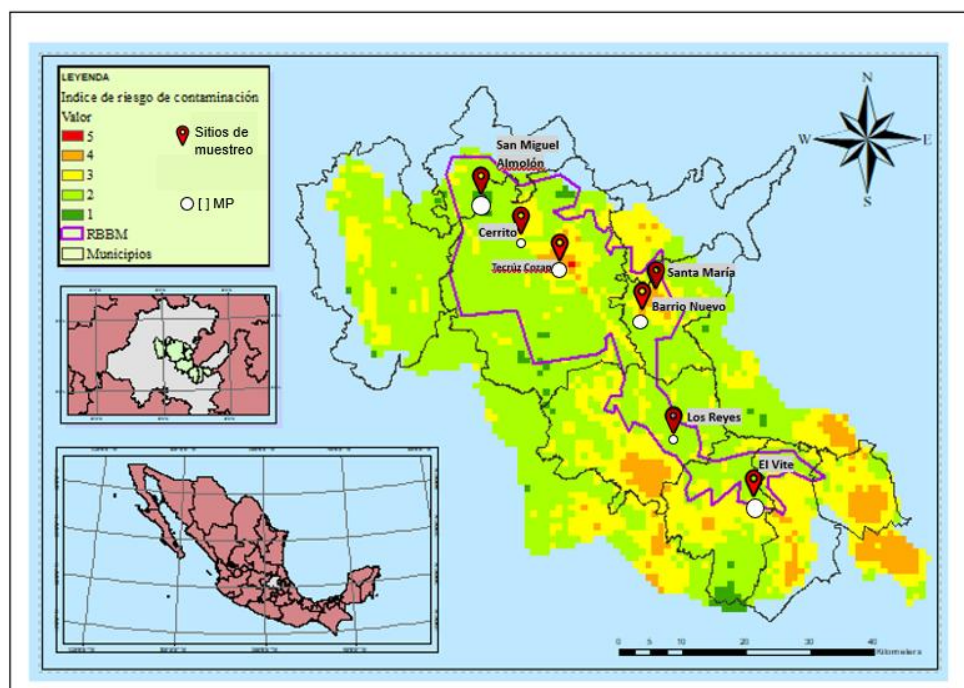


Figura 38. Mapa de riesgo de contaminación por EPT y MP de la RBBM y representación gráfica de las concentraciones de MP en aves de los sitios de muestreo en agroecosistemas de la RBBM. El tamaño de los círculos blancos representa la concentración de MP.

9.3.5 Relación entre la concentración de MP presentes en matrices bióticas y abióticas.

Los resultados obtenidos no muestran evidencia de una relación significativa entre la concentración de MP en suelos (MP/kg) y el contenido gástrico de aves (MP/espécimen) ($p = 0.122$, $p = 0.301$, $n = 74$) (Tabla 31). Tampoco se encontró correlación entre la concentración de MP en agua (MP/L), y la concentración de MP en contenido gástrico de aves (MP/espécimen) ($p = 0.053$, $p = 0.652$, $n = 74$) ni entre la concentración de MP en suelos (MP/kg) y la concentración de MP en agua (MP/L) ($p = 0.018$, $p = 0.877$, $n = 74$).

Tabla 31. Matriz de correlaciones de Spearman que muestra las correlaciones entre la concentración de MP en el contenido gástrico de aves, en el agua y en el suelo.

Variable	MP aves	MP agua	MP suelo
		0.053	0.122
MP aves	-	(0.652)	(0.301)
		n = 74	n = 74
	0.053		0.018
MP agua	(0.652)	-	(0.877)
	n = 74		n = 74
	0.122	0.018	
MP suelo	(0.301)	(0.877)	-
	n = 74	n = 74	

Los valores representan coeficientes Rho de Spearman. Los valores entre paréntesis indican el valor p .

La ausencia de correlación entre las concentraciones de MP en las diferentes matrices ambientales analizadas sugiere que la contaminación por MP en una matriz no predice la concentración de MP en otras. Es decir, no se identificó ninguna fuente potencial de MP que contribuyera a la contaminación por MP en ninguna de las matrices ambientales analizadas.

La ausencia de correlación entre los MP del suelo y del agua puede deberse a la complejidad de las dinámicas ambientales (erosión, escorrentía, deposición, etc.), que se ven afectadas por fenómenos naturales o por la influencia humana y pueden influir en la movilización o concentración de los MP. Asimismo, las características de los polímeros, como su densidad, morfología y las propiedades fisicoquímicas del suelo y del agua, pueden afectar su identificación. Otros autores han descrito la transferencia de MP entre matrices ambientales como suelo y agua, pero no se ha reportado la comprobación estadística de correlaciones de la concentración de MP entre suelo y agua.

En cuanto a la correlación entre la concentración de MP en suelo o agua y la concentración de MP en aves, varios autores han reportado la relevancia de las aves como biomonitores de MP presentes en el ambiente (Heim et al., 2025), sin embargo, son limitados los estudios en los que se han evaluado estadísticamente la correlación entre la concentración de MP en las aves y la concentración de MP en matrices ambientales (Huerta et al., 2017). Huerta et al. (2017) obtuvieron resultados consistentes con los de esta investigación, pues reportan la ausencia de correlaciones significativas entre MP en suelo y MP en heces de gallina. Similar a lo encontrado en esta investigación, Heim et al. (2025) reportaron concentraciones de MP en aves, resultado del consumo de estos contaminantes por vía oral. De acuerdo con los autores, las concentraciones de MP en las aves podrían explicarse por la contaminación ambiental acuática y terrestre; sin embargo, esta relación no se corroboró estadísticamente. De manera similar, Thaysen et al. (2020) reportaron concentraciones de MP en el sistema gastrointestinal de gaviotas de pico anillado (*Larus delawarensis*) en sitios residenciales, pero tampoco hallaron una asociación directa entre las concentraciones de MP en las aves y la contaminación ambiental.

9.3.6 Relación entre las concentraciones de EPT y MP presentes en matrices bióticas y abióticas.

Las concentraciones de Pb en el agua fueron excluidas del análisis de correlación, ya que ningún valor superó el LD (0.02 ppm). Para el análisis de correlación entre EPT en sangre y MP en el contenido gástrico de aves residentes de la RBBM, se incluyeron únicamente los datos completos de ambas variables (Hg, $n = 84$; Cd, $n = 45$).

No se encontró una correlación significativa entre la concentración de Hg en sangre y la concentración de MP en el contenido gástrico de aves de la RBBM ($T = 0.006$, $p = 0.938$, $n = 84$; Tabla 32). Tampoco se observó una correlación significativa entre la concentración de Hg en vegetales y la de MP en suelos agrícolas ($T = 0.056$, $p = 0.731$, $n = 22$). Asimismo, la correlación entre la concentración de Hg en suelo total y la concentración de MP en suelos no fue significativa ($T = -0.198$, $p = 0.074$, $n = 42$).

Con respecto al agua de riego, no se encontró correlación significativa entre la concentración de Hg en vegetales y la concentración de MP en agua ($T = 0.029$, $p = 0.864$, $n = 21$), ni entre la concentración de Hg en agua y la concentración de MP en agua ($T = -0.02$, $p = 0.892$, $n = 27$). De igual manera, la correlación entre la concentración de Hg en suelo y la concentración de MP en agua no fue significativa ($T = -0.136$, $p = 0.409$, $n = 21$).

Tabla 32. Correlación entre las concentraciones de MP y de EPT en matrices bióticas y abióticas (IC del 95%).

Variable	Hg aves	Hg cultivos	Hg agua	Hg suelo
MP aves	0.006			
	(0.938)	-	-	-
	n = 84			
MP agua		0.029	- 0.02	- 0.136
	-	(0.864)	(0.892)	(0.409)
		n = 21	n = 27	n = 21
MP suelo		0.056*		- 0.198*
	-	(0.731)	-	(0.074)
		n = 22		n = 42

*Resultados de Kendall estándar (no para datos censurados), T coeficiente de Tau de Kendal, (p), n = tamaño muestral.

La ausencia de correlación entre el Hg en la sangre de las aves de la RBBM y los MP en su contenido gástrico sugiere que estos contaminantes no guardan una relación directa en los organismos estudiados. De manera similar, otros estudios han identificado la ausencia de correlación entre MP ingeridos y EPT en aves en tejidos como el músculo (Puskic et al., 2020). Esto puede deberse a diversos factores: a) la exposición a EPT por múltiples vías (dieta, agua contaminada, suelo contaminado) y b) el tiempo de residencia de los contaminantes en el organismo. Por un lado, la principal exposición de las aves a Hg se produce a través de las redes tróficas (Ackerman et al., 2019). Por otro lado, la evidencia reportada en la literatura indica que los MP presentes en el contenido gástrico reflejan una exposición de corto plazo, ya que se han detectado MP en las heces, mientras que el Hg en sangre puede reflejar una exposición de 20 a 60 días (Moreira et al., 2026; Yaginuma-Sakurai et al., 2012). Esta disparidad temporal podría enmascarar posibles asociaciones entre ambos contaminantes. Sin embargo, la evidencia no es consistente y hay autores que reportan

una correlación entre la concentración de EPT en las plumas de aves y la concentración de MP ingeridos (Rutkowska et al., 2018).

De manera similar, la ausencia de correlación entre la concentración de Hg en los vegetales y la de MP en el suelo sugiere que los niveles de Hg en los cultivos analizados son independientes de la presencia de MP en el suelo. Lo anterior podría deberse a que ambos contaminantes provienen de fuentes distintas o a que sus mecanismos de absorción y retención difieren y no interactúan entre sí en los suelos estudiados. Se ha demostrado que los MP pueden influir positivamente en la biodisponibilidad de Hg; sin embargo, en la literatura no se ha evidenciado una relación directa entre la concentración de Hg en los cultivos y la de MP en los suelos (Yang et al., 2022). Contrario a lo encontrado en este estudio, Pinto-Poblete et al. (2026) reportan una asociación positiva, aunque débil entre la concentración de MP en suelos y la concentración de EPT (Cd y Pb) en cultivos, sin embargo, Hg no se encuentra entre los elementos analizados por dicho autor. Pinto-Poblete et al. (2026) discuten que la correlación encontrada podría atribuirse a que ambos contaminantes provienen de las mismas fuentes, así como a las interacciones entre MP y cultivos, favorecidas en el suelo volcánico.

Por otro lado, el análisis de correlación entre la concentración de Hg en suelo y la de MP en suelo mostró una tendencia negativa débil, pero no significativa ($\alpha = 0.05$), lo que sugiere una posible relación inversa entre ambos contaminantes. Esta tendencia podría estar relacionada con mecanismos de retención de contaminantes en el suelo, como la competencia con otros elementos (Fe y Ca^{2+}) por sitios de adsorción en la materia orgánica, o con diferencias en la movilidad y el transporte de cada contaminante. Sin embargo, se requieren estudios con un mayor tamaño muestral para confirmar si esta tendencia refleja una asociación real. Otros autores, aunque no reportan una relación negativa directa, han encontrado que los MP pueden influir indirectamente, de manera positiva o negativa, en la disponibilidad de Hg al afectar las propiedades fisicoquímicas y las comunidades bacterianas (Yang et al., 2022).

Los resultados de la ausencia de correlación entre la concentración de Hg en vegetales y la concentración de MP en el agua indican independencia entre las variables, lo que sugiere que la traslocación de Hg desde el agua hacia los cultivos no está influida directamente por la presencia de MP en el agua de riego. De igual manera, la falta de correlación entre la concentración de MP en agua y la de Hg en agua confirma la independencia de estos dos contaminantes en el agua de riego, lo cual es consistente con la hipótesis de que provienen de distintas fuentes o presentan dinámicas de transporte distintas. En la literatura se han reportado tanto la presencia de MP como concentraciones de Hg en agua de riego y de Hg en vegetales, así como interacciones entre ambos

contaminantes, sin embargo, no se ha confirmado que exista una correlación entre MP en agua y la concentración de Hg en cultivos (Gündoğdu y Avcioğlu, 2026; Mestanza-Ramón et al., 2023; Yang et al., 2022).

Finalmente, la ausencia de correlación entre la concentración de Hg en el suelo y la de MP en el agua es consistente con los resultados anteriores y refuerza la hipótesis de que la presencia de estos contaminantes no influye directamente entre sí. Esto podría deberse a diferencias en las fuentes de emisión, en los mecanismos de transporte (escorrentía, filtración, etc.) o en los tiempos de residencia en cada matriz. De acuerdo con la literatura, los MP en el agua pueden ingresar en los terrenos de siembra mediante el riego, asimismo, pueden interactuar con el Hg (Gündoğdu y Avcioğlu, 2026; Luchian et al., 2025). Sin embargo, no hay evidencia de una correlación estadística entre la concentración de Hg en el suelo y la de MP en el agua. En conjunto, estos hallazgos sugieren que, el Hg y los MP no tienen asociaciones directas, lo que resalta la complejidad de las interacciones entre estos contaminantes en la RBBM.

Similar a lo observado para Hg, no se encontró una correlación significativa entre la concentración de Cd en la sangre de las aves y la concentración de MP en su contenido gástrico, aunque sí se observó una tendencia positiva débil ($T = 0.099$, $p = 0.297$, $n = 45$; Tabla 33). De igual manera, no hubo correlación significativa entre la concentración de Cd en vegetales y la concentración de MP en suelo ($T = 0$, $p = 1$, $n = 18$). Tampoco se encontró una correlación significativa entre las concentraciones de Cd en suelo y la concentración de MP en suelo ($T = -0.0423$, $p = 0.744$, $n = 32$), lo que indica que no hay una relación lineal entre ambos contaminantes en el suelo.

En contraste, se observó una correlación negativa significativa entre la concentración de MP en agua y la concentración de Cd en cultivos ($T = -0.545$, $p = 0.009$, $n = 15$), lo que sugiere que a mayor presencia de MP en agua de riego puede haber una menor acumulación de Cd en los cultivos. Lo anterior contrasta con la ausencia de correlación significativa entre las concentraciones de Cd en agua y la concentración de MP en agua ($T = 0.026$, $p = 0.839$, $n = 27$). Finalmente, no se encontró una correlación significativa entre la concentración de MP en agua y la concentración de Cd en el suelo ($T = 0.204$, $p = 0.263$, $n = 18$); sin embargo, sí se observó una tendencia positiva débil.

Tabla 33. Correlación entre las concentraciones de MP y de Cd en matrices bióticas y abióticas (IC del 95%).

Variable	Cd aves	Cd cultivos	Cd agua	Cd suelo
MP aves	0.099			
	(0.297)	-	-	-
	n = 45			
MP agua		- 0.545	0.026	0.204
	-	(0.009)	(0.839)	(0.263)
		n = 15	n = 27	n = 18
MP suelo		0		- 0.0423
	-	(1)	-	(0.744)
		n = 18		n = 32

τ coeficiente de Tau de Kendall, (p), n = tamaño muestral, **negrita** = correlación significativa

La ausencia de correlación significativa entre el Cd en sangre y la presencia de MP en contenido gástrico es consistente con los hallazgos obtenidos en el análisis de correlación de Hg en sangre y MP en contenido gástrico. Estos resultados sugieren que no existe una relación directa entre la exposición a Cd y la concentración de MP ingeridos por las aves estudiadas. Lo anterior, es consistente con lo reportado por Puskic et al. (2020), quienes no encontraron correlación entre MP ingeridos y la concentración de Cd en el músculo y que puede estar relacionado con la exposición de las aves a Cd por varias vías y con el tiempo de residencia de cada contaminante en los organismos.

La ausencia de correlación significativa entre el Cd en vegetales y la presencia de MP en el suelo, así como entre el Cd en el suelo y la concentración de MP, es consistente con los resultados obtenidos sobre la concentración de Hg en las mismas matrices ambientales. Estos resultados sugieren que los niveles de Cd en vegetales no están influidos directamente por la concentración de MP en el suelo y que estos dos contaminantes no presentan una asociación directa entre sí. Lo

anterior podría reflejar diferencias en las fuentes de emisión de estos contaminantes y también en los mecanismos de retención en el suelo (pH alcalino, % alto de materia orgánica, etc.) y la movilidad de los contaminantes podría influir en la ausencia de correlación. Contrario a lo reportado en este estudio, Pinto-Poblete et al. (2026) reportan una asociación positiva débil entre la concentración de Cd en los cultivos y la concentración de MP en el suelo, que podría atribuirse a fuentes de contaminación en común y a que las condiciones fisicoquímicas de los suelos estudiados favorecen las interacciones entre los contaminantes y los cultivos. De igual manera, Jiang et al. (2022) reportaron una correlación positiva entre las concentraciones de MP y de Cd en el suelo ($p = 0.013$).

El resultado más relevante sobre Cd en este estudio fue la correlación negativa entre la concentración de MP en el agua y la de Cd en los vegetales. Esta relación sugiere que, a mayor concentración de MP en el agua de riego, menor es la acumulación de Cd en los cultivos. Lo anterior podría tener como explicación que los MP podrían adsorber Cd del agua, reduciendo así su biodisponibilidad para las plantas. Por otro lado, la presencia de MP en el suelo podría modificar las condiciones fisicoquímicas del suelo (pH, Eh, materia orgánica), lo que podría influir en la absorción de Cd por los cultivos, aunque no necesariamente en la parte comestible. En la literatura consultada no se encontró evidencia que respalde los resultados obtenidos, por el contrario, Erdem et al. (2025) reportan que los MP de PE exacerban la acumulación de Cd en *Triticum aestivum* L. aunque esta acumulación se reportó en raíces y en brotes, pero no en la parte comestible por lo que no se descarta que los MP en agua de la RBBM estén correlacionados con la concentración de Cd en otras secciones de los cultivos. Por otro lado, autores como Gündoğdu y Avcioğlu (2026) y Yan et al. (2020) han reportado que el agua de riego es una de las fuentes de MP y de EPT hacia el suelo, aunque no analizaron las posibles correlaciones entre dichas variables. Es importante tener en cuenta que el tamaño muestral fue reducido ($n = 15$), por lo que se recomienda realizar estudios posteriores con un mayor número de muestras para confirmar la asociación.

La ausencia de correlación entre la concentración de Cd en agua y la de MP en agua contrasta con el resultado anterior y sugiere que la relación observada entre Cd en cultivos y MP en agua podría no reflejar una correlación directa entre dichos contaminantes en el agua. Esto es consistente con la información disponible en la literatura, donde se reporta la coocurrencia de MP y Cd en agua, así como la interacción entre estos contaminantes, pero no se reporta una correlación significativa (Godoy et al., 2019). Lo anterior puede deberse a que las interacciones entre MP y Cd en agua están mediadas por las condiciones fisicoquímicas del medio y por el tipo de MP (Zink et al., 2024). Este hallazgo resalta la importancia de analizar múltiples matrices para comprender las posibles interacciones entre contaminantes en los agroecosistemas en sus contextos específicos.

Finalmente, la tendencia positiva débil, aunque no significativa, entre MP en agua y Cd en el suelo podría reflejar una relación, pero se requiere realizar una investigación con una muestra más amplia para confirmarla. En conjunto, los resultados obtenidos en este estudio resaltan la complejidad del estudio de MP y EPT y subrayan la importancia de analizar múltiples matrices ambientales para identificar posibles interacciones y comprender los procesos de traslocación de estos contaminantes.

9.4 Conclusiones

El presente estudio es la primera investigación que evalúa la contaminación por MP en una ANP del estado de Hidalgo, México. Por primera vez en la RBBM se determinó la concentración de MP en las matrices ambientales: suelo, agua y contenido gástrico de aves residentes, evidenciando que dicho contaminante alcanza varias esferas ambientales dentro de la reserva.

La presencia de MP en todos los sitios de muestreo analizados, tanto en las muestras de suelo, como en el agua y en el contenido gástrico de las aves, sugiere que los MP se comportan como contaminantes ubicuos dentro de la RBBM. Sin embargo, las concentraciones de MP determinadas muestran variaciones que sugieren una distribución ambiental heterogénea, influida por múltiples factores relacionados con las fuentes de emisión, el transporte, los mecanismos de degradación de los MP, así como por las características de cada matriz ambiental.

La diversidad de polímeros identificados en las tres matrices analizadas sugiere múltiples fuentes de contaminación en la reserva. De igual manera, el predominio de los MP con morfología de fragmento sugiere que el principal problema de contaminación en la RBBM se debe al desgaste y la fragmentación de plásticos de mayor tamaño; es decir, los MP identificados son principalmente de origen secundario.

Sumado a lo anterior, la abundancia de MP con un tamaño $< 100 \mu\text{m}$ en las tres matrices analizadas subraya la necesidad de que estudios futuros empleen métodos analíticos adecuados para la cuantificación y caracterización de partículas menores que esa medida, con el objetivo de evitar subestimar su presencia.

Nuestros resultados demuestran que individuos pertenecientes a diferentes familias de aves ingirieron MP en la RBBM, lo que sugiere una exposición oral prolongada a estos contaminantes a lo largo de la reserva. Este hallazgo refuerza la evidencia de la ubicuidad de los MP y de su capacidad de bioacumulación en los organismos silvestres.

Entre las familias a las que pertenecen los especímenes muestreados, destacaron Turdidae y Passeridae, ya que un mayor número de individuos capturados pertenece a estas familias. Estas aves poseen características que las posicionan como candidatas potenciales para el biomonitoreo de MP en la RBBM, tales como su comportamiento de búsqueda de alimento, una dieta omnívora y oportunista, la ocupación de una amplia gama de hábitats, un manejo fácil y seguro durante el muestreo y las altas concentraciones de MP cuantificadas en su contenido gástrico. Sin embargo, se requiere investigación adicional para seleccionar una o varias especies de aves que puedan emplearse como biomonitores de MP en ecosistemas terrestres de la RBBM.

Los resultados obtenidos en este estudio no evidencian correlaciones significativas entre las concentraciones de MP en las matrices ambientales analizadas (agua y suelo) ni entre estas y el contenido gástrico de las aves de la RBBM. Esto indica que la contaminación por MP en una matriz ambiental no predice de manera lineal el comportamiento de los MP en otra matriz evaluada ni permite identificar una fuente principal que contribuya a la contaminación de los compartimentos evaluados, lo que podría reflejar la complejidad de los procesos ambientales involucrados.

Por otro lado, ningún análisis de correlación entre el Hg y los MP mostró una relación estadísticamente significativa en las distintas matrices ambientales y biológicas de la RBBM. La ausencia generalizada de correlaciones refleja la complejidad de las interacciones entre los contaminantes, influidas por factores como diferentes fuentes de contaminación, tiempos de residencia dispares en los organismos, distintos mecanismos de transporte y de retención, así como las propiedades fisicoquímicas de la matriz en la que se encuentran.

Por su parte, el análisis de correlación entre Cd y MP arrojó resultados mixtos: aunque en la mayoría de los casos no se detectaron asociaciones lineales significativas, se identificó una correlación negativa entre los MP en el agua y la concentración de Cd en los cultivos. Este contraste evidencia que las relaciones entre los contaminantes dependen del contexto ambiental y pueden ser mediadas por procesos de adsorción, por las características fisicoquímicas del suelo o del agua y por las diferentes fuentes de emisión.

Se recomienda que futuros estudios amplíen el tamaño muestral e incorporen análisis multivariados que consideren otras variables ambientales y biológicas que puedan estar modulando las relaciones entre los contaminantes en los distintos compartimentos ambientales.

En la RBBM, la presencia de MP en suelo, agua y aves subraya la necesidad de brindar soluciones a la contaminación de MP en la región ya que suponen un riesgo potencial a la salud ecosistémica.

Dado que el origen de los MP es totalmente antropogénico, se recomienda implementar estrategias orientadas a: a) mejorar la gestión de residuos sólidos en la reserva, b) reducir la producción y el uso de productos plásticos de un solo uso, y c) promover el reciclaje de plásticos. Estas acciones son necesarias para disminuir las concentraciones crecientes de MP en el ambiente.

Este estudio subraya la importancia del monitoreo de MP para mitigar la contaminación en ecosistemas de importancia ecológica, como las ANP. Finalmente, la unificación de las metodologías de identificación, cuantificación y caracterización de MP a nivel global sigue siendo un reto a futuro, ya que se requiere la estandarización de protocolos para realizar comparaciones robustas de resultados entre estudios y regiones.

10. CAPÍTULO IV. Análisis de riesgo ecosistémico y de la salud humana.

10.1 Introducción

El agua superficial desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de los procesos ecológicos, la productividad agrícola y la salud humana. Sin embargo, su calidad se ve cada vez más comprometida por contaminantes químicos de origen natural y antropogénico. Entre estos, los EPT, en particular el Pb, el Cd y el Hg, destacan por su persistencia, su potencial de bioacumulación y su asociación con efectos adversos para la salud incluso a bajos niveles de exposición (ATSDR, 2020; Rodríguez Heredia, 2017). Estos EPT provienen de diversas fuentes naturales y antropogénicas como la minería, la agricultura, la urbanización y los vertidos industriales, así como de procesos de meteorización natural, que amenazan tanto la estabilidad ambiental como la salud humana (López et al., 2020b; Nawab et al., 2018).

Los efectos adversos de los EPT están ampliamente documentados y la exposición crónica a ellos se ha relacionado con daños multisistémicos en humanos y en animales silvestres. El Pb, por ejemplo, ejerce toxicidad en prácticamente todos los tipos de células y se ha asociado con alteraciones neurológicas, incluyendo disminución del rendimiento cognitivo y alteraciones del comportamiento, así como con efectos cardiovasculares, como la presión arterial elevada y cambios ateroscleróticos. La exposición al Pb también afecta la función renal, como lo evidencia una disminución de la tasa de filtración glomerular, e interfiere con las hormonas reproductivas (ATSDR, 2020). Por otro lado, el Cd se ha relacionado con trastornos cardiovasculares (hipertensión y cardiopatía isquémica), anomalías hematológicas (anemia e hipoproteinemia), irritación gastrointestinal (náuseas y dolor abdominal), desmineralización musculoesquelética (disminución de la densidad ósea y aumento de la fragilidad), disfunción renal, alteraciones metabólicas, deterioro del neurodesarrollo (alteración del CI) y alteraciones reproductivas como desequilibrio hormonal y reducción de la motilidad espermática (ATSDR, 2012). De manera similar, el Hg ejerce un amplio rango de efectos tóxicos, que incluyen déficits neurológicos (alteración de la cognición, la memoria, cambios e inestabilidad del estado de ánimo), daño renal (reducción de la función glomerular y daño tubular), trastornos cardiovasculares (hipertensión y alteración de la función cardíaca), modulación inmunológica (estimulación inmunitaria) y deterioro reproductivo (reducción de la fertilidad y disminución de la calidad del espermatozoide) (ATSDR, 2022). Además, el Cd está clasificado como carcinógeno humano, vinculado a neoplasias malignas de riñón, pulmón, mama, próstata y páncreas, mientras que el Pb y el Hg se consideran carcinógenos potenciales (ATSDR, 2020, 2022).

El comportamiento ambiental y la toxicidad de los EPT dependen no solo de sus concentraciones totales sino también de su especiación química. En ambientes acuáticos y terrestres, el Pb puede presentarse como iones libres (Pb^{2+}), óxidos, hidróxidos o complejos en forma oxianiónica (Dotaniya, Dotaniya, Solanki, Meena, y Dutaniya, 2020). Las actividades antropogénicas también contribuyen con formas sintéticas, como el pirosilicato de plomo (PbSi_2O_5), el óxido de plomo (Pb_3O_4) y el cromato de plomo (PbCrO_4) (Bharara y Atwood, 2011; Hanna y Garcia, 2008). El Cd está presente predominantemente como Cd^{2+} en sistemas naturales, aunque también puede presentarse en estados elementales (Cd^0) o monovalentes (Cd^{1+}) bajo condiciones redox específicas (Peana et al., 2023). El Hg exhibe un comportamiento complejo según el compartimento ambiental: en la atmósfera se encuentra comúnmente como Hg^0 elemental, mientras que en suelos, sedimentos y sistemas acuáticos aparece principalmente como Hg^{2+} (Liu et al., 2011). Estas formas químicas difieren en su movilidad, biodisponibilidad y propiedades toxicocinéticas, lo que, a su vez, influye en su impacto ecológico y en el riesgo para la salud humana.

La RBBM, ubicada en Hidalgo, México, es una región ecológica y socialmente relevante que enfrenta una creciente presión por parte de fuentes de contaminación, entre ellas el uso de agroquímicos, el tráfico vehicular y el vertido de aguas residuales sin tratar en sus principales cuerpos de agua (Río Mezquitlán y Laguna Mezquitlán) (Calva et al., 2008; CONANP, 2017; González-Salazar et al., 2015). El agua superficial en la región no solo es esencial para el riego de cultivos destinados al consumo humano, sino que también abastece de agua potable a la población local y sustenta la biodiversidad, incluida la de aves residentes y migratorias (CONANP, 2017). Informes de estudios previos han identificado concentraciones elevadas de Cd, Hg, As y Mn en el suelo y en el agua superficial en esta región, a veces superando los límites reglamentarios mexicanos (Calva et al., 2008; Espinosa et al. 2009; González-Salazar et al., 2015; Gutiérrez-Ruiz et al., 2021; SEMARNAT, 2021). Pulido-Flores et al. (2005) encontraron que las concentraciones de Hg y Cd en el Río Mezquitlán eran de tres a seis veces más altas que los límites mexicanos para agua potable (Cd: 0.01 ppm; Hg: 0.001 ppm). En el caso del Pb, la concentración se aproximó al límite máximo permitido (0,05 ppm). Las normas regulatorias en México para Pb, Cd y Hg siguen siendo menos estrictas que las de otros países, como Estados Unidos (EPA, 2024), lo que puede llevar a una subestimación de los riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

A pesar de esta evidencia, falta una evaluación integral de riesgos que valore el impacto combinado de los EPT en las aguas superficiales de la RBBM. Este vacío de conocimiento es especialmente preocupante, dado el uso generalizado de esta agua para el riego y el consumo doméstico.

El presente estudio tiene como objetivo cuantificar las concentraciones totales de Pb, Cd y Hg en las aguas superficiales del RBBM y evaluar los riesgos ecológicos y para la salud humana asociados, con base en escenarios de exposición oral crónica. Los resultados buscan generar información que apoye una mejor gestión ambiental regional y contribuya a una mejor comprensión de los riesgos que plantean estos elementos.

10.2 Metodología

10.2.1 Sitio de estudio

La RBBM, ubicada en el estado de Hidalgo, México (Figura 1; 98°23'00" y 98°57'08" O, 20°14'15" y 20°45'26" N), comprende nueve municipios y es reconocida por su importancia ecológica y económica (CONANP, 2017). Dentro de la reserva, coexisten áreas de agricultura intensiva y asentamientos urbanos. Los principales cuerpos de agua superficiales incluyen el río Almolón, en la región norte, y el río Metztlán, que fluye a lo largo de la reserva.

10.2.2 Población de estudio

Para evaluar los riesgos para la salud humana, la población se estratificó en cuatro grupos etarios: niños (0-8 años), adolescentes (9-18 años), adultos (19-59 años) y adultos mayores (mayores de 60 años). Los datos de población de las localidades correspondientes se obtuvieron del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020). La evaluación de la exposición incorporó parámetros fisiológicos específicos por edad, como el peso corporal promedio y la ingesta diaria de agua, que se utilizaron para estimar la exposición oral crónica en cada grupo.

10.2.3 Análisis de riesgo

Con base en la concentración cuantificada de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en el agua superficial (ver sección 8.3.2), se realizó una evaluación del riesgo ecológico y del riesgo para la salud humana. Si bien este estudio no pretendía atribuir los niveles de contaminación a fuentes específicas, se analizaron los posibles factores antropogénicos (*p. ej.*, la agricultura, los vertidos de aguas residuales y la minería) de acuerdo con la evidencia previa en la región.

El riesgo ecológico se evaluó mediante el cálculo de tres índices: el cociente de riesgo ambiental (*CP*), el índice de riesgo ecológico potencial (*ER*) y el índice de riesgo ecológico acumulado (*RI*). Para la evaluación del riesgo para la salud humana, se calcularon el cociente de riesgo no cancerígeno (*HQ*) y el índice de riesgo no cancerígeno (*HI*).

Dada la variabilidad espacial de las concentraciones de EPT en los sitios de muestreo de la reserva, los datos no se distribuyeron de forma homogénea. Por lo tanto, para representar escenarios de contaminación de manera realista y optimizar los recursos, se seleccionaron tres valores

representativos para cada EPT: la concentración mínima, la mediana y la máxima. Estos valores se utilizaron para estimar los riesgos ecológicos y de la salud humana, capturando así un rango de posibles condiciones de exposición: escenarios promedio (mediana), peor caso (máximo) y mejor caso (mínimo). Esta estrategia redujo el número total de evaluaciones de riesgo de 18 (es decir, análisis individuales de Pb, Cd y Hg en cada uno de los seis sitios de muestreo) a 9 (es decir, tres niveles de contaminación por EPT), lo que mejoró la viabilidad del estudio. Este enfoque es particularmente ventajoso en estudios que abarcan áreas extensas y heterogéneas, donde el análisis sitio por sitio puede resultar poco práctico o requerir muchos recursos, en comparación con estudios a pequeña escala con menos puntos de muestreo (Kumar et al., 2023). Para calcular las concentraciones medianas, se aplicó un análisis de supervivencia para tener en cuenta los datos censurados por la izquierda (es decir, las concentraciones por debajo del límite de detección). Este método permite una estimación estadísticamente sólida de la tendencia central en conjuntos de datos que contienen valores no detectables. Los límites de detección utilizados fueron de 0,02 ppm para Pb, 0,0006 ppm para Cd y 0,002 ppm para Hg.

Evaluación de riesgos ecológicos

El riesgo ecológico asociado a las concentraciones de EPT en aguas superficiales se evaluó mediante el cálculo del cociente de riesgo ambiental (CP) según la ecuación (1). Este índice se define como la relación entre la concentración ambiental medida (C_e) de cada EPT y su concentración de referencia correspondiente (C_{ref}) (López et al., 2020b).

$$CP = \frac{C_e}{C_{ref}} \quad (14)$$

Las concentraciones de referencia se obtuvieron de los Criterios Nacionales Recomendados de Calidad del Agua de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2024) (véase la Tabla 1), siguiendo la recomendación de López et al. (2020b), quienes sugirieron su uso para evitar subestimar los riesgos ecológicos. Se descartó el uso de concentraciones del sitio de referencia local (SMA), ya que todos los valores medidos se encontraban por debajo de los límites de detección del equipo analítico. Para interpretar el riesgo ecológico asociado con cada EPT, se adoptó la clasificación propuesta por Sánchez-Olivares et al. (2021): $CP < 1$ indica riesgo bajo; los valores de CP entre 1 y 1,9 sugieren riesgo de bajo a moderado; los valores de 2 a 5 indican riesgo de moderado a alto; y $CP > 6$ indica alto riesgo ecológico. Un $CP \geq 1$ se considera una preocupación

ambiental potencial, ya que refleja concentraciones por encima de los umbrales ecotoxicológicos establecidos que afectan a la biota acuática, según los Criterios de Calidad del Agua de los Estados Unidos (Charvalas et al., 2025).

Índice de Riesgo Ecológico Potencial

El índice de riesgo ecológico potencial (Er) se calculó mediante la ecuación (2) propuesta por Nozari et al. (2023).

$$Er = Tr \times CP \quad (15)$$

En esta ecuación, Er representa el coeficiente de riesgo para cada EPT y Tr representa el índice de respuesta tóxica específico para cada elemento. De acuerdo con Hamid et al. (2022), los valores de Tr son los siguientes: Pb = 5, Cd = 30, Hg = 40 y As = 10. Los valores de Tr se basan en la abundancia de cada EPT en agua dulce, plantas, suelos, roca ígnea y animales terrestres, en el factor de depositación de cada EPT y en la distancia entre ellos. Los niveles de riesgo asociados con los valores de Er se interpretaron con base en la clasificación de Hakanson (1980): $Er < 40$ indica riesgo bajo, 40–80 se considera moderado, 80–160 es considerable, 160–320 es alto, y $Er > 320$ denota un riesgo ecológico potencial muy alto.

Índice de Riesgo Ecológico Acumulado

El índice de riesgo ecológico acumulado (RI) se calculó sumando el ER de todos los EPT analizados (ecuación 3) ya que todos están asociados con efectos a la salud similares, por ejemplo, con impactos en los sistemas nervioso, circulatorio, renal, reproductivo, inmunológico y hematológico (Hakanson, 1980). Además, los cuatro EPT se han relacionado con el desarrollo de cáncer en animales (Hanna y Garcia, 2008; Liu et al., 2011; Peana et al., 2023).

$$RI = \sum_{i=1}^n Er \quad (16)$$

En la Ecuación 3, RI es el riesgo ecológico acumulado, y Er es el índice de riesgo ecológico potencial.

Análisis de riesgo a la salud

Se evaluó el riesgo para la salud que representa la exposición a EPT por vía oral, ya que es la principal vía de entrada de contaminantes presentes en el agua al organismo. La evaluación se centró en adultos, adolescentes, niños y adultos mayores, considerándose estos dos últimos grupos como poblaciones vulnerables. Para calcular el riesgo para la salud, se tuvieron en cuenta el peso corporal promedio y el consumo de agua de cada grupo de edad (Tabla 34).

Tabla 34. Grupos de población, peso corporal promedio y consumo de agua según la edad.

Grupo Etario	Edad (Años)	Promedio Peso Corporal (kg)	Consumo de Agua (L/día)
Niños*	0 - 11 m	6.90	1
	1 - 3	12.80	
	4 - 8	24.5 + 5	
	9 - 14	39 + 5	
Adolescentes	15 - 18	56 + 5	1
	19 - 59	73.5 + 10	
Adultos			2
Adultos Mayores	>60	65.7 + 10	2

Datos de peso obtenidos de Ferreira-Hermosillo et al. (2020); Osuna-Padilla et al. (2015), Uribe-Carvajal et al. (2018) y CDC (2000). * A. f. T. S. a. D. R. ATSDR (2023); m, meses; kg, kilogramo; L, litro; Ajuste +5 y +10 al peso corporal.

De acuerdo con informes nacionales, la prevalencia de sobrepeso y obesidad en la población mexicana (incluidos niños, adolescentes y adultos) se encuentra entre las más altas de los países miembros de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) (Shamah-

Levy et al., 2022). Para considerar lo anterior en el análisis, se aplicó un ajuste de peso, el cual consistió en sumar 5 y 10 kg al promedio de peso de niños y adultos respectivamente.

El grupo de niños se dividió en subgrupos debido a diferencias en sus características de desarrollo anatómico y fisiológico que pueden aumentar su susceptibilidad a la exposición a EPT. Entre estas, se observan crecimiento acelerado y aumento rápido de peso, así como deficiencias en los sistemas hepático y renal durante el primer año de vida (EPA, 2005); también se observan efectos cognitivos similares relacionados con la exposición a EPT en niños de 1 a 3 años, y la mayor susceptibilidad del desarrollo cognitivo y conductual se observa en niños de 4 a 8 años (Hornung et al., 2009).

Las edades que comprenden el grupo adolescente (de 10 a 18 años) se caracterizan por un rápido crecimiento esquelético y por cambios en los sistemas reproductivo y endocrino. El grupo adulto no se dividió en subgrupos, ya que esta etapa de la vida se considera más estable, y se observa que los adultos absorben menos EPT que los niños. Además, con respecto a Pb, en los adultos este puede depositarse en los huesos, por lo que existe un menor riesgo de que llegue a otros tejidos (Collin et al., 2022).

Finalmente, la población de adultos mayores (>60 años) es vulnerable a la exposición a EPT porque podría provocar un aumento en el nivel de estrés oxidativo (Meramat et al., 2017), y puede agravar las condiciones relacionadas con el envejecimiento normal (Wang et al., 2025; Wei et al., 2022).

Riesgo No Carcinogénico

Para calcular el riesgo no carcinogénico (*HQ*), se calcularon los valores de ingesta diaria crónica (*IDC*) para cada EPT (como se muestra en la ecuación (4)). Para ello, se consideraron la tasa de ingestión y la concentración de la exposición ambiental. Posteriormente, se calculó el *HQ* de la exposición a Pb, Cd y Hg, evaluando el nivel de exposición mediante la *IDC* (ecuación 13).

$$IDC = \frac{CE \times Ti}{BW} \quad (17)$$

En la ecuación 14, *CDI* representa el índice de ingesta crónica (ppm/día), *CE* es la concentración de exposición ambiental (ppm), *Ti* es la tasa de ingestión (L/día) y *BW* es el peso corporal del individuo (kg).

$$HQ_{oral}E = \frac{IDC_{oral}}{RfD_{oral}} \quad (18)$$

En la ecuación 15, $HQ_{oral}E$ representa el cociente de riesgo oral crónico de cada EPT (adimensional), CDI_{oral} es el índice de ingesta crónica y RfD_{oral} es la dosis de referencia oral (ppm de peso corporal-día) (Tabla 35).

Tabla 35. Dosis de referencia por vía oral y factor de pendiente del cáncer en los EPT evaluados.

Elemento	<i>RfD</i> Oral (ppm <i>PC</i> - día)	SCF
Pb	*	0.0085
Cd	0.0005	-
Hg	0.002	-

RfD, dosis de referencia oral; ppm, partes por millón; *PC*, peso corporal; SCF, factor de riesgo de cáncer de pendiente; * no evaluado por la ATSDR ni por la EPA.

Índice de Riesgo No Cancerígeno

El índice de riesgo no cancerígeno (*HI*) (Ecuación 15) se calculó para considerar la exposición simultánea a los EPT analizados, asociados a posibles efectos no cancerígenos. Este índice se obtiene sumando los cocientes de riesgo (*HQ*) orales crónicos de cada elemento analizado y refleja el riesgo de desarrollar efectos no cancerígenos derivados de la exposición oral acumulativa a Pb, Cd y Hg. Los posibles efectos en la salud incluyen alteraciones gastrointestinales, neurológicas y renales.

$$HI = \sum HQ_i \quad (19)$$

En la ecuación (6), *HI* es el índice de riesgo no cancerígeno y $\sum HQ$ es la suma de los valores del cociente de riesgo oral crónico de los EPT analizados.

Para evaluar esto, todos los valores de *HI* superiores a 1 indican un riesgo potencial asociado a la exposición crónica a los EPT (Sanaei et al., 2021).

Los gráficos se generaron con Microsoft Excel y OriginPro 8.5, y las tablas con Microsoft Word.

10.3 Resultados y discusiones

En la RBBM, la creciente urbanización, la expansión de la agricultura intensiva y otras presiones antropogénicas han creado un escenario de riesgos potenciales para la salud humana y el medio ambiente, vinculados a la contaminación de las aguas superficiales por EPT (González-Salazar et al., 2015). A pesar de estas preocupaciones, inicialmente se esperaba un bajo nivel de contaminación por EPT y riesgos mínimos asociados, dado el estatus de protección de la reserva y su distancia geográfica respecto de las zonas más industrializadas y urbanizadas del estado. Sin embargo, como señalan López et al. (2020b), existe una falta de investigación sobre la contaminación en áreas con un impacto antropogénico supuestamente bajo, lo que limita la comprensión de los riesgos ambientales en dichas regiones. El presente estudio aborda esta brecha al proporcionar datos sobre las concentraciones de EPT en aguas superficiales y al evaluar los riesgos asociados para la salud humana y el medio ambiente. Estos hallazgos ofrecen una valiosa base de comparación con entornos más contaminados. Los resultados revelaron una notable variabilidad espacial en las concentraciones de EPT, lo que se tradujo en diferencias en los niveles de riesgo ecológico y de riesgo para la salud humana. Esta heterogeneidad es consistente con los patrones observados en otros estudios ambientales y puede explicarse por variaciones en el uso de la tierra, en la dinámica hidrológica y en la presencia de múltiples fuentes localizadas de contaminación dentro de la reserva (López et al., 2020b).

10.3.1 Concentración de EPT en agua superficial

Se detectaron Cd y Hg en todas las muestras de agua superficial recolectadas en la RBBM. Al menos uno de estos elementos se cuantificó en las muestras de S2, S3 y S4, con valores de 0.002 a 0.021 ppm para Cd y de 0.007 a 0.066 ppm para Hg (ver la sección 8.3.2, Tabla 13).

En la RBBM, las posibles fuentes locales de EPT son el uso de agroquímicos, la quema de residuos al aire libre, las emisiones de vehículos y maquinaria agrícola, y el desgaste mecánico de sus componentes (González-Salazar et al., 2015; Nawab et al., 2018). Además, la contaminación puede originarse en lugares remotos, ya que algunos cuerpos de agua en la RBBM reciben efluentes que atraviesan diversas regiones con posibles fuentes de contaminación por EPT (González-Salazar et al., 2015).

Para respaldar la evaluación de riesgos, se consideraron tanto los límites inferiores como los superiores de las concentraciones medidas. Para el Cd, las concentraciones oscilaron entre 0,002

$\pm 0,00006$ ppm y $0,021 \pm 0,001$ ppm, mientras que, para el Hg, los valores oscilaron entre $0,007 \pm 0,004$ ppm y $0,066 \pm 0,007$ ppm.

10.3.2 Evaluación de riesgos ecológicos y para la salud humana

La evaluación de los riesgos de Cd y Hg en las aguas superficiales del RBBM proporciona información valiosa sobre los posibles impactos en la integridad del ecosistema y en la salud pública. Estos elementos se han asociado con diversos efectos adversos en la salud. Por ejemplo, el Hg puede afectar los sistemas nervioso, cardiovascular y reproductivo, mientras que el Cd se ha relacionado con disfunciones en los sistemas respiratorio, nervioso y gastrointestinal (Rodríguez Heredia, 2017). La detección de estos elementos en concentraciones que superan los umbrales de seguridad nacionales e internacionales pone de manifiesto los posibles riesgos para la salud de las poblaciones dentro de la reserva. Estos hallazgos subrayan la urgencia de implementar estrategias de monitoreo en sitios de muestreo adicionales en la RBBM para delimitar la variabilidad espacial de los niveles de riesgo y apoyar el desarrollo de estrategias específicas de mitigación y de salud pública.

Evaluación de riesgos ecológicos

El coeficiente de riesgo ambiental (*CP*) calculado para el Cd, basado en la mediana de su concentración en la RBBM ($CP = 0.0145$), fue inferior al umbral de 1, lo que indica un riesgo ambiental bajo. De manera similar, los valores de *CP* para el Cd se mantuvieron por debajo de 1 en todos los sitios de muestreo (Fig. 39), lo que sugiere un riesgo ambiental consistentemente bajo de exposición al Cd en las aguas superficiales de los agroecosistemas estudiados. En contraste, el valor de *CP* para el Hg, calculado con la mediana de su concentración, fue de 1.33, lo que corresponde a un riesgo ambiental de bajo a moderado. Cabe destacar que en el S2 el *CP* del Hg superó 3, ubicándolo en el rango de riesgo moderado a alto ($CP = 2-5$). Mientras tanto, en el S4, el *CP* del Hg se mantuvo por debajo de 1, lo que indica una baja preocupación ambiental. Estos hallazgos indican que, si bien el Cd no representa actualmente una amenaza ecológica significativa en los sitios evaluados, las concentraciones de Hg, especialmente en el S2, justifican una mayor atención debido a su potencial de afectar negativamente los ecosistemas acuáticos dentro de la reserva.

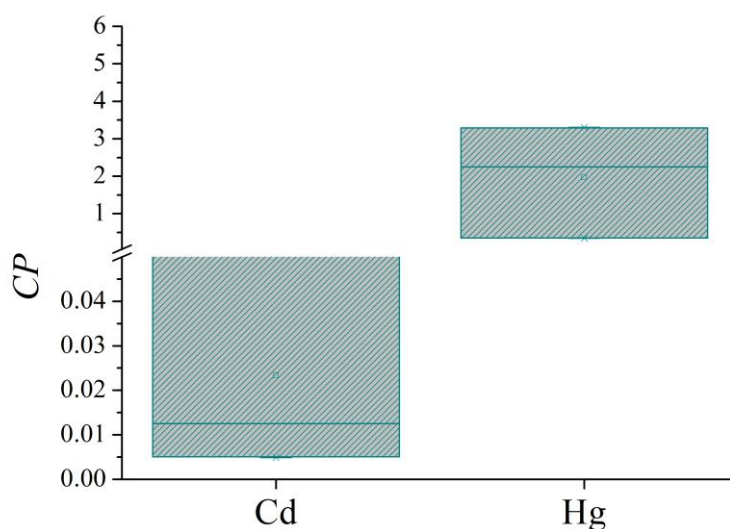


Figura 39. Coeficiente de riesgo ambiental (CP) por exposición a EPT en la RBBM.

La evaluación de riesgos en este estudio siguió una clasificación en la que un valor de *CP* mayor que 6 indica riesgo alto, valores entre 2 y 5.9 indican riesgo medio, valores de 1 a 1.9 representan riesgo bajo a medio, y valores de *CP* menores que 1 indican riesgo bajo (Sanaei et al., 2021). Esta categorización difiere ligeramente de la utilizada por López et al. (López et al., 2020b), quienes definieron los valores de *CP* menores que 0.1 como sin riesgo, de 0.1 a 1.0 como riesgo bajo, de 1.1 a 10 como riesgo moderado y valores mayores que 10 como riesgo alto.

En el presente estudio, los valores de *CP* para Cd se mantuvieron por debajo de 1 en todos los sitios, lo que indica un bajo riesgo ambiental. Estos valores son considerablemente más bajos que los reportados por López et al. (2020b), quienes observaron valores de *CP* para Cd que oscilan entre 0 y 149 en el río Marcos. Esta discrepancia puede atribuirse a varios factores, entre ellos mayores niveles de contaminación por descargas de aguas residuales domésticas y reducción del caudal del río reportado en esa región. A pesar de las concentraciones relativamente bajas de Cd y Pb detectadas en la RBBM, el riesgo ecológico potencial no puede descartarse por completo, especialmente considerando la naturaleza tóxica de estos elementos. El análisis de riesgo ecológico, basado en los límites de detección (LD) y de cuantificación (LQ) del método utilizado (GFAAS; Tabla 36), sugiere un riesgo bajo para concentraciones inferiores al LD. Sin embargo, dado que algunas concentraciones de Hg se clasificaron como de riesgo medio a alto según los valores de *CP*, existe

una clara necesidad de identificar posibles fuentes de Hg e implementar un monitoreo regular de la contaminación en áreas específicas de la RBBM para prevenir una mayor contaminación.

Tabla 36. Riesgo ecológico (adimensional) basado en el LD y el LQ del GFAAS.

	LD			LQ		
	<i>CP</i>	<i>Er</i>	<i>RI</i>	<i>CP</i>	<i>Er</i>	<i>RI</i>
Pb	0.05	0.25		0.17	0.85	
Cd	0.002	0.05	5.5	0.01	0.15	17.8
Hg	0.13	5.2		0.42	16.8	

Límite de detección (LD), límite de cuantificación (LQ), coeficiente de riesgo ambiental (*CP*), índice de riesgo ecológico potencial (*Er*), índice de riesgo ecológico acumulado (*RI*).

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (*Er*)

Considerando el factor de respuesta tóxica (*Tr*) de cada elemento y el cociente de riesgo ambiental (*CP*) calculado, el índice de riesgo ecológico potencial (*Er*) asociado al Cd fue inferior a 40, de acuerdo con la mediana de la concentración de Cd en la RBBM (*Er* = 0,44), así como en los sitios S2 y S4. De acuerdo con la clasificación de Hamid et al. (2022), esto indica un riesgo ecológico bajo. Por el contrario, el *Er* calculado para el Hg, utilizando su mediana de concentración en la RBBM fue de 53,3, lo que supera el umbral de 40 e indica un riesgo ecológico moderado.

El valor de *Er* más alto relacionado con Hg se observó en el S2 (*Er* = 132), lo que corresponde a un riesgo ecológico considerable a alto. Este resultado es consistente con el coeficiente de riesgo ambiental (*CP*) calculado para Hg en el mismo sitio. Por el contrario, el *Er* para Hg en el S4 fue inferior a 40, por lo que se clasificó como de bajo riesgo. Es importante señalar que la variabilidad de los enfoques metodológicos y de los índices de riesgo empleados en los distintos estudios dificulta la comparación directa de los resultados. Por ejemplo, López et al. (2020a) realizaron una evaluación de riesgo ecológico en México, pero no calcularon *Er*, no incorporaron el factor de respuesta tóxica de cada elemento ni consideraron los posibles efectos acumulativos de múltiples EPT.

En resumen, si bien el Cd representó un riesgo ecológico consistentemente bajo en todos los sitios muestreados, el Hg presentó un riesgo ecológico de moderado a alto en el sitio S2, lo que subraya la necesidad de medidas específicas de monitoreo y control. Además, otros estudios, como el de Iqbal et al. (2024), han aplicado metodologías alternativas, incluido el uso de unidades de toxicidad

basadas en la sensibilidad de los organismos acuáticos, lo que refuerza la idea de que los resultados deben interpretarse a la luz del marco analítico empleado.

Índice de Riesgo Ecológico Acumulado (*RI*)

Según la clasificación propuesta por Nozari et al. (2023), el *RI* calculado para la RBBM (*RI* 53.74) se encuentra en la categoría de bajo riesgo ecológico acumulado ($RI < 150$) asociado a la exposición a concentraciones de Hg y Cd en aguas superficiales. De manera similar, S2 y S4 también se ubicaron en la categoría de bajo riesgo. Sin embargo, el valor de *RI* para S2 fue de 133.6, cercano al límite superior de la clasificación de bajo riesgo, lo que sugiere que esta ubicación podría estar en transición hacia un riesgo ecológico acumulativo moderado. Este *RI* relativamente elevado en S2 se atribuye principalmente a la mayor concentración de Hg detectada allí, lo que aumentó notablemente tanto el *CP* como el *Er* en ese sitio. Estos hallazgos resaltan la necesidad de un monitoreo continuo, particularmente en áreas como S2, donde la contaminación localizada puede estar contribuyendo de manera desproporcionada al riesgo ecológico general de la reserva.

Evaluación de riesgos para la salud

Se evaluó el riesgo no carcinogénico asociado al Cd y al Hg debido a su asociación documentada con diversos efectos adversos para la salud. No se realizó una evaluación del riesgo carcinogénico, ya que ninguno de los elementos evaluados se clasifica como carcinogénico por vía oral. Sin embargo, es fundamental señalar que el Cd se clasifica como carcinogénico para los humanos por inhalación, mientras que el Pb y el Hg se clasifican como posibles carcinógenos para los humanos (ATSDR, 2012, 2016, 2020, 2022).

Según estudios previos, la presencia de EPT en aguas superficiales puede contribuir a la contaminación de las aguas subterráneas mediante el proceso de infiltración (Lesser et al., 2018). En la RBBM, la prevalencia de suelos arenosos puede facilitar la percolación de estos contaminantes, lo que aumenta el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Las concentraciones de Cd detectadas en aguas superficiales de varias localidades dentro de la RBBM representan un riesgo potencial de exposición para la población local. La necesidad de atención a este hecho se ve reforzada por datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPDa) (CONAGUA, 2023), que indican que parte del agua utilizada para consumo doméstico en la región proviene de fuentes de agua superficial, con un volumen de extracción anual de aproximadamente 876 m³. Además, las fuentes de agua subterránea utilizadas para el mismo fin (que representan una

extracción anual de 4095 m³) también podrían estar en riesgo de contaminación por lixiviación de EPT de cuerpos de agua superficiales (Alao et al., 2023).

Riesgo no cancerígeno (*HQ*)

La mediana de la concentración de Cd en la RBBM sugiere un riesgo potencial no carcinogénico por exposición oral en niños de 0 a 11 meses ($HQ > 1$). Para los demás grupos de edad, los valores de *HQ* (que oscilan entre 0.19 y 0.91) indican un riesgo no carcinogénico no significativo. Sin embargo, el *HQ* para niños de 1 a 3 años ($HQ = 0.91$) se acerca al límite superior de lo considerado no significativo, lo que sugiere que este grupo de edad también puede ser vulnerable a la exposición a Cd a través del agua en la RBBM. En el S2, el Cd representa un riesgo potencial no carcinogénico tanto para niños como para adultos ($HQ > 1$). Los niños de 0 a 11 meses y de 1 a 3 años son los grupos más susceptibles, con valores de *HQ* de 6.09 y 3.28, respectivamente. Por el contrario, en el S3, todos los valores de *HQ* fueron inferiores a 1 en todos los grupos de edad, lo que indica que no existe un riesgo no carcinogénico significativo.

En términos de exposición oral a Hg, el *HQ* calculado a partir de la mediana de la concentración de Hg en el agua de la RBBM indica un riesgo potencial no carcinogénico para todos los grupos de edad ($HQ > 1$). Los niños de 0 a 3 años fueron los más susceptibles, con los valores de *HQ* más altos (rango: 6.94 – 12.87), mientras que las personas de 4 a 60 años presentaron valores más bajos (rango: 1.46 – 3.01). De manera similar, en el S2, todos los grupos de edad presentaron valores de *HQ* superiores a 1. Los niños de 0 a 11 meses y de 1 a 3 años mostraron *HQ* particularmente elevados de 31.88 y 17.19, respectivamente. Los grupos de edad restantes presentaron valores de *HQ* entre 3.1 y 7.46. En el sitio S3, los niños de 0 a 11 meses y de 1 a 3 años también mostraron riesgos potenciales no cancerígenos (rango de *HQ*: 1.82 – 3.38), mientras que el resto de los grupos de edad presentaron valores de *HQ* inferiores a 1, lo que indica que no existe riesgo significativo. Estos resultados se representan en la Figura 40 mediante un gradiente de color del verde al rojo, en el que se indican los valores de *HQ* de menor a mayor.

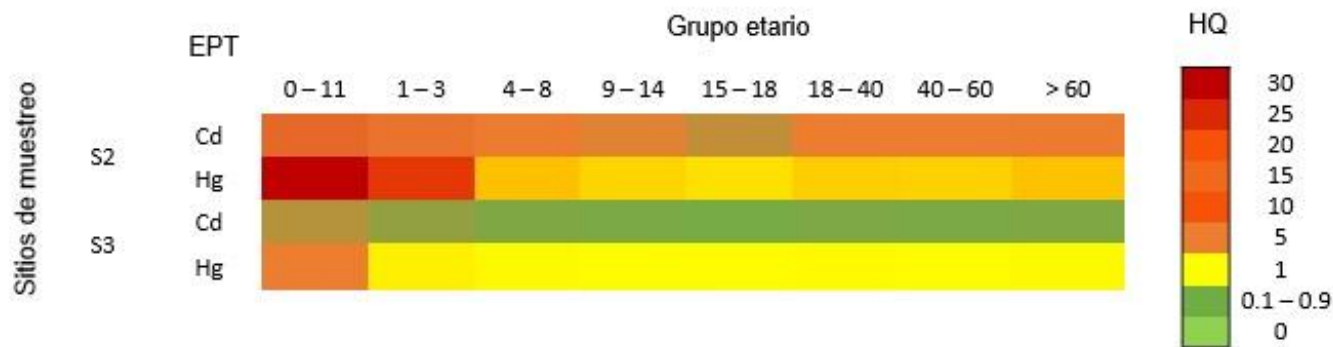


Figura 40. Mapa de calor del nivel de riesgo no carcinogénico (*HQ*) en humanos asociado a la exposición oral a EPT (elementos potencialmente tóxicos) en las aguas superficiales de la RBBM. S2: sitio de muestreo Barrio Nuevo; S3: sitio de muestreo Santa María.

Los valores de *HQ* calculados en función del LD del GFAAS indicaron un riesgo no carcinogénico no significativo por exposición oral a Cd en todos los grupos de edad (rango de *HQ*: 0.02–0.17). De manera similar, los valores de *HQ* calculados en función de LQ también indicaron un riesgo no significativo para la mayoría de los grupos de edad (rango de *HQ*: 0.28–0.57), excepto en los niños de 0 a 3 años, para quienes se observó un potencial riesgo no carcinógeno (rango de *HQ*: 1–20.29). Para el Hg, los valores de *HQ* calculados en el nivel de LD indicaron un riesgo no significativo en la mayoría de los grupos de edad. Sin embargo, los niños de 0 a 11 meses mostraron un potencial de riesgo no carcinogénico (*HQ* = 1.45), incluso a estas bajas concentraciones. Por el contrario, los valores de *HQ* basados en el LQ para la exposición al Hg indicaron un riesgo no carcinogénico no significativo en todos los grupos de edad. Estos resultados sugieren que los riesgos no carcinogénicos asociados a la exposición al Cd en el LD del GFAAS son insignificantes. Sin embargo, los grupos vulnerables, como los niños, aún pueden enfrentar riesgos para la salud derivados del Hg, incluso a concentraciones cercanas al LD. Esto resalta la importancia de la sensibilidad analítica en las evaluaciones de riesgo. Dado que las concentraciones de Cd y Hg en S4, S1 y S5 estuvieron por debajo del LD del GFAAS, se espera un bajo riesgo no cancerígeno en estas ubicaciones. No obstante, para el monitoreo y la evaluación de riesgos futuros de los EPT en la región, se recomienda emplear técnicas más sensibles, como la espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). El ICP-MS puede detectar EPT a niveles de partes por trillón (ppt), lo que proporciona límites de detección más bajos y aumenta la precisión de la estimación de riesgos, particularmente en áreas donde las concentraciones caen por debajo de la capacidad de detección del GFAAS.

Los niños y los adultos mayores se encuentran entre los grupos más vulnerables a la exposición a EPT (Figura 40). El agua contaminada puede representar un riesgo para la salud de los niños menores de 12 meses, además de otras posibles fuentes de EPT (Alao et al., 2023). En México, se estima que hasta el 22.2% de los niños menores de 2 años son alimentados exclusivamente con fórmula láctea desde el nacimiento (González-Castell et al., 2023), lo que genera preocupación sobre el potencial de exposición a agua contaminada en la RBBM. Sharafi et al. (2023) reportaron valores de *HQ* entre 0.06 y 0.12 debido a la exposición a Cd a través de la leche materna en niños de 1 a 12 meses de edad. En comparación, los valores de *HQ* calculados en este estudio para la exposición a Cd a través del agua en el mismo grupo de edad superan el valor más alto informado por Sharafi et al. (2023) en un factor de 50. De manera similar, el *HQ* para la exposición a Hg supera el rango informado en el mismo estudio (*HQ*: 0.26 – 0.50) aproximadamente 63 veces. Estos hallazgos subrayan la necesidad de identificar y controlar las fuentes de contaminación por Cd y Hg en el agua de la RBBM. Asimismo, respaldan la promoción del consumo de agua purificada, especialmente entre las poblaciones vulnerables. Se recomienda implementar campañas de sensibilización y actividades educativas para fomentar en las comunidades locales la adopción de prácticas saludables de consumo de agua y la reducción de la exposición a los EPT. Esto es particularmente importante para los niños pequeños, dados los riesgos potenciales no cancerígenos estimados en el grupo de edad de 0 a 3 años, incluso a concentraciones equivalentes a los límites de detección del GFAAS. Dado que este estudio no permite determinar el riesgo asociado a la exposición a concentraciones de EPT inferiores al LD, las evaluaciones futuras deberían priorizar el uso de métodos analíticos más sensibles y desarrollar intervenciones de salud pública.

Índice de Riesgo No Cancerígeno (*IR*)

El índice de riesgo no cancerígeno (*HI*) se calculó para evaluar el riesgo potencial para la salud asociado a la exposición simultánea a múltiples EPT en el agua, utilizando las concentraciones medianas de Cd y Hg. Los valores de *HI* oscilaron entre 1,64 y 14,56 en todos los grupos de edad (Tabla 36), lo que indica un riesgo potencial no carcinogénico. Entre los sitios de muestreo, se detectó más de un EPT en S2, S3 y S4. El *HI* se calculó específicamente para los sitios S2 y S4, que representan los niveles más altos y bajos de EPT, respectivamente. En S2, los valores de *HI* oscilaron entre 4.3 y 37.97 (Tabla 37), lo que indica un riesgo potencial para la salud de todos los grupos de edad debido a la exposición oral crónica a Cd y Hg a través del agua. Por el contrario, en el sitio SM, los valores de *HI* oscilaron entre 0.62 y 3.96. Aquí, los grupos de edad de 4 a más de 60 años presentaron un riesgo no carcinogénico insignificante debido a la coexposición crónica a Cd y

Hg ($HI < 1$). Sin embargo, los niños de 0 – 11 meses y de 1 – 3 años mostraron un riesgo potencial para la salud asociado a la exposición a EPT ($HI > 1$).

Tabla 37. Índice de riesgo no cancerígeno (HI , adimensional) por exposición oral a Cd y Hg en los sitios de muestreo de la RBBM.

Grupo etario	Edad Años	Mediana en la RBBM	S2	S4
Niños	0 – 11*	14.56	37.9	3.96
	1 - 3	7.85	20.47	2.14
	4 - 8	3.4	8.88	0.93
Adolescentes	9 - 14	2.28	5.95	0.62
	15 - 18	1.65	4.3	0.45
Adultos	18 - 40	2.7	7.03	0.73
	40 - 60	2.5	6.55	0.68
Adultos mayores	>60	3.35	8.73	0.91

*meses

Los valores de HI obtenidos en este estudio difieren de los reportados en investigaciones previas, lo cual es previsible debido a la variabilidad de los valores de HQ utilizados para su cálculo, que, a su vez, dependen de los EPT específicos analizados en cada estudio. Por ejemplo, Iqbal et al. (2024) calcularon el HI con base en los HQ de Cu, Cr, Ni y Pb, mientras que Pérez Castresana et al. (2019) reportaron un $HI < 1$, lo que indica un riesgo acumulativo bajo. En contraste, el presente estudio identificó valores de HI que indican un riesgo potencial para la salud ($HI > 1$) en dos sitios de muestreo, en particular entre niños de 0 a 3 años.

Los valores de HI calculados con el LD del GFAAS (Tabla 38) indicaron un riesgo potencial para los niños de 0 a 11 meses y un riesgo no cancerígeno insignificante debido a la exposición simultánea a Cd y Hg en los grupos de edad de 1 a > 60 años. Estos resultados sugieren que es poco probable que las personas potencialmente expuestas a concentraciones de EPT por debajo de los límites de detección del método analítico experimenten efectos adversos para la salud derivados de la coexposición oral. Sin embargo, cuando el HI se calculó con los valores de LQ del GFAAS, los

resultados también indicaron un riesgo bajo en la mayoría de los grupos de edad, excepto en los niños de 0 a 11 meses y en los niños pequeños de 1 a 3 años, para quienes se identificó un riesgo potencial. Estos hallazgos enfatizan que incluso concentraciones bajas de EPT, cercanas al LQ, pueden representar un riesgo no carcinogénico significativo para las poblaciones vulnerables, en particular para los niños, cuando se exponen simultáneamente a Cd y Hg.

Tabla 38. Índice de riesgo no carcinogénico (*HI*, adimensional) por exposición oral a Cd y Hg basado en el LD y el LQ del método analítico usado (GFAAS).

Grupo etario	Edad (años)	<i>HI</i> de LD	<i>HI</i> de LQ
Niños	0 – 11*	1.62	21.26
	1 - 3	0.88	1.88
	4 - 8	0.38	0.8
Adolescentes	9 - 14	0.25	0.53
	15 - 18	0.18	0.38
Adultos	18 - 40	0.3	0.63
	40-60	0.28	0.59
Adultos mayores	>60	0.37	0.78

Índice de riesgo no cancerígeno (*HI*), límite de detección (LD), límite de cuantificación (LQ), *meses.

Este estudio proporciona información valiosa sobre las concentraciones de EPT en aguas superficiales y sobre los riesgos ecológicos y para la salud humana asociados a la RBBM. No obstante, es necesario reconocer ciertas limitaciones. El tamaño de la muestra fue relativamente limitado ($n = 24$) y el acceso a algunos puntos de muestreo se vio restringido por su ubicación en propiedades privadas, lo que requirió autorización previa de los residentes locales. Estas condiciones limitaron la capacidad de realizar comparaciones estadísticas sólidas entre los puntos de muestreo en cuanto a la contaminación por EPT y los niveles de riesgo asociados. Además, en la evaluación del riesgo para la salud, persiste cierto grado de incertidumbre debido a la falta de consideración de la variabilidad dentro de cada grupo etario, como las diferencias en el metabolismo individual, las condiciones socioeconómicas y las vías de exposición alternativas. A pesar de estas limitaciones, el estudio ofrece una estimación integral del riesgo para la salud al incorporar consideraciones de vulnerabilidad en distintas etapas de la vida. En general, los hallazgos aportan

datos de referencia significativos sobre la contaminación por EPT en la RBBM y subrayan los riesgos potenciales para la salud y el medio ambiente asociados a estos elementos, lo que respalda futuras investigaciones y la toma de decisiones en materia de salud pública.

10.4 Conclusiones

Las aguas superficiales de la RBBM contienen concentraciones detectables de Cd y Hg, probablemente provenientes de actividades antropogénicas como la agricultura intensiva y el desarrollo urbano. Dada la importancia ecológica y la relevancia socioeconómica de la RBBM, es imperativo el monitoreo continuo y la evaluación de riesgos de los elementos potencialmente EPT. Este estudio es el primero en evaluar los riesgos ecológicos y para la salud humana asociados a los EPT en las aguas superficiales de la RBBM. Los resultados indican variabilidad espacial en las concentraciones de EPT en toda la reserva, lo cual puede atribuirse a la diversidad de fuentes de contaminación locales y aguas arriba.

Las concentraciones de Cd y Hg superaron tanto los límites reglamentarios mexicanos aplicables al agua destinada al uso y consumo humano como las normas internacionales. Aunque las concentraciones generales de EPT fueron menores que las reportadas en otras regiones de México y del mundo, el Hg aún representa un riesgo ecológico potencial de bajo a moderado en toda la RBBM y de moderado a alto en Barrio Nuevo (S2). Por el contrario, el índice de riesgo ecológico acumulado (*RI*) indica un riesgo ecológico bajo debido a la exposición simultánea a Cd y Hg en aguas superficiales. Desde la perspectiva de la salud humana, la exposición oral a Cd y Hg representa un riesgo potencial no carcinogénico, particularmente para poblaciones vulnerables como los niños y los adultos mayores. Entre estos grupos, la exposición individual o combinada a Cd y Hg puede representar riesgos para la salud incluso a bajas concentraciones.

Si bien algunos hallazgos son motivo de preocupación, es fundamental señalar que el tamaño relativamente pequeño de la muestra limitó la evaluación actual. Futuros estudios con conjuntos de datos más amplios permitirán realizar comparaciones estadísticas entre sitios y facilitarán una identificación más precisa de las áreas con riesgos ecológicos y de salud elevados. También se recomienda que los futuros esfuerzos de monitoreo incorporen técnicas analíticas más sensibles, como ICP-MS, para detectar EPT a niveles de partes por trillón. Finalmente, se recomienda implementar programas de divulgación dirigidos a la comunidad, con el objetivo de reducir la posible exposición, especialmente entre los niños pequeños, y de promover prácticas seguras de consumo de agua. Las medidas preventivas son esenciales para mitigar los riesgos a largo plazo asociados a la exposición a EPT. Además, los EPT examinados en este estudio representan solo un

subconjunto de las sustancias peligrosas que pueden seguir acumulándose en el medio ambiente con el tiempo.

Como resultado del análisis de riesgo a partir de las concentraciones de EPT determinadas en agua, se publicó el artículo titulado “*Assessment of potentially toxic elements in water from the protected natural area Barranca de Metztitlán, Mexico, and human health and ecological risk analysis*” DOI: <https://doi.org/10.3390/environments12100367>.

11. Conclusiones generales

En la presente investigación se evaluó la presencia, distribución y posible relación entre MP y EPT en matrices bióticas y abióticas de agroecosistemas ubicados en la RBBM. Los resultados obtenidos evidencian la presencia simultánea de ambos contaminantes en el suelo, agua de riego, cultivos y aves, lo que confirma que estos agroecosistemas están expuestos a presiones antrópicas locales y externas con implicaciones potenciales a la salud humana y ecosistémica.

En relación con la identificación de áreas de mayor riesgo, el uso SIG permitió reconocer zonas potencialmente vulnerables a la contaminación por EPT y MP dentro de la RBBM. Sin embargo, la discordancia observada entre el índice de riesgo de contaminación y las concentraciones medidas en campo indica que modelos espaciales pueden considerarse como herramientas preliminares de diagnóstico pero que requieren ser refinados mediante la incorporación de información local más detallada sobre prácticas agrícolas, manejo de residuos, uso de fertilizantes, fuentes urbanas y características hidrológicas y edáficas.

Respecto a la magnitud de contaminación por EPT, el suelo se identificó como el principal reservorio de estos contaminantes en los agroecosistemas estudiados, sin embargo, el análisis de las fracciones biodisponibles mostró que la movilidad, disponibilidad y posible transferencia de los EPT hacia los organismos y cultivos no dependen exclusivamente de su concentración total sino también de las características fisicoquímicas del medio, la fisiología y ecología propia de los organismos entre otras variables. Por lo anterior, los valores totales de EPT no deben emplearse como único indicador de riesgo ambiental, sino que deberían complementarse con análisis de especiación y biodisponibilidad, así como considerar las características fisicoquímicas suelo y agua en evaluaciones futuras.

La detección de Cd y Hg en agua de riego, con concentraciones que en algunos casos superaron los límites permisibles, sugiere la existencia de fuentes de contaminación posiblemente asociadas a actividades agrícolas, urbanas o a aportes externos a la RBBM. Sin embargo, la ausencia generalizada de correlaciones significativas entre las matrices analizadas limita la identificación concluyente de rutas de transferencia y fuentes dominantes. Esto indica que la relación entre EPT presentes en elementos abióticos y bióticos no responde a un patrón lineal simple, sino a procesos ambientales complejos y variables.

En los cultivos destinados al consumo humano, la presencia de EPT en concentraciones superiores a los estándares nacionales e internacionales constituye un resultado relevante para evaluar el riesgo potencial para la salud. La variabilidad observada entre cultivos y sitios de muestreo sugiere que la bioacumulación está modulada por factores fisiológicos, agronómicos y edáficos, lo que resalta la necesidad de considerar tanto el tipo de cultivo como las condiciones locales del agroecosistema al estimar los riesgos para la población consumidora.

El uso de aves como biomonitores de contaminación permitió evaluar la exposición de organismos silvestres a EPT y MP en agroecosistemas de la RBBM. Los resultados confirman su potencial para reflejar la exposición reciente a estos contaminantes, sin embargo, la variabilidad entre especies, dietas y características ecológicas introduce incertidumbre en la interpretación de los datos, lo cual dificulta la generalización de los resultados. Por lo anterior, las aves deben considerarse indicadores biológicos complementarios más que indicadores cuantitativos únicos o directos de la contaminación ambiental.

En cuanto, a los MP, su presencia generalizada de MP en suelo, agua de riego y aves confirma su ubicuidad en los agroecosistemas de la RBBM. La cuantificación y caracterización de estos contaminantes evidenciaron la magnitud de la contaminación por MP en la región. Lo anterior pone de manifiesto la necesidad de estándares regulatorios y del estudio de las interacciones entre los MP y los EPT para evaluar el riesgo ecológico y sanitario asociado a dichos contaminantes. Además, estos resultados evidencian la necesidad de reevaluar las estrategias de conservación en las ANP, con el objetivo de evitar el aumento de las concentraciones de contaminantes en la RBBM.

En cuanto al riesgo ecológico y de salud, los resultados indican que la contaminación por EPT en las matrices bióticas y abióticas representa un riesgo potencial. La presencia de EPT en el agua de riego y en cultivos destinados al consumo humano, así como su detección en aves, evidencia posibles rutas de exposición para la población humana y la biota local. No obstante, la incertidumbre asociada a la biodisponibilidad, variabilidad espacial, diferencias entre matrices y ausencia de relaciones estadísticas significativas, requiere que la interpretación de los riesgos sea precautoria.

La contaminación en los agroecosistemas de la RBBM no puede explicarse mediante un modelo lineal simple de: fuente – transporte – receptor, sino que responde a una dinámica compleja, espacialmente heterogénea y que depende de factores ambientales, biológicos y antrópicos. En este sentido, la presente investigación, cumple con el objetivo de evaluar la relación entre MP y

EPT en elementos bióticos y abióticos al tiempo que evidencia la vulnerabilidad de la RBBM frente a las presiones antropogénicas y la necesidad de fortalecer las estrategias de conservación en las ANP con actividad agrícola.

Finalmente, se recomienda avanzar hacia investigaciones longitudinales, con mayor consideración espacial y temporal, así como hacia el uso de técnicas analíticas más sensibles, que permitan reducir la incertidumbre en la determinación de las concentraciones, en la identificación de rutas de transferencia y en el análisis de los posibles riesgos ecosistémicos y para la salud. Asimismo, se requiere el desarrollo de marcos regulatorios específicos para MP, la revisión de estrategias de manejo y conservación en agroecosistemas dentro de las ANP y la integración de enfoques interdisciplinarios que permitan evaluar de manera más completa los riesgos para la salud humana y ecosistémica.

REFERENCIAS

- Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., & Abidi, N. (2021). Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17–18), 2136–2156. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
- Ackerman, J. T., Hartman, C. A., & Herzog, M. P. (2019). Mercury contamination in resident and migrant songbirds and potential effects on body condition. *Environmental Pollution*, 246, 797–810. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.060>
- Ackerman, J. T., Peterson, S. H., Herzog, M. P., & Yee, J. L. (2024). Methylmercury effects on birds: A review, meta-analysis, and development of toxicity reference values for injury assessment based on tissue residues and diet. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(6), 1195–1241. <https://doi.org/10.1002/etc.5858>
- Adel, F., Burns, K., J., Eitniear, J. C., Rising, J. D. and Sharpe, C. J. (2020). Cinnamon-rumped Seedeater (*Sporophila torqueola*). Birds of the World 1.0. Recuperado Mayo 2025.
- Adhikari, S., Marcelo-Silva, J., Rajakaruna, N., & Siebert, S. J. (2022). Influence of land use and topography on distribution and bioaccumulation of potentially toxic metals in soil and plant leaves: A case study from Sekhukhuneland, South Africa. *Science of the Total Environment*, 806, Article 150659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150659>
- Ai, L., Wei, M., Ma, J., Dai, Y., Zhang, J., Chen, F., Qin Y., Yang, H. (2025). Occurrence patterns and ecological implications of microplastic contamination in citrus orchard soils on karst sloping terrains, South China. *Journal of Hazardous Materials*, 496, 139391. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139391>
- Akanyange, S. N., Lyu, X., Zhao, X., Li, X., Zhang, Y., Crittenden, J. C., Anning C., Chen T., Jiang T., Zhao, H. (2021). Does microplastic really represent a threat? A review of the atmospheric contamination sources and potential impacts. *Science of the Total Environment*, 777, 146020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146020>
- Akdogan, Z., Guven, B., & Kideys, A. E. (2023). Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, 234, 116500. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500>
- Alao, J. O., Abdo, H. G., Ayejoto, D. A., Mohammed, M. A. A., Danladi, E., Saqr, A. M., Almohamad H., Fahad, A. (2023). Evaluation of groundwater contamination and the health risk due to landfills using integrated geophysical methods and physicochemical water analysis. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100523. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100523>
- Alarcón-Ortega, L. C., Ramírez-Álvarez, N., Hernández-Guzmán, F. A., & Lozano-Hernández, E. A. (2025). Potential human consumption risks from microplastics and non-synthetic

-
- microfibers in cultured oysters from a low-human-impact lagoon. *Continental Shelf Research*, 295, 105562. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2025.105562>
- Albert, C., Renedo, M., Bustamante, P., & Fort, J. (2019). Using blood and feathers to investigate large-scale Hg contamination in Arctic seabirds: A review. *Environmental Research*, 177, Article 108588. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108588>
- Ali, H., & Khan, E. (2019). Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs: Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(6), 1353–1376. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>
- Ali-Hassanzadeh, M., Arefinia, N., Ghoreshi, Z.-A.-S., Askarpour, H. and Mashayekhi-Sardoo, H. (2025). The effects of exposure to microplastics on female reproductive health and pregnancy outcomes: A systematic review and meta-analysis. *Reproductive Toxicology*. 135: 108932. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2025.108932>.
- Ali, W., Chen, Y., Shah, M. G., Buriro, R. S., Sun, J., Liu, Z. and Zou, H. (2024). "Ferroptosis: First evidence in premature duck ovary induced by polyvinyl chloride microplastics." *Science of the Total Environment* 933: 173032. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173032>.
- Almerud, P., Zamaratskaia, G., Lindroos, A. K., Bjermo, H., Andersson, E. M., Lundh, T., Ankarberg E. H., Lignell, S. (2021). Cadmium, total mercury, and lead in blood and associations with diet, sociodemographic factors, and smoking in Swedish adolescents. *Environmental Research*, 197, Article 110991. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110991>
- Álvarez-Lopezello, J., Robles, C., & del Castillo, R. F. (2021). Microplastic pollution in neotropical rainforest, savanna, pine plantations, and pasture soils in lowland areas of Oaxaca, Mexico: Preliminary results. *Ecological Indicators*, 121, Article 107084. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107084>
- Amrate, S., Akretche, D. E., Innocent, C., & Seta, P. (2005). Removal of Pb from a calcareous soil during EDTA-enhanced electrokinetic extraction. *Science of the Total Environment*, 349(1–3), 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.018>
- Anderson, P. J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J. K., Hanson, M. L., & Rennie, M. D. (2017). Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, 225, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>
- Andersson, A. (1977). Some aspects on the significance of heavy metals in sewage sludge and related products used as fertilizers. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 7(1), 1–5.
- Arisekar, U., Shakila, R. J., Shalini, R., Jeyasekaran, G., Keerthana, M., Arumugam, N., & Perumal, K. (2022). Distribution and ecological risk assessment of heavy metals using

-
- geochemical normalization factors in aquatic sediments. *Chemosphere*, 294, Article 133708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133708>
- Armienta, M. A., Beltrán, M., Martínez, S., & Labastida, I. (2020). Heavy metal assimilation in maize (*Zea mays* L.) plants growing near mine tailings. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(8), 2361–2375. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00424-1>
- Arredondo-Navarro, A., Cunill-Flores, J. M., Forsythe, K., Scott, J., Martínez-Tavera, E., Flores-Cervantes, D. X., & González-Estrella, J. (2025). Spatiotemporal assessment of microplastic incidence in the Atoyac basin: A key watershed in Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(9), Article 1039. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14459-8>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012). *Toxicological profile for cadmium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2016). *Addendum to the toxicological profile for arsenic*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/Arsenic_addendum.pdf
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2019). *Introducción a la toxicología: Curso de toxicología para las comunidades*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. https://www.atsdr.cdc.gov/es/training/toxicology_curriculum/modules/1/es_lecturenotes.html
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2020). *Toxicological profile for lead*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2022). *Toxicological profile for mercury*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2023). *Exposure dose guidance for water ingestion*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/resources/ATSDR-EDG-Drinking-Water-Ingestion-508.pdf>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Badry, A., Krone, O., Jaspers, V. L. B., Mateo, R., García-Fernández, A., Leivits, M., & Shore, R. F. (2020). Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators:

-
- Identification of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 731, Article 139198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139198>
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders: Strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Baklan, D., Bilousova, A., & Myronyuk, O. (2024). UV aging of styrene-acrylic polymer SiO₂ and TiO₂ composites. *Materials Today Communications*, 38, Article 107990. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2023.107990>
- Ballabio, C., Jones, A., & Panagos, P. (2024). Cadmium in topsoils of the European Union: An analysis based on LUCAS topsoil database. *Science of the Total Environment*, 912, Article 168710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168710>
- Bäuerlein, P. S., Hofman-Caris, R. C. H. M., Pieke, E. N., & ter Laak, T. L. (2022). Fate of microplastics in drinking water production. *Water Research*, 221, Article 118790. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118790>
- Belzagui, F., Gutiérrez-Bouzán, C., Álvarez-Sánchez, A., & Vilaseca, M. (2020). Textile microfibers reaching aquatic environments: A new estimation approach. *Environmental Pollution*, 265, Article 114889. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114889>
- Bharara, M. S., & Atwood, D. A. (2011). Lead: Inorganic chemistry. En *Encyclopedia of inorganic and bioinorganic chemistry*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781119951438.eibc0124>
- Bianchini, K., Mallory, M. L., Braune, B. M., Muir, D. C. G. and Provencher, J. F. (2021). Why do we monitor? Using seabird eggs to track trends in Arctic environmental contamination. *Environmental Reviews* 30(2): 245-267. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0078>.
- Bjerregaard, P., Andersen, C. B. I., & Andersen, O. (2022). Ecotoxicology of metals—Sources, transport, and effects on the ecosystem. In G. F. Nordberg & M. Costa (Eds.), *Handbook on the toxicology of metals* (5th ed., pp. 593–627). Academic Press.
- Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Borges-Ramírez, M. M., Escalona-Segura, G., Huerta-Lwanga, E., Íñigo-Elías, E., & Rendón-von Osten, J. (2021). Organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, metals and metalloids in microplastics found in regurgitated pellets of black vulture from Campeche, Mexico. *Science of the Total Environment*, 801, Article 149674. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149674>

-
- Brázová, T., Šalamún, P., Miklisová, D., Šestínová, O., Findoráková, L., Hanzelová, V., & Oros, M. (2021). Transfer of heavy metals through three components: Sediments, plants and fish in the area with previous mining activity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(3), 485–492. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03114-w>
- Briseño-Bugarín, J., Araujo-Padilla, X., Escot-Espinoza, V. M., Cardoso-Ortiz, J., Flores de la Torre, J. A., & López-Luna, A. (2024). Lead (Pb) pollution in soil: A systematic review and meta-analysis of contamination grade and health risk in Mexico. *Environments*, 11(3), Article 43. <https://doi.org/10.3390/environments11030043>
- Burger, J., & Gochfeld, M. (1995). Biomonitoring of heavy metals in the Pacific Basin using avian feathers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(7), 1233–1239. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140716>
- Calva B., L. G., Díaz-González, G., Botello, A. V., Ponce-Vélez, G., Salgado-Ugarte, I. H., & Fernández-Bringas, L. M. (2008). Organochlorine pesticides in lacustrine sediments and tilapias of Metztitlan, Hidalgo, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1381–1390.
- Kaynar Ç.S., Kaynar, U. H., Sevinç, O. S., & Hiçsönmez, U. (2018). Studying of ^{210}Po and ^{210}Pb deposition in some lichen species in Manisa, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101(4), 494–500. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2421-6>
- Carlin, J., Craig, C., Little, S., Donnelly, M., Fox, D., Zhai, L. and Walters, L. (2020). Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution* 264, 114633. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114633>
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., & Oliveira, P. A. (2015). Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 295–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.016>
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L., Jr. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240–1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Castillo-Guerrero, J. A., González-Medina, E., Piña-Ortiz, A., Betancourt-Lozano, M., García-Hernández, J., Hernández-Vázquez, S., & Fernández, G. (2025). Interactions between contaminants and the trophic ecology of two seabirds in a coastal lagoon of the Gulf of California. *Ecotoxicology*, 34(4), 522–538. <https://doi.org/10.1007/s10646-025-02853-4>
- Centers for Disease Control and Prevention. (2000). *2 a 20 años: Niños. Percentiles de estatura por edad y peso por edad*. Centro Nacional para la Prevención de Enfermedades Crónicas y Promoción de Salud. <https://www.cdc.gov/growthcharts/data/spanishpdf97/co061029.pdf>

-
- Chandran, I., Jebedass, P., & Veerasingam, S. (2025). Laser direct infrared spectroscopy: A cutting-edge approach to microplastic detection in environmental samples. *Talanta*, 284, 127284. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2024.127284>
- Chang, J., Fang, W., Liang, J., Zhang, P., Zhang, G., Zhang, H., & Wang, Q. (2022). A critical review on interaction of microplastics with organic contaminants in soil and their ecological risks on soil organisms. *Chemosphere*, 306, 135573. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135573>
- Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., & Boumezzough, A. (2019). Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 18(4), 429–436. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
- Charvalas, G., Molla, A., Lolos, A., Skoufogianni, E., Papadopoulos, S., Chatzikirou, E., Tsirogiannis, I. L., & Christopoulou, O. (2025). Evaluation of potential toxic elements in soils from three urban areas surrounding a steel industrial zone. *Toxics*, 13(5), 351. <https://doi.org/10.3390/toxics13050351>
- Chen, Y., Jin, H., Ali, W., Zhuang, T., Sun, J., Wang, T., Song, J., Ma, Y., Yuan, Y., Bian, J., Liu, Z. and Zou, H. (2024). Co-exposure of polyvinyl chloride microplastics with cadmium promotes nonalcoholic fatty liver disease in female ducks through oxidative stress and glycolipid accumulation. *Poultry Science* 103(11): 104152. <https://doi.org/10.1016/j.psj.2024.104152>.
- Cheng, Y.-L., Zhang, R., Tisinger, L., Cali, S., Yu, Z., Chen, H. Y., & Li, A. (2022). Characterization of microplastics in sediment using stereomicroscopy and laser direct infrared (LDIR) spectroscopy. *Gondwana Research*, 108, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.10.002>
- Chiatante, G., Pellitteri-Rosa, D., Torretta, E., Nonnis Marzano, F., & Meriggi, A. (2021). Indicators of biodiversity in an intensively cultivated and heavily human-modified landscape. *Ecological Indicators*, 130, 108060. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108060>
- Chiprés, J. A., de la Calleja, A., Tellez, J. I., Jiménez, F., Cruz, C., Guerrero, E. G., Castro-Larragoitia, J., Monroy, M. G., & Salinas, J. C. (2009). Geochemistry of soils along a transect from Central Mexico to the Pacific Coast: A pilot study for continental-scale geochemical mapping. *Applied Geochemistry*, 24(8), 1416–1428. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.04.012>
- Clean Water Team. (2004). Electrical conductivity/salinity fact sheet (FS3.1.3.0(EC)). In The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment (Version 2.0). Division of Water Quality, California State Water Resources Control Board. https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130en.pdf

-
- Collin, M. S., Venkatraman, S. K., Vijayakumar, N., Kanimozhi, V., Arbaaz, S. M., Stacey, R. G. S., Anusha, J., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100094. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2003). *Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán*. Gobierno de México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2017). *Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán: Espacios que dan vida*. Gobierno de México. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/271915/Metztitlan_web.pdf
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2021). *Áreas naturales protegidas*. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conanp/documentos/areas-naturales-protegidas-278226>
- Comisión Nacional del Agua. (2023). *Títulos y permisos de aguas nacionales y sus bienes inherentes (REPDA)*. Gobierno de México. <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>
- Conde-Raposo, E., Azcárate, F. M., López-Angulo, J., Jiménez-López, F. J., Pescador, D. S., Calvo-Donate, V., Rojo-Valencia M., Navas-Golmar Nínive, Escudero A., García-Cervigón, A. I. (2026). The value of old pine plantations in ants' conservation in the Mediterranean: A comparison with well-conserved forests. *Forest Ecology and Management*, 606, 123556. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2026.123556>
- Conti, I., Simioni, C., Varano, G., Brenna, C., Costanzi, E., & Neri, L. M. (2021). Legislation to limit environmental plastic and microplastic pollution and its influence on human exposure. *Environmental Pollution*, 288, 117708. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117708>
- Corradini, F., Casado, F., Leiva, V., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2021). Microplastics occurrence and frequency in soils under different land uses on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 752, 141917. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141917>
- Cruz-Salas, A. A., Alvarez-Zeferino, J. C., Tapia-Fuentes, J., Lobato-Rocha, S. L., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benítez, S., & Cruz-Sotelo, S. E. (2023). Presence of microplastics in the Vaquita Marina Protection Zone in Baja California, Mexico. *Microplastics*, 2(4), 422–436. <https://doi.org/10.3390/microplastics2040031>
- Cui, J., Tian, H., Qi, Y., Hu, X., Li, S., Zhang, W., ... Abolfathi, S. (2024). Impact of microplastic residues from polyurethane films on crop growth: Unraveling insights through transcriptomics and metabolomics analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 283, 116826. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116826>
- de Souza, S. S., Freitas, Í. N., Gonçalves, S. de O., Luz, T. M. da, Araújo, A. P. da C., Rajagopal, R., Balasubramani G., Rahman Md. M., & Malafaia, G. (2022). Toxicity induced via ingestion of naturally aged polystyrene microplastics by a small-sized terrestrial bird and

-
- its potential role as vectors for the dispersion of these pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, 434, 128814. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128814>
- Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., & Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental Pollution*, 258, 113658. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658>
- Deoniziak, K., Cichowska, A., Niedźwiecki, S., & Pol, W. (2022). Thrushes (Aves: Passeriformes) as indicators of microplastic pollution in terrestrial environments. *Science of the Total Environment*, 853, 158621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158621>
- Deshmukh, D., Kulkarni, H., Srivats, D. S., Bhanushali, S., & More, A. P. (2024). Recycling of acrylonitrile butadiene styrene (ABS): A review. *Polymer Bulletin*, 81(13), 1–38. <https://doi.org/10.1007/s00289-024-05269-y>
- Dotaniya, M. L., Dotaniya, C. K., Solanki, P., Meena, V. D., & Dotaniya, R. K. (2020). Lead contamination and its dynamics in the soil–plant system. En D. K. Gupta, S. Chatterjee, & C. Walther (Eds.), *Lead in plants and the environment* (pp. 83–98). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_5
- Du, C., Liang, H., Li, Z., & Gong, J. (2020). Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding City, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3), 845. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030845>
- Eboigbe, E. O., Veerasamy, N., Odukoya, A. M., Anene, N. C., Sonke, J. E., Sagisaka Méndez, S., & McLagan, D. S. (2025). Mercury contamination in staple crops impacted by artisanal and small-scale gold mining (ASGM): Stable Hg isotopes demonstrate dominance of atmospheric uptake pathway for Hg in crops. *Biogeosciences*, 22(20), 5591–5605. <https://doi.org/10.5194/bg-22-5591-2025>
- Edo, C., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2022). Microplastics identification and quantification in the composted organic fraction of municipal solid waste. *Science of the Total Environment*, 813, 151902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151902>
- Erdem, H., Gence, C. Ç., Öztürk, M., Buhan, E., Kholikulov, S. T., & Kaya, Y. (2025). Microplastics in soil increase cadmium toxicity: Implications for plant growth and nutrient imbalance. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236(9), 575. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08222-5>
- Espinosa, E., Armienta, M. A., Cruz, O., Aguayo, A., & Cenicerros, N. (2009). Geochemical distribution of arsenic, cadmium, lead and zinc in river sediments affected by tailings in Zimapán, a historical polymetallic mining zone of Mexico. *Environmental Geology*, 58(7), 1467–1477. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1649-6>
- European Chemicals Agency. (2019). *Annex XV restriction report: Proposal for a restriction*. European Chemicals Agency.

-
- Ezenwaji, N., Felix, A. A., Ijem, N. I., Aniede, D., & Ndefo, C. (2022). Factors that influence the toxicity levels of metals in water and soils: A case study of Lake Nike, Enugu, Nigeria. *Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00848-5>
- Fang, Q., Niu, S., & Yu, J. (2021). Characterising microplastic pollution in sediments from urban water systems using the diversity index. *Journal of Cleaner Production*, 318, 128537. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128537>
- Fazlieva, A. S., Karimov, D. O., Daukaev, R. A., Kurilov, M. V., Ziatdinova, M. M., Valova, Y. V., Afonkina, S. R., & Zelenkovskaya, E. E. (2021). Accumulation of cadmium in organs of experimental animals and its effect on the content of essential elements in chronic intoxication. *Hygiene and Sanitation*, 100(11), 1303–1309. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-11-1303-1309>
- Feng, S., Lu, H., & Liu, Y. (2021). The occurrence of microplastics in farmland and grassland soils in the Qinghai-Tibet Plateau: Different land use and mulching time in facility agriculture. *Environmental Pollution*, 279, 116939. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116939>
- Ferreira-Hermosillo, A., Roy García, I. A., Rivas-Ruiz, R., Palacios-Butchard, J., Mercado, M., & Talavera, J. (2020). Progresión de talla y peso en niños y niñas entre 6 y 12 años y su diferencia con las tablas de Ramos Galván 40 años después. *Gaceta Médica de México*, 156. <https://doi.org/10.24875/GMM.19005463>
- Flood, N. J., J.D., R. and T., B. (2020). Audubon's Oriole (*Icterus graduacauda*). *Birds of the World* 1.0. Recuperado Mayo 2025.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations & World Health Organization. (2019). *General standard for contaminants and toxins in food and feed*. Codex Alimentarius International Food Standards. <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2023). *Estimaciones de caudal de agua*. FAO Training, 2, 4.
- Fritsch, C., Coeurdassier, M., Faivre, B., Baurand, P.-E., Giraudoux, P., van den Brink, N. W., & Scheifler, R. (2012). Influence of landscape composition and diversity on contaminant flux in terrestrial food webs: A case study of trace metal transfer to European blackbirds *Turdus merula*. *Science of the Total Environment*, 432, 275–287. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.004>
- Gamberg, M., Braune, B., Davey, E., Elkin, B., Hoekstra, P. F., Kennedy, D., & Zeeb, B. (2005). Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, 351–352, 148–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.10.032>

-
- Gao, T., Jiang, Y., Han, Y., & Wāng, Y. (2026). Intestinal microplastic debris, flora dysbiosis, and insidious combined hazards across diverse aquatic and terrestrial organisms. *Journal of Advanced Research*, 82, 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2025.06.074>
- García, I., & Dorronsoro, C. (2000). *Contaminación del suelo*. Edafología y Química Agrícola.
- García, L., Soto, M. S., Jara, M. E., & Gómez, A. (2004). Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(4), 159–167.
- García-Fernández, A. J., Espín, S., Gómez-Ramírez, P., Martínez-López, E., & Navas, I. (2020). Wildlife sentinels for human and environmental health hazards in ecotoxicological risk assessment. In K. Roy (Ed.), *Ecotoxicological QSARs* (pp. 77–94). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-0150-1_4
- García-Fernández, A. J., María-Mojica, P., & Navas, I. (2024). Ecotoxicology, avian. In P. Wexler (Ed.), *Encyclopedia of toxicology* (4th ed., pp. 31–43). Academic Press.
- Gavrilescu, M. (2008). Behaviour of persistent pollutants and risks associated with their presence in the environment: Integrated studies. *Environmental Engineering and Management Journal*, 8. <https://doi.org/10.30638/eemj.2009.221>
- Gaytán-Oyarzún, J. C., Pulido-Flores, G., Cabrera-Cruz, R., & López-Herrera, M. (2018). Potencial de riesgo asociado al uso de pesticidas organoclorados en la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, Hidalgo. *Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 6(2), 63–71. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v6i2.Especial.258>
- Genies, L., Laurent, C., Ouvrard, S., Dumat, C., Marot, F., Hulot, C., & Bidar, G. (2025). An international literature-based dataset on metallic trace element contamination in kitchen garden plants. *Scientific Data*, 12(1), 738. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-05085-7>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & 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>
- Giese, J. C. and Hall, J. D. (2024). Green Jay (*Cyanocorax yncas*). *Birds of the World 2.0*. Recuperado Mayo 2025.
- Giese, J. C., Hogan, K. M. and Mathewson, H. A. (2020). White-tipped Dove (*Leptotila verreauxi*). *Birds of the World 1.0*. Recuperado Mayo 2025.
- Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., & Martín-Lara, M. A. (2019). The potential of microplastics as carriers of metals. *Environmental Pollution*, 255, 113363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363>
- González-Castell, L. D., Unar-Munguía, M., Bonvecchio-Arenas, A., Ramírez-Silva, I., & Lozada-Tequeanes, A. L. (2023). Prácticas de lactancia materna y alimentación complementaria en

-
- menores de dos años de edad en México. *Salud Pública de México*, 65, s204–s210. <https://doi.org/10.21149/14805>
- González-Gómez, X., Simal-Gándara, J., Fidalgo Álvarez, L. E., López-Beceiro, A. M., Pérez-López, M., & Martínez-Carballo, E. (2020). Non-invasive biomonitoring of organic pollutants using feather samples in feral pigeons (*Columba livia domestica*). *Environmental Pollution*, 267, 115672. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115672>
- González-Romero, A., Rico, P. E., Alastuey, A., Moreno, N., Querol, X., & Córdoba Sola, P. (2025). Spatial variability of metal pollution in sands and sandy soils of playgrounds and parks in the Barcelona metropolitan area: Assessing the impact of urban and industrial activities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 18(6), 1713–1727. <https://doi.org/10.1007/s11869-025-01726-3>
- González-Salazar, I. G., López-Herrera, M., Monks, S., & Pulido-Flores, G. (2015). *Metales pesados en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán*. DigitalCommons@University of Nebraska-Lincoln.
- Government of Canada. (2018). *Environmental monitoring and research*. https://science.gc.ca/eic/site/063.nsf/eng/h_D1A0F3B6.html
- Government of Canada. (2022). *Northern Contaminants Program*. https://science.gc.ca/eic/site/063.nsf/eng/h_7A463DBA.html
- Grace, J., Duran, E., Ann Ottinger, M. and Maness, T. (2024). Sublethal effects of early-life exposure to common and emerging contaminants in birds. *Current research in toxicology* 7: 100190. <https://doi.org/10.1016/j.crtox.2024.100190>.
- Granados-Sánchez, R. R., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2024). Microplastic pollution and associated trace metals in freshwater ecosystems within protected natural areas: The case of a biosphere reserve in Mexico. *Frontiers in Environmental Science*, 12.
- Guédron, S., Duwig, C., Prado, B., Point, D., Flores, M., & Siebe, C. (2014). (Methyl)mercury, arsenic, and lead contamination of the world's largest wastewater irrigation system: The Mezquital Valley (Hidalgo State—Mexico). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 2045. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2045-3>
- Gündoğdu, S., & Avcıoğlu, S. (2026). Illicit discharges, global waste trade, and microplastic contamination in irrigation canals: Evidence from Adana, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 198(4), 379. <https://doi.org/10.1007/s10661-026-15263-8>
- Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., & Wong, M.-H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>

-
- Gupta, E., Yadav, S., Gupta, P., Mishra, V. K., Patel, A., Saha, M., & Srivastava, P. K. (2025). Diversity analysis and risk assessment of microplastics in terrestrial soil across different landuses of northern India. *Gondwana Research*, 148, 293–311. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2025.07.025>
- Gupta, N., Kumar, V., Yadav, K. K., Cabral Pinto, M., Prasad, S., Jeon, B.-H., & Abdellattif, M. (2022). Investigation of heavy metal accumulation in vegetables and health risk to humans from their consumption in Jhansi, India. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.791052>
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., Krishnan, S., Kumar, S., Nejad, Z., & Khan, M. A. (2021). Evaluating heavy metals contamination in soil and vegetables in the region of North India: Levels, transfer and potential human health risk analysis. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103563>
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., Kumar, S., Chadd, R. P., & Kumar, A. (2019). Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration: A review. *Science of the Total Environment*, 651, 2927–2942. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.047>
- Gutiérrez-Ruiz, M., Parrot, J.-F., Ramírez-Núñez, C., Pérez-Manzanera, L., Amaro-Ramírez, D., & Jardines-Mendoza, L. (2021). Tridimensional spatial distribution of manganese in a river impacted by metallurgical activity and mining. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(3), 3494–3505. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10727-x>
- Guzmán-Velasco, A., Ramírez-Cruz, J. I., Ruiz-Aymá, G., Rodríguez-Sánchez, I. P., Garza-Ocañas, L., Treviño-Alvarado, V. M., ... Olalla-Kerstupp, A. (2021). Great-tailed grackles (*Quiscalus mexicanus*) as biomonitors of atmospheric heavy metal pollution in urban areas of Monterrey, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(6), 983–988. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03250-3>
- Haddadi, Y., Chahlaoui, A., Taouraout, A., & Belkhiri, A. (2025). Assessing blood metal levels in house sparrows (*Passer domesticus*) across urban and rural habitats in Meknes. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(8), 4707–4717. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-35997-1>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hamed, M., El-Sherif, D. M., Iheanacho, S. C., Hasan, A. K. M. M., Niaz, K., & Khaled, M. A. (2026). Microplastics in food chains: Global evidence, bioaccumulation, spatial distribution and health risks. *Food Control*, 182, 111836. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2025.111836>

-
- Hamid, E., Payandeh, K., Karimi Nezhad, M. T., & Saadati, N. (2022). Potential ecological risk assessment of heavy metals (trace elements) in coastal soils of southwest Iran. *Frontiers in Public Health*, 10. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.889130>
- Han, X., Lu, X., & Vogt, R. D. (2019). An optimized density-based approach for extracting microplastics from soil and sediment samples. *Environmental Pollution*, 254, 113009. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113009>
- Hanna, B. G., & García, A. J. (2008). Air pollution and unleaded gasoline in Mexico City. *Economics Bulletin*, 18, 1–13. https://www.researchgate.net/publication/4885532_Air_pollution_and_unleaded_gasoline_in_Mexico_City
- Hatchwell, B. J., & Christie, D. A. (2020). Alpine accentor (*Prunella collaris*) (Version 1.0). In *Birds of the World*. <https://doi.org/10.2173/bow.alpacc1.01>
- Heim, W., Holtmannspötter, C., Heim, R. J., Meinken, M., Niemann, N., Temme, L., ... Gabel, F. (2025). High microplastic pollution in birds of urban waterbodies revealed by non-invasively collected faecal samples. *Science of the Total Environment*, 975, 179306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179306>
- Helsel, D. R. (2011). Correlation. In *Statistics for censored environmental data using Minitab® and R* (pp. 218–235). John Wiley & Sons.
- Hernández-Mena, L., Panduro-Rivera, M. G., Díaz-Torres, J. D., Ojeda-Castillo, V., Real-Olvera, J. D., López-Cervantes, M., Pacheco-Domínguez R. L., Morton-Bermea O., Santacruz-Benítez R., Vallejo-Rodríguez R., Osuna-Laveaga D. R., Bandala E. R. & Flores-Payán, V. (2021). GIS, multivariate statistics analysis and health risk assessment of water supply quality for human use in central Mexico. *Water*, 13(16), 2196. <https://doi.org/10.3390/w13162196>
- Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C. A., Clark, A., Prendergast-Miller, M. T., & Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag-derived microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4714–4721. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635>
- Hollamby, S., Afema-Azikuru, J., Waigo, S., Cameron, K., Rae Gandolf, A., Norris, A., & Sikarskie, J. G. (2006). Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1–3), 13–20. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-0770-9>
- Hornung, R. W., Lanphear, B. P., & Dietrich, K. N. (2009). Age of greatest susceptibility to childhood lead exposure: A new statistical approach. *Environmental Health Perspectives*, 117(8), 1309–1312. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800426>

-
- Hou, L., Wang, D., Yin, K., Zhang, Y., Lu, H., Guo, T., Li, J., Zhao, H. and Xing, M. (2022). Polystyrene microplastics induce apoptosis in chicken testis via crosstalk between NF- κ B and Nrf2 pathways. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part - C: Toxicology and Pharmacology* 262: 109444. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109444>.
- Huang, M., Zhou, S., Sun, B., & Zhao, Q. (2008). Heavy metals in wheat grain: Assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan, China. *Science of the Total Environment*, 405, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.004>
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>
- Huerta L. E., Mendoza V. J., Ku Q. V., de los Angeles C. J., Sánchez del C. L., Chi C., Escalona S. G., Gertsen H., Sálanki T., van der Ploeg M., Koelmans A. A. & Geissen, V. (2017). Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports*, 7(1), 14071. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *2020 Population and Housing Census*. <https://en.www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Esperanza de vida*. Cuéntame de México. <https://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/esperanza.aspx?tema=P>
- Iqbal, F., Ayub, Q., Wilson, R., Song, B. K., Talei, A., Yeong, K. Y., Aditya H. A., Fahim M. & Rahman, S. (2021). Monitoring of heavy metal pollution in urban and rural environments across Pakistan using house crows (*Corvus splendens*) as bioindicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08966-7>
- Iqbal, H. H., Siddique, A., Qadir, A., Ahmad, S. R., Liess, M., & Shahid, N. (2024). Human health and ecology at risk: A case study of metal pollution in Lahore, Pakistan. *Environmental Sciences Europe*, 36(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00824-2>
- Islam, M. A., Hossain, M. B., Hossain, M. E., Gazi, M. Y., Saha, B., & Uddin, M. M. (2025). Microplastics in agricultural soils: Evidence from an industrial suburb of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 20, 100928. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100928>
- Janiga, M., & Haas, M. (2019). Alpine accentors as monitors of atmospheric long-range lead and mercury pollution in alpine environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), 2445–2454. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3742-z>
- Jia, W., Karapetrova, A., Zhang, M., Xu, L., Li, K., Huang, M., & Huang, Y. (2022). Automated identification and quantification of invisible microplastics in agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 844, 156853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156853>

-
- Jiang, X., Yang, Y., Wang, Q., Liu, N., & Li, M. (2022). Seasonal variations and feedback from microplastics and cadmium on soil organisms in agricultural fields. *Environment International*, 161, 107096. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107096>
- Jingyi, L., Huihui, L., & Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362-374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Johansen, J. L., Magid, J., Vestergård, M., & Palmqvist, A. (2024). Extent and effects of microplastic pollution in soil with focus on recycling of sewage sludge and composted household waste and experiences from the long-term field experiment CRUCIAL. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 171, 117474. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117474>
- Junhao, C., Xining, Z., Xiaodong, G., Li, Z., Qi, H., & Siddique, K. H. M. (2021). Extraction and identification methods of microplastics and nanoplastics in agricultural soil: A review. *Journal of Environmental Management*, 294. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112997>
- Kar, I., & Patra, A. K. (2021). Tissue bioaccumulation and toxicopathological effects of cadmium and its dietary amelioration in poultry: A review. *Biological Trace Element Research*, 199(10), 3846–3868. <https://doi.org/10.1007/s12011-020-02503-2>
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A. K., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., . . . Pathak, H. (2020). Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health. *Science of the Total Environment*, 699, 134330-134330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>
- Kaynar Ç.S., Kaynar, U. H., Sevinç, O. S., & Hiçsönmez, U. (2018). Studying of ^{210}Po and ^{210}Pb deposition in some lichen species in Manisa, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101(4), 494–500. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2421-6>
- Kim, M., Park, K., Park, J. Y., & Kwak, I.-S. (2013). Heavy metal contamination and metallothionein mRNA in blood and feathers of black-tailed gulls (*Larus crassirostris*) from South Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3), 2221–2230. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2703-0>
- Kinuthia, G. K., Ngure, V., Beti, D., Lugalia, R., Wangila, A., & Kamau, L. (2020). Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi, Kenya: Community health implication. *Scientific Reports*, 10(1), 8434. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65359-5>
- Klemeš, J. J., Fan, Y. V., Tan, R. R., & Jiang, P. (2020). Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127, 109883. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109883>

-
- Klemmensen, N. D. R., Sobrino Blanco, M., & Vollertsen, J. (2024). Assessing microplastic contamination in Icelandic soils: Insights from remote, agricultural, and urban environments. *Science of the Total Environment*, 955, 177215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177215>
- Knutsen, C. J., & Varian-Ramos, C. W. (2020). Explaining variation in Colorado songbird blood mercury using migratory behavior, foraging guild, and diet. *Ecotoxicology*, 29(8), 1268–1280. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02141-y>
- Kumar, M., Chen, H., Sarsaiya, S., Qin, S., Liu, H., Awasthi, M. K., Kumar S., Singh L., Zhang Z., Bolan N. S., Pandey A., Varjani S. & Taherzadeh, M. J. (2021). Current research trends on micro- and nano-plastics as an emerging threat to the global environment: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124967. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124967>
- Kumar, N., Chandan, N. K., Bhushan, S., Singh, D. K., & Kumar, S. (2023). Health risk assessment and metal contamination in fish, water and soil sediments in the East Kolkata Wetlands, India, Ramsar site. *Scientific Reports*, 13(1), 1546. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28801-y>
- Lai, B., Zhou, Y., & Yang, P. (2013). Treatment of wastewater from acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) resin manufacturing by biological activated carbon (BAC). *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 88(3), 474–482. <https://doi.org/10.1002/jctb.3856>
- Lebepe, J., Buthelezi, N. M. D., & Manganyi, M. C. (2025). Invisible travellers: A mini review on the presence and ecological implications of microplastics in remote areas. *Frontiers in Environmental Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1716067>
- Lebov, J., Grieger, K., Womack, D., Zaccaro, D., Whitehead, N., Kowalczyk, B., & MacDonald, P. D. M. (2017). A framework for One Health research. *One Health*, 3, 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2017.03.004>
- Lessa-Belone, M. C., Yli-Rantala, E., Sarlin, E., & Kokko, M. (2025). Microplastics in an anaerobic digester treating sewage sludge: Occurrence and factors affecting their identification with Raman spectroscopy. *Journal of Hazardous Materials*, 491, 138015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138015>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Li, J. X., Yang, X. E., He, Z. L., Jilani, G., Sun, C. Y., & Chen, S. M. (2007). Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants. *Geoderma*, 141(3–4), 174–180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.006>

-
- Li, J., Yin, K., Hou, L., Zhang, Y., Lu, H., Ma, C., & Xing, M. (2023). Polystyrene microplastics mediate inflammatory responses in the chicken thymus by the Nrf2/NF- κ B pathway and trigger autophagy and apoptosis. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 100, 104136. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104136>
- Li, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, S., Gao, T., Wang, Z., & Sajjad, W. (2024). Characteristics of microplastics and their abundance impacts on microbial structure and function in agricultural soils of remote areas in west China. *Environmental Pollution*, 360, 124630. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124630>
- Liang, J., Chen, X., Zha, S., Chen, X., Yu, Y., Duan, X., & Liang, Y. (2023). Distribution and characteristics of microplastics in agricultural soils around Gehu Lake, China. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(8), 517. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06546-8>
- Lin, W.-H., Wang, H.-Y., Kuo, J., & Lo, S.-L. (2023). Adsorption and desorption characteristics of heavy metals onto conventional and biodegradable plastics. *Chemosphere*, 333, 138920. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138920>
- Liro, M., Zielonka, A., & van Emmerik, T. H. M. (2023). Macroplastic fragmentation in rivers. *Environment International*, 180, 108186. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108186>
- Liu, B., Zhao, S., Qiu, T., Cui, Q., Yang, Y., Li, L., ... Fang, L. (2024). Interaction of microplastics with heavy metals in soil: Mechanisms, influencing factors and biological effects. *Science of the Total Environment*, 918, 170281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170281>
- Liu, G., Cai, Y., O'Driscoll, N., Feng, X., & Jiang, G. (2011). Overview of mercury in the environment. En Y. Cai & O. C. Braids (Eds.), *Environmental chemistry and toxicology of mercury* (pp. 1–12). Wiley.
- Liu, M., Che, Y., Wang, L., Zhao, Z., Zhang, Y., Wei, L., & Xiao, Y. (2019). Rice straw biochar and phosphorus inputs have more positive effects on the yield and nutrient uptake of *Lolium multiflorum* than arbuscular mycorrhizal fungi in acidic Cd-contaminated soils. *Chemosphere*, 235, 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.160>
- Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., & He, D. (2018). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855–862. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>
- Liu, Z., Liang, T., & Liu, X. (2024). Characteristics, distribution patterns and sources of atmospheric microplastics in the Bohai and Yellow Seas, China. *Science of the Total Environment*, 926, 171906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171906>
- Liu, Z., Wang, L., Yan, M., Tian, Y., Ma, B., & Xie, Q. (2025). Heavy metal synergistic pollution risk assessment in the soil–crop system of the Nanyang Basin. *Scientific Reports*, 15(1), 19937. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-05236-1>

-
- López, E., Patiño, R., Vázquez-Sauceda, M. L., Pérez-Castañeda, R., Arellano-Méndez, L. U., Ventura, R., & Heyer, L. (2020). Water quality and ecological risk assessment of intermittent streamflow through mining and urban areas of the San Marcos River sub-basin, Mexico. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 14, 100369. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100369>
- López-Herrera, M., Romero, L., Ayala, N., Soria, I., & Portillo, A. (2015). Problemática de contaminación en la zona agrícola de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. In Pulido-Flores G., Monks S., & M. López-Herrera (Eds.), *Estudios en Biodiversidad 1*. Lincoln, NE: Zea Books.
- López-Perea, J. J., & Mateo, R. (2018). Secondary exposure to anticoagulant rodenticides and effects on predators. In N. W. van den Brink, J. E. Elliott, R. F. Shore, & B. A. Rattner (Eds.), *Anticoagulant rodenticides and wildlife* (pp. 159–193). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_7
- Lowther, P. E., Cink C.L. (2020). House Sparrow (*Passer domesticus*), version 1.0. *Birds of the world* Recuperado Mayo 2025.
- Lu, T., Li, D., Yuan, X., Wang, Z., Shao, Z., Feng, X., Yang, C., Liu, H., Zhang, G., Wang, Y., Liu, X., Zhou, L. and Xu, M. (2024). Potential Effects of Orally Ingesting Polyethylene Terephthalate Microplastics on the Mouse Heart. *Cardiovascular Toxicology* 24: 1-11. 10.1007/s12012-024-09837-6.
- Luchian, C. E., Motrescu, I., Dumitraşcu, A., Scutarasu, E. C., Colibaba, G., Colibaba, C., Jităreanu, G., et al. (2025). Comprehensive assessment of soil heavy metal contamination in agricultural and protected areas: A case study from Iaşi County, Romania. *Agriculture*, 15(10), 1070. <https://doi.org/10.3390/agriculture15101070>
- Lucho-Constantino, C. A., Álvarez-Suárez, M., Beltrán-Hernández, R. I., Prieto-García, F., & Poggi-Varaldo, H. M. (2005). A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International*, 31(3), 313-323. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.002>
- Luo, K., Liu, H., Zhao, Z., Long, J., Li, J., Jiang, C., & Rao, C. (2019). Spatial distribution and migration of cadmium in contaminated soils associated with a geochemical anomaly: A case study in southwestern China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(5), 3799–3807. <https://doi.org/10.15244/pjoes/94847>
- Luo, Y., Naidu, R., & Fang, C. (2024). Toy building bricks as a potential source of microplastics and nanoplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 471, 134424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134424>
- Lwanga, E. H., Beriot, N., Corradini, F., Silva, V., Yang, X., Baartman, J., & Geissen, V. (2022). Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil

stressors: A journey from agricultural sites into the environment. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1). <https://doi.org/10.1186/s40538-021-00278-9>

Lwanga, E. H., van Roshum, I., Munhoz, D. R., Meng, K., Rezaei, M., Goossens, D., & Ritsema, C. (2023). Microplastic appraisal of soil, water, ditch sediment and airborne dust: The case of agricultural systems. *Environmental Pollution*, 316, 120513. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120513>

Manahan, S. E. (2000). *Environmental chemistry* (7th ed.). Lewis Publishers.

Mansfield, I., Reynolds, S. J., Lynch, I., Matthews, T. J., & Sadler, J. P. (2024). Birds as bioindicators of plastic pollution in terrestrial and freshwater environments: A 30-year review. *Environmental Pollution*, 348, 123790. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123790>

Martínez-Tavera, E., Duarte-Moro, A. M., Sujitha, S. B., Rodríguez-Espinosa, P. F., Rosano-Ortega, G., & Expósito, N. (2021). Microplastics and metal burdens in freshwater tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: Potential threats for human health. *Chemosphere*, 266, 128968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>

McCann Smith, E., Bartosova, Z., Wagner, M., Jaspers, V. L. B., & Monclús, L. (2024). Exposure to microplastics affects fatty acid composition in the Japanese quail depending on sex and particle size. *Science of the Total Environment*, 912, 169019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169019>

Meatley, D. E., Savoy, L., Beuth, J., Pau, N., O'Brien, K., Osenkowski, J., et al. (2014). Elevated mercury levels in a wintering population of common eiders (*Somateria mollissima*) in the northeastern United States. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1–2), 229–237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.015>

Meng, X., Yin, K., Zhang, Y., Wang, D., Lu, H., Hou, L., Zhao, H. and Xing, M. (2022). Polystyrene microplastics induced oxidative stress, inflammation and necroptosis via NF- κ B and RIP1/RIP3/MLKL pathway in chicken kidney. *Toxicology* 478: 153296. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2022.153296>.

Meramat, A., Rajab, N. F., Shahar, S., & Sharif, R. A. (2017). DNA damage, copper and lead are associated with cognitive function among older adults. *The Journal of Nutrition, Health & Aging*, 21(5), 539–545. <https://doi.org/10.1007/s12603-016-0759-1>

Mestanza-Ramón, C., Jiménez-Oyola, S., Montoya, A. V. G., Vizuite, D. D. C., D'Orio, G., Cedeño-Laje, J., & Straface, S. (2023). Assessment of Hg pollution in stream waters and human health risk in areas impacted by mining activities in the Ecuadorian Amazon. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(10), 7183–7197. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01597-6>

-
- Mng'ong'o, M., Munishi, L. K., Ndakidemi, P. A., Blake, W., Comber, S., & Hutchinson, T. H. (2021). Toxic metals in East African agro-ecosystems: Key risks for sustainable food production. *Journal of Environmental Management*, 294, 112973. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112973>
- Moreira, V., Uehling, J. J., Fetterman, A., Kiziuk, L., Eshleman, M. A., Ganas, A., & Fork, M. L. (2026). Differences in microplastics in passerine feces across species, diet, and foraging location. *Science of the Total Environment*, 1026, 181681. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2026.181681>
- Murugan, C. M., Mahandran, V., Vinothini, G., Shyu, D. J. H., & Nathan, P. T. (2021). Diet and diet-associated heavy metal accumulation in an insectivorous bat (*Hipposideros speoris*) adapted to dwell in two discrete habitats. *Environmental Challenges*, 5, 100386. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100386>
- Muryani, E., Sajidan, Budiastuti, M. T. S., & Pranoto. (2023). Diversity and potential of herbaceous plants as mercury (Hg) hyperaccumulators in small-scale gold mining sites in Pancurendang, Banyumas, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 24(6). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d240632>
- Naciri, R., Chtouki, M., El Maalam, L., Hirt, H., Belkachach, D., & Oukarroum, A. (2025). Phosphate-modified biochar attenuates cadmium availability in contaminated soil and reduces its transfer to tomato fruits. *Environmental Research*, 279, 121775. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121775>
- Nag, R., O'Rourke, S. M., & Cummins, E. (2022). A GIS study to rank Irish agricultural lands with background and anthropogenic concentrations of metal(loid)s in soil. *Chemosphere*, 286, 131928. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131928>
- Nagy, G. G., Ladányi, M., Arany, I., Aszalós, R., & Czucz, B. (2017). Birds and plants: Comparing biodiversity indicators in eight lowland agricultural mosaic landscapes in Hungary. *Ecological Indicators*, 73, 566–573. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.053>
- Nassif, J., Calafat, A. M., & Aldous, K. M. (2021). The U.S. national biomonitoring network: Enhancing capability and capacity to assess human chemical exposures. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 237, 113828. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113828>
- Nava-Díaz, R. (2013). *Las aves como indicadores de plomo biológicamente disponible en la zona urbana y rural de Mérida* (Tesis de maestría). Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Mérida, Yucatán, México.
- Nava-Díaz, R., Hoogesteijn, A. L., Erosa, M. D., Febles, J. L., & Méndez-González, R. M. (2015). Comparative study of lead concentration in feathers of urban and rural passerines in Mérida, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 95(4), 470–474. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1628-z>

-
- Nawab, J., Khan, S., & Wang, X. (2018). Ecological and health risk assessment of potentially toxic elements in the major rivers of Pakistan: General population versus fishermen. *Chemosphere*, 202, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.082>
- Newbould, R. A., Powell, D. M., & Whelan, M. J. (2021). Macroplastic debris transfer in rivers: A travel distance approach. *Frontiers in Water*, 3, Article 724596. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.724596>
- Ninkuu, V., Liu, Z., Qin, A., Xie, Y., Song, X., & Sun, X. (2025). Impact of straw returning on soil ecology and crop yield: A review. *Heliyon*, 11(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2025.e41651>
- Norton, G. J., Deacon, C. M., Mestrot, A., Feldmann, J., Jenkins, P., Baskaran, C., & Meharg, A. A. (2015). Cadmium and lead in vegetable and fruit produce selected from specific regional areas of the UK. *Science of the Total Environment*, 533, 520–527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.130>
- Nozari, M., Esmaili-Sari, A., Moradi, A. M., Bahramifar, N., & Taghavi, L. (2023). Contamination, ecological, and health risk assessment of heavy metals and organophosphorus pesticides in single, double, and ratoon cropping of rice: A case study in Mazandaran, North of Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(3), 376. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-10916-4>
- Nriagu, J. O., Bhattacharya, P., Mukherjee, A. B., Bundschuh, J., Zevenhoven, R., & Loeppert, R. H. (2007). Arsenic in soil and groundwater: An overview. En J. O. Nriagu (Ed.), *Trace metals and other contaminants in the environment* (Vol. 9, pp. 3–60). Elsevier.
- Oo, P. Z., Boontanon, S. K., Boontanon, N., Tanaka, S., & Fujii, S. (2021). Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112933. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112933>
- Ortiz-Pulido, R., Bravo-Cadena, J., Martínez-García, V., Reyes, D., Mendiola-González, M. E., Sánchez, G., & Sánchez, M. (2010). Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(2), 373–391. <https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2010.002.260>
- Osuna-Padilla, I. A., Verdugo-Hernández, S., Leal-Escobar, G., & Osuna-Ramírez, I. (2015). Estado nutricional en adultos mayores mexicanos: Estudio comparativo entre grupos con distinta asistencia social. *Revista Española de Nutrición Humana y Dietética*, 19, 12–20.
- Page, S. W., & Maddison, J. E. (2008). Principles of clinical pharmacology. En J. E. Maddison, S. W. Page, & D. B. Church (Eds.), *Small animal clinical pharmacology* (2nd ed., pp. 1–26). W. B. Saunders.
- Panwar, P., Deshwal, A., Kannan, R., Collar, N. and A.J., S. (2023). Clay-colored Thrush (*Turdus grayi*). *Birds of the World 2.1*. Recuperado Mayo 2025.

-
- Peana, M., Pelucelli, A., Chasapis, C. T., Perlepes, S. P., Bekiari, V., Medici, S., & Zoroddu, M. A. (2023). Biological effects of human exposure to environmental cadmium. *Biomolecules*, 13(1), Article 36. <https://doi.org/10.3390/biom13010036>
- Pérez-Castresana, G., Castañeda-Roldán, E., García-Suastegui, W. A., Morán-Perales, J. L., Cruz-Montalvo, A., & Handal-Silva, A. (2019). Evaluation of health risks due to heavy metals in a rural population exposed to Atoyac River pollution in Puebla, Mexico. *Water*, 11(2), Article 277. <https://doi.org/10.3390/w11020277>
- Pérez-Sanz, A., Millán, R., Sierra, M. J., Alarcón, R., García, P., Gil-Díaz, M., Vazquez S., Lobo, M. C. (2012). Mercury uptake by *Silene vulgaris* grown on contaminated spiked soils. *Journal of Environmental Management*, 95, S233–S237. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.018>
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M. G. J., Dris, R., Bogner, C., & Laforsch, C. (2018). Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports*, 8(1), 17950. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>
- Pinto-Poblete, A., Noyer, M., Capiiaux, H., Lebeau, T., & Schoebitz, M. (2026). Microplastic and trace element co-occurrence in cropping systems: Implications for soil properties and microbial communities. *Applied Soil Ecology*, 221, 106938. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2026.106938>
- Pojar, I., Kochleus, C., Dierkes, G., Ehlers, S. M., Reifferscheid, G., & Stock, F. (2021). Quantitative and qualitative evaluation of plastic particles in surface waters of the Western Black Sea. *Environmental Pollution*, 268, 115724. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115724>
- Portillo de Arbeloa, N., & Marzadri, A. (2025). Modeling microplastic dynamics in riverine systems: Fate and transport analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(34), 20659–20677. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36875-6>
- Poudel, S. (2020). *Organic matter determination (Walkley–Black method)*.
- Prieto-Méndez, J., Rojas-Arias, H., Prieto-García, F., Román-Gutiérrez, A. D., Méndez-Marzo, M. A., & Acevedo-Sandoval, O. A. (2011). Soil quality in terms of physical, chemical and metal properties for barley. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences* 10(2): 230-237.
- Pulido-Flores, G., & Monks, S. (2008). *Especies de helmintos introducidas como bioindicadores de la calidad ambiental en la Laguna de Metztlán, Hidalgo, México*.
- Pulido-Flores, G., Monks, S., & Gordillo-Martínez, J. A. (2005). *Monitoreo de bajo costo en la evaluación de la calidad ambiental*. Trabajo presentado en el X Congreso Nacional y IV Congreso Internacional de Ciencias Básicas.

-
- Puskic, P. S., Slocombe, R., Ploeg, R., Roman, L., Lea, M.-A., Hutton, I. and Bridle, A. R. (2024). Exploring the pathology of liver, kidney, muscle, and stomach of fledgling seabirds associated with plastic ingestion. *Journal of Hazardous Materials* 465: 133306. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133306>
- Puskic, P. S., Lavers, J. L., Adams, L. R., & Bond, A. L. (2020). Ingested plastic and trace element concentrations in short-tailed shearwaters (*Ardenna tenuirostris*). *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111143. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111143>
- Reichert, G., Hilgert, S., Fuchs, S., & Azevedo, J. C. R. (2019). Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. *Environmental Pollution*, 255, 113140. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113140>
- Reis, G. A., Alves Martins, M. V., Santos, L. M. G., Neto, S. A. V., Junior, F. B., Geraldles, M. C., ... Rocha, F. (2025). Contamination by potentially toxic elements (PTEs) in agricultural products grown around Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State (SE Brazil). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(2), 195–220. <https://doi.org/10.1007/s00244-025-01143-8>
- Rivers-Auty, J., Bond, A. L., Grant, M. L. and Lavers, J. L. (2023). The one-two punch of plastic exposure: Macro- and micro-plastics induce multi-organ damage in seabirds. *Journal of Hazardous Materials* 442: 130117. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130117>.
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., ... Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>
- Rodríguez Heredia, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21(12), 7003–7016.
- Rossatto, A., Arlindo, M. Z. F., de Moraes, M. S., de Souza, T. D., & Ogrodowski, C. S. (2023). Microplastics in aquatic systems: A review of occurrence, monitoring and potential environmental risks. *Environmental Advances*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100396>
- Rothenberg, S. E., Du, X., Zhu, Y.-G., & Jay, J. A. (2007). The impact of sewage irrigation on the uptake of mercury in corn plants (*Zea mays*) from suburban Beijing. *Environmental Pollution*, 149(2), 246–251. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.005>
- Rusin, M., Domagalska, J., Rogala, D., Razzaghi, M., & Szymała, I. (2021). Concentration of cadmium and lead in vegetables and fruits. *Scientific Reports*, 11(1), 11913. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91554-z>
- Rutkowska, M., Płotka-Wasyłka, J., Lubińska-Szczygieł, M., Różańska, A., Możejko-Ciesielska, J., & Namieśnik, J. (2018). Birds' feathers: Suitable samples for determination of

-
- environmental pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 97–115. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.09.022>
- Saemi-Komsari, M., Esmaeili, H. R., Keshavarzi, B., Busquets, R., Abbasi, K., Birami, F. A., & Masoumi, A. (2024). Trophic transfer, bioaccumulation and translocation of microplastics in an internationally listed wetland on the Montreux Record. *Environmental Research*, 257, 119172. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119172>
- Sahai, H., Aguilera del Real, A. M., Alcayde, A., Bueno, M. J. M., Wang, C., Hernando, M. D., & Fernández-Alba, A. R. (2025). Key insights into microplastic pollution in agricultural soils: A comprehensive review of worldwide trends, sources, distribution, characteristics and analytical approaches. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 185, 118176. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118176>
- Sanaei, F., Amin, M. M., Alavijeh, Z. P., Esfahani, R. A., Sadeghi, M., Bandarrig, N. S., ... Rezakazemi, M. (2021). Health risk assessment of potentially toxic elements intake via food crops consumption: Monte Carlo simulation-based probabilistic and heavy metal pollution index. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), 1479–1490. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10450-7>
- Sánchez-Olivares, M. A., Gaytán-Oyarzún, J. C., Prieto-García, F., & Cabrera-Cruz, R. B. E. (2021). Rapid assessment of genotoxic risk potential (RAGRP) associated with heavy metals in drinking water: A case study from Zimapán, Hidalgo, México. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingeniería del ICBI*, 9(17).
- Sanga, V. F., & Pius, C. F. (2024). Heavy metal contamination in soil and food crops and associated human health risks in the vicinity of Iringa Municipal dumpsite, Tanzania. *Discover Environment*, 2(1), 104. <https://doi.org/10.1007/s44274-024-00137-y>
- Sheriff, I., Yusoff, M. S., Manan, T. S. B. A. and Koroma, M. (2023). Microplastics in manure: Sources, analytical methods, toxicodynamic, and toxicokinetic endpoints in livestock and poultry. *Environmental Advances* 12: 100372. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100372>.
- Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Secretaría de Economía. (2011). *NMX-F-220-SCFI-2011. Productos de la pesca—Productos alimenticios para consumo humano—Atunes y pescados similares enlatados en aceite—Especificaciones*. <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-f-220-scfi-2011.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Diario Oficial de la Federación.

-
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2007). *Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio*. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. - Lodos y biosólidos. -Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Salud. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000 Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente*. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Salud. (2008). *Norma Oficial Mexicana NOM-247-SSA1-2008. Productos y servicios. Cereales y sus productos. Disposiciones y especificaciones sanitarias y nutrimentales. Métodos de prueba*. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Salud. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Diario Oficial de la Federación. <https://sidof.segob.gob.mx/notas/docFuente/5650705>
- Shamah-Levy, T., Romero-Martínez, M., Barrientos-Gutiérrez, T., Cuevas-Nasu, L., Bautista-Arredondo, S., Colchero, M. A., Gaona-Pineda E.B., Lazcano-Ponce E., Martínez-Barnette J., Alpuche-Arana C., Rivera-Dommarco, J. (2022). *Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2021 sobre COVID-19: Resultados nacionales*. Instituto Nacional de Salud Pública.
https://www.insp.mx/resources/images/stories/2022/docs/220804_Ensa21_digital_4ago.pdf
- Sharafi, K., Nakhaee, S., Azadi, N. A., Mansouri, B., Miri Kermanshahi, S., Paknahad, M., & Habibi, Y. (2023). Human health risk assessment of potentially toxic elements in the breast milk consumed by infants in Western Iran. *Scientific Reports*, 13(1), 6656. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33919-0>
- Shelver, W. L., McGarvey, A. M., Billey, O. L. & Banerjee A. (2024). Fate and disposition of [14C]-polystyrene microplastic after oral administration to laying hens. *Science of the Total Environment*, 909, 168512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168512>
- Shen, B., Wang, X., Zhang, Y., Zhang, M., Wang, K., Xie, P., & Ji, H. (2020). The optimum pH and Eh for simultaneously minimizing bioavailable cadmium and arsenic contents in soils

-
- under the organic fertilizer application. *Science of the Total Environment*, 711, 135229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135229>
- Sherlock, C., Fernie, K. J., Munno, K., Provencher, J., & Rochman, C. M. (2022). The potential of aerial insectivores for monitoring microplastics in terrestrial environments. *Science of the Total Environment*, 807, 150453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150453>
- Schutten, K., Chandrashekar, A., Dougherty, L., Stevens, B., Parmley, E. J., Pearl, D., Provencher, J. F. and Jardine, C. M. (2024). How do life history and behaviour influence plastic ingestion risk in Canadian freshwater and terrestrial birds? *Environmental Pollution* 347: 123777. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123777>.
- Silva, M. G., Bazzan, M. D., Kolling, L., Hinojosa-Reyes, L., da Silva, M. M., Vale, M. G. R., & Guzmán-Mar, J. L. (2025). Beyond labels: Are Mexican beans safe to eat? Unveiling the presence of potentially toxic elements in commercial samples from Mexican supermarkets. *Journal of Food Measurement and Characterization*, 19(4), 2879–2893. <https://doi.org/10.1007/s11694-025-03153-5>
- Singer, M. B., Harrison, L. R., Donovan, P. M., Blum, J. D., & Marvin-DiPasquale, M. (2016). Hydrologic indicators of hot spots and hot moments of mercury methylation potential along river corridors. *Science of the Total Environment*, 568, 697–711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.005>
- Soloman, P. E., Jain, S., & Chauhan, S. S. (2017). Bio accretion of heavy metals by okra and eggplant grown in polluted areas of Jaipur City and associated health risks. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 6, 428–434. https://www.ijirset.com/upload/2017/january/77_Bio%20accretion.pdf
- Somerfield, P. J., Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2008). Simpson index. En S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (pp. 3252–3255). Academic Press.
- Stamenkovic, J., & Gustin, M. S. (2009). Nonstomatal versus stomatal uptake of atmospheric mercury. *Environmental Science & Technology*, 43(5), 1367–1372. <https://doi.org/10.1021/es801583a>
- Steinmetz, Z., & Schröder, H. (2022). Plastic debris in plastic-mulched soil: A screening study from western Germany. *PeerJ*, 10, e13781. <https://doi.org/10.7717/peerj.13781>
- Su, T., He, C., Jiang, A., Xu, Z., Goodale, E., & Qiu, G. (2021). Passerine bird reproduction does not decline in a highly contaminated mercury mining district of China. *Environmental Pollution*, 286, 117440. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117440>
- Sun, J., Su, F., Chen, Y., Wang, T., Ali, W., Jin, H., Xiong, L., Ma, Y., Liu, Z. and Zou, H. (2024). Co-exposure to PVC microplastics and cadmium induces oxidative stress and fibrosis in duck pancreas. *Science of the Total Environment* 927: 172395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172395>

-
- Sutherland, W. J., Clout, M., Côté, I. M., Daszak, P., Depledge, M. H., Fellman, L., Fleishman, E., Garthwaite, R., Gibbons, D., W., De Lurio, J., Impey, A., J., Lickorish, F., Lindenmayer, D., Madgwick, J., Margerison, C., Maynard, T., Peck, L. S., Pretty, J., Prior, S., Redford K. H., Scharlemann, Spalding, M., & Watkinson, A. R. (2010). A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.003>
- Tai, L., Niu, Y., Chen, J., Li, G., Fan, P., Zhang, F., Tan, T., & Shi, K. (2025). Vertical distribution and controls on heavy metal(loid)s in shallow fissure soils of karst geochemical background regions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 237(4), 242. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08747-9>
- Talpur, S. A., Cinosi, A., Stoppa, F., Talpur, H. A., Novembre, D., & Rosatelli, G. (2025). Heavy metals pollution of the Pescara River (southern Italy): Risk assessment based on total reflection X-ray fluorescence analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117397. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117397>
- Teampanpong, J., Phanchaum, J., Rayaphak, A., & Duengkae, P. (2024). Microplastic accumulation in water from protected areas in the Western Forest Complex of Thailand. *Heliyon*, 10(17), e36130. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36130>
- Teng, D., Mao, K., Ali, W., Xu, G., Huang, G., Niazi, N. K., Feng, X., Zhang, H. (2020). Describing the toxicity, sources, and remediation technologies for mercury-contaminated soil. *RSC Advances*, 10(39), 23221–23232. <https://doi.org/10.1039/D0RA01507E>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Thacharodi, A., Meenatchi, R., Hassan, S., Hussain, N., Bhat, M. A., Arockiaraj, J., Hao, H. N., Hoang, Q. L., & Pugazhendhi, A. (2024). Microplastics in the environment: A critical overview on its fate, toxicity, implications, management, and bioremediation strategies. *Journal of Environmental Management*, 349, 119433. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119433>
- Thaysen, C., Sorais, M., Verreault, J., Diamond, M. L., & Rochman, C. M. (2020). Bidirectional transfer of halogenated flame retardants between the gastrointestinal tract and ingested plastics in urban-adapted ring-billed gulls. *Science of the Total Environment*, 730, 138887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138887>
- Tian, H., Chen, Q., Liu, Z., Zhang, M., Abolfathi, S., & Tanentzap, A. J. (2026). Long-term localization experiments reveal aging degradation mechanisms of biobased and petroleum-based polyurethanes in natural environments: Degradation characteristics, product assessment and degradation cycle prediction. *Environmental Pollution*, 391, 127604. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127604>

-
- Tian, H., Wang, L., Zhu, X., Zhang, M., Li, L., Liu, Z., & Abolfathi, S. (2024). Biodegradation of microplastics derived from controlled-release fertilizer coating: Selective microbial colonization and metabolism in the plastisphere. *Science of the Total Environment*, 920, 170978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170978>
- Torres, E., Ramírez-Anguiano, B. E., & Arroyo-Ortega, I. F. (2025). Environmental pollution in the Alto Atoyac Basin, Mexico: A systematic, spatial, and temporal review of contaminants and monitoring efforts. *Environments*, 12(12), 456. <https://doi.org/10.3390/environments12120456>
- Ullah, R., Tsui, M. T. K., Chen, H., Chow, A., Williams, C., & Ligaba-Osena, A. (2021). Microplastics interaction with terrestrial plants and their impacts on agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 50(5), <https://doi.org/1024-1041.10.1002/jeq2.20264>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2005). *Guidance on selecting age groups for monitoring and assessing childhood exposures to environmental contaminants*. National Center for Environmental Assessment.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007a). *Method 3015A: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007b). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2008). *Aquatic life criteria for contaminants of emerging concern: General challenges and recommendations*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2014). *Priority pollutant list*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2022). *About risk assessment*. <https://www.epa.gov/risk/about-risk-assessment>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2024). *National recommended water quality criteria*. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- Vaid, M., Sarma, K., & Gupta, A. (2024). Exploiting the potential of terrestrial and freshwater organisms for biomonitoring of microplastics: Challenges and prospects. *Trends in Analytical Chemistry*, 178, 117854. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117854>
- Vaseghi, H., Soberanes-González, C. A., Rodríguez-Flores, C. I. and M.d.C., A. (2020). Blue Mockingbird (*Melanotis caerulescens*). *Birds of the World 1.0*. Recuperado Mayo 2025.
- Veríssimo, S. N., Paiva, V. H., Cunha, S. C., Brandão, A. L. C., Coentro, J., Fernandes, J. O., Pereira, J. M., Batista de Carvalho, L. A. E., Cerveira, L. R., Marques, M. P. M., Silva, V.,

-
- Norte, A. C. and Ramos, J. A. (2025). From mudflats and salt pans to Open Sea: Plastic ingestion and PBDE/MeO-BDE accumulation in Waterbirds from southern Portugal. *The Marine Pollution Bulletin* 214: 117727. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117727>.
- Vidaller, C., & Dutoit, T. (2022). Ecosystem services in conventional farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(2). <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00740-w>
- Vidal Daza, O. A., & Perez Vidal, A. (2018). Estimación de la Dispersión de Contaminantes Atmosféricos Emitidos por una Industria Papelera Mediante el Modelo AERMOD. *Environmental Engineering*, 23(1), 31-47. <https://doi.org/10.14483/23448393.12262>
- Vizuete, J., Pérez-López, M., Míguez-Santiyán, M.P., Hernández-Moreno, D. (2018). Mercury (Hg), Lead (Pb), Cadmium (Cd), Selenium (Se), and Arsenic (As) in Liver, Kidney, and Feathers of Gulls: A Review. In: de Voogt, P. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 247. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/398_2018_16
- Wallace, A. D. (2012). Chapter Four - Toxic Endpoints in the Study of Human Exposure to Environmental Chemicals. In E. Hodgson (Ed.), *Progress in Molecular Biology and Translational Science* 112, 89-115 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415813-9.00004-0>
- Wang, C., Tang, J., Yu, H., Wang, Y., Li, H., Xu, S., Li, G., & Zhou, Q. (2022). Microplastic Pollution in the Soil Environment: Characteristics, Influencing Factors, and Risks. *Sustainability*, 14(20), 13405. <https://doi.org/10.3390/su142013405>
- Wang, C., Wu, W., Pang, Z., Liu, J., Qiu, J., Luan, T., Deng, J. and Fang, Z. (2023). Polystyrene microplastics significantly facilitate influenza A virus infection of host cells. *Journal of Hazardous Materials* 446: 130617. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130617>.
- Wang, B., Sloan, J., Lee, H., Jung, M., Tang, Y. J., Jun, Y.-S., . . . Knouft, J. H. (2026). Tillage changes transport and fate of microplastics in the agricultural environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 399, 110145. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110145>
- Wang, M., Zhou, P., DuBay, S., Zhang, S., Yang, Z., Wang, Y., Zhang, J., Cao, Y., Hu, Z., He, X., Wang, S., Li, M., Fan, C., Zou, B., Zhou, C. and Wu, Y. (2025). Assessing microplastic and nanoplastic contamination in bird lungs: evidence of ecological risks and bioindicator potential. *Journal of Hazardous Materials*. 487: 137274. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137274>.
- Wayland, M., & Scheuhammer, A. M. (2011). Cadmium in Birds. *Environmental Contaminants in Biota*, In (2 ed.): CRC Press. 645–668
- Wayman, C., González-Pleiter, M., Fernández-Piñas, F., Sorribes, E. L., Fernández-Valeriano, R., López-Márquez, I., González-González, F. and Rosal, R. (2024). Accumulation of microplastics in predatory birds near a densely populated urban area. *Science of the Total Environment* 917, 170604. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170604>.

-
- Wei, H., Wu, L., Liu, Z., Saleem, M., Chen, X., Xie, J., & Zhang, J. (2022). Meta-analysis reveals differential impacts of microplastics on soil biota. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113150>
- Winder, V. L., & Emslie, S. D. (2012). Mercury in Nelson's Sparrow Subspecies at Breeding Sites. *PLOS ONE*, 7(2), e32257. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032257>
- Winkler, D. W., Billerman, S. M. and Lovette, I. J. (2020). Finches, Euphonias, and Allies (Fringillidae). *Birds of the World 1.0*. Recuperado Mayo 2020, 2025.
- Whiting, Q. T., O'Connor, K. F., Potter, P. M., & Al-Abed, S. R. (2022). A high-throughput, automated technique for microplastics detection, quantification, and characterization in surface waters using laser direct infrared spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 414(29-30), 8353-8364. <https://doi.org/10.1007/s00216-022-04371-2>
- Włostowski, T., Dmowski, K., & Bonda-Ostaszewska, E. (2010). Cadmium accumulation, metallothionein and glutathione levels, and histopathological changes in the kidneys and liver of magpie (*Pica pica*) from a zinc smelter area. *Ecotoxicology*, 19(6), 1066-1073. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0488-x>
- World Health Organization. (2020). *Ten chemicals of public health concern*. <https://www.who.int/news-room/photo-story/photo-story-detail/10-chemicals-of-public-health-concern>
- Wrigley, O., Braun, M., & Amelung, W. (2024). Global soil microplastic assessment in different land-use systems is largely determined by the method of analysis: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 957, 177226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177226>
- Wu, J., Ye, Q., Sun, L., Liu, J., Huang, M., Wang, T., Wu, P., & Zhu, N. (2023). Impact of persistent rain on microplastics distribution and plastisphere community: A field study in the Pearl River, China. *Science of the Total Environment*, 879, 163066. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163066>
- Xiong, M., Qi, L., Li, X., Yue, Z., Yang, Y., Han, F., Xu, R., & Huang, J. (2025). Rhizosphere-driven alteration of cadmium bioavailability under Cd stress. *Soil Science Society of America Journal*, 89, e70061. <https://doi.org/10.1002/saj2.70061>
- Xu, J., Bravo, A. G., Lagerkvist, A., Bertilsson, S., Sjöblom, R., & Kumpiene, J. (2015). Sources and remediation techniques for mercury-contaminated soil. *Environment International*, 74, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.09.007>
- Xu, W., Liu, C., Zhu, J. M., Bu, H., Tong, H., Chen, M., Tan D., Gao, T., & Liu, Y. (2022). Adsorption of cadmium on clay-organic associations in different pH solutions: The effect of amphoteric organic matter. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 236, 113509. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113509>

-
- Xu, Y., Chan, F. K. S., Johnson, M., Stanton, T., He, J., Jia, T., Wang, J., Wang, Z., Yao, Y., Yang, J., Liu, D., Xu, Y., & Yu, X. (2021). Microplastic pollution in Chinese urban rivers: The influence of urban factors. *Resources, Conservation and Recycling*, 173, 105686. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105686>
- Yaginuma-Sakurai, K., Murata, K., Iwai-Shimada, M., Nakai, K., Kurokawa, N., Tatsuta, N., & Satoh, H. (2012). Hair-to-blood ratio and biological half-life of mercury: Experimental study of methylmercury exposure through fish consumption in humans. *Journal of Toxicological Sciences*, 37(1), 123–130. <https://doi.org/10.2131/jts.37.123>
- Yan, X., Zhao, W., Yang, X., Liu, C., & Zhou, Y. (2020). Input-output balance of cadmium in typical agricultural soils with historical sewage irrigation in China. *Journal of Environmental Management*, 276, 111298. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111298>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment*, 780, 146546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>
- Yang, Q., Peng, Y., Wu, X., Cao, X., Zhang, P., Liang, Z., Zhang, J., Zhang, Y., Gao, P., Fu, Y., Liu, P., Cao, Z. and Ding, T. (2025). Microplastics in human skeletal tissues: Presence, distribution and health implications. *Environment International* 196: 109316. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109316>.
- Yang, X., Li, Z., Ma, C., Yang, Z., Wei, J., Wang, T., Wen, X., Chen, W., Shi, X., Zhang, Y., & Zhang, C. (2022). Microplastics influence on Hg methylation in diverse paddy soils. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 126895. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126895>
- Yang, X., Wan, Z., Xiao, J., Li, F., Zhang, F., & Zhang, Z. (2024). Evaluation of niche, diversity, and risks of microplastics in farmland soils of different rocky desertification areas. *Journal of Hazardous Materials*, 466, 133603. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133603>
- Yin, K., Wang, D., Zhao, H., Wang, Y., Zhang, Y., Liu, Y., Li, B. and Xing, M. (2022). Polystyrene microplastics up-regulates liver glutamine and glutamate synthesis and promotes autophagy-dependent ferroptosis and apoptosis in the cerebellum through the liver-brain axis. *Environmental Pollution*. 307: 119449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119449>.
- Yoon, J.-H., Kim, B.-H., & Kim, K.-H. (2024). Distribution of microplastics in soil by types of land use in the metropolitan area of Seoul. *Applied Biological Chemistry*, 67(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s13765-024-00869-8>
- Yue, M., Rao, S., Liu, X., Yuan, X., Xu, F., & Cheng, S. (2025). Cadmium hyperaccumulation in plants: Mechanistic insights and ecological implications. *Phyton: International Journal of Experimental Botany*, 94(11). <https://doi.org/10.32604/phyton.2025.073602>

-
- Zeliha, L., & Kar, M. (2018). Accumulation of heavy metals in vegetables irrigated with different water sources and their daily intake in Nevşehir. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 20.
- Zhang, B., Yang, X., Chen, L., Chao, J., Teng, J., & Wang, Q. (2020). Microplastics in soils: A review of possible sources, analytical methods and ecological impacts. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 95(8), 2052–2068. <https://doi.org/10.1002/jctb.6334>
- Zhang, J., Ding, W., Wang, S., Ha, X., Zhang, L., Zhao, Y., Wu, W., Zhao, M., Zou, G., & Chen, Y. (2024). Pollution characteristics of microplastics in greenhouse soil profiles with the long-term application of organic compost. *Resources, Environment and Sustainability*, 17, 100165. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2024.100165>
- Zhang, Y., Huo, X., Lu, X., Zeng, Z., Faas, M. M., & Xu, X. (2020). Exposure to multiple heavy metals associated with aberrant immune homeostasis and inflammatory activation in preschool children. *Chemosphere*, 257, 127257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127257>
- Zhang, Y., Yin, K., Wang, D., Wang, Y., Lu, H., Zhao, H. and Xing, M. (2022). "Polystyrene microplastics-induced cardiotoxicity in chickens via the ROS-driven NF-κB-NLRP3-GSDMD and AMPK-PGC-1α axes." *Science of the Total Environment* 840: 156727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156727>.
- Zhao, B., O'Connor, D., Zhang, H., Jin, Y., Wang, Y., Yang, X., Hou, R., & Hou, D. (2023). Assessing mercury pollution at a primary ore site with both ancient and industrial mining and smelting activities. *Environmental Pollution*, 336, 122413. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122413>
- Zhao, S., Zhu, L. and Li, D. (2016). Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: Not only plastics but also natural fibers. *Science of the Total Environment* 550, 1110-1115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.112>.
- Zhao, Y., Yu, Y., Gai, Y., Xiao, X., Fu, Y., Nie, Z., Feng, M., Wang, R., Li, C., Gan, Y., & Liu, Y. (2026). Comprehensive diversity index for microplastics provides insight into lake pollution sources. *Journal of Hydrology*, 667, 134917. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2026.134917>
- Zheng, X., Rehman, A., Alam, O., Ijaz, S., Qian, F., Li, G., Danish, M., I., Zhong, S., & Du, D. (2025). Exploring soil microplastic contamination pathways, influencing factors on distribution, eco-human implications, and nano-remediation strategies. *Applied Soil Ecology*, 214, 106369. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106369>
- Zhou, Y., He, G., Jiang, X., Yao, L., Ouyang, L., Liu, X., Liu, W., & Liu, Y. (2021). Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125178>

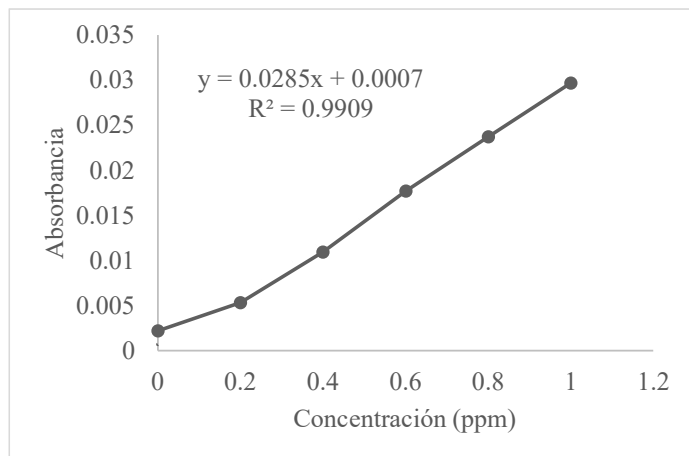
-
- Zhu, B., Chen, Y., Jiang, L., Liu, C., Zhu, H., Qiu, D., & Wang, S. (2023). Quantification and characterization of microplastics in farmland soils of Jiangsu Province, East China. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(57), 120653–120662. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30654-x>
- Ziegler Rivera, F. R. A., Prado Pano, B., Guédron, S., Mora Palomino, L., Ponce de León Hill, C., & Siebe, C. (2023). Impact of the change in irrigation practices from untreated to treated wastewater on the mobility of potentially toxic elements (PTEs) in soil irrigated for decades. *Journal of Soils and Sediments*, 23(7), 2726–2743. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03518-7>
- Zink, L., Mertens, E., Zhou, X., Johnston, S. E., Bogard, M., Wiseman, S., & Pyle, G. G. (2024). Reframing microplastics as a ligand for metals reveals that water quality characteristics govern the association of cadmium to polyethylene. *Science of the Total Environment*, 948, 174659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174659>
- Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(7), 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>

Anexos

Gráficas de calibración

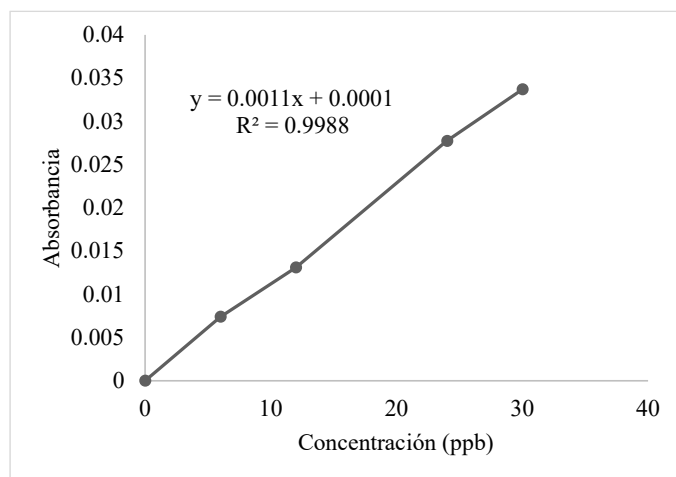
Espectroscopía de absorción atómica de flama AAF (Pb)

Suelo Total

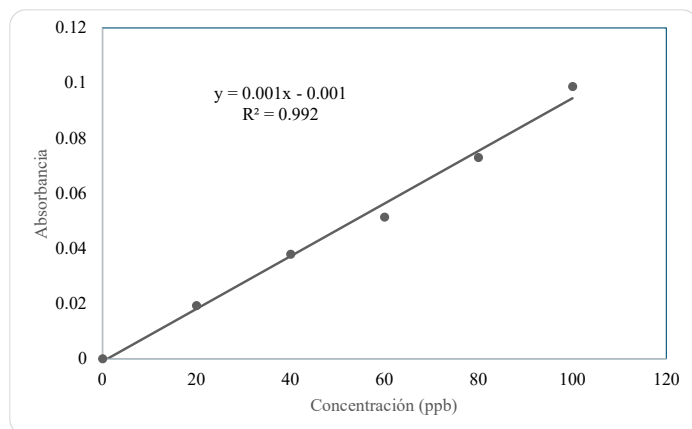


Espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito GFAAS (Pb)

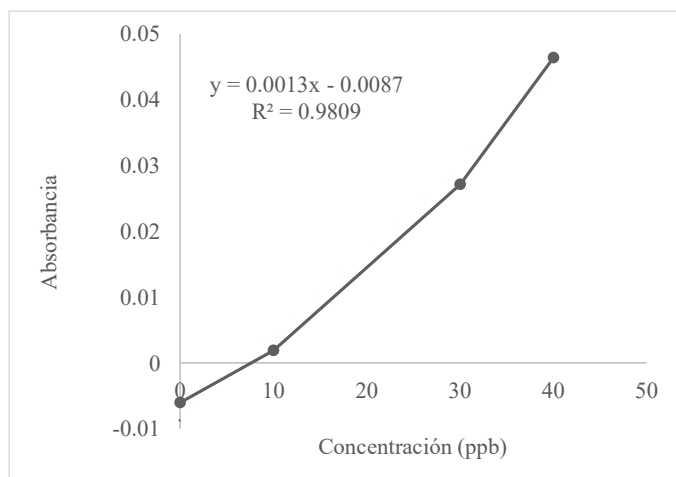
Agua



Cultivos

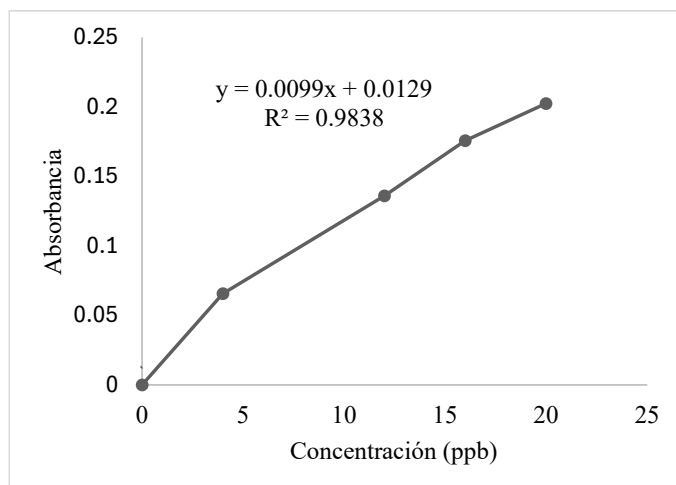


Suelo intercambiable

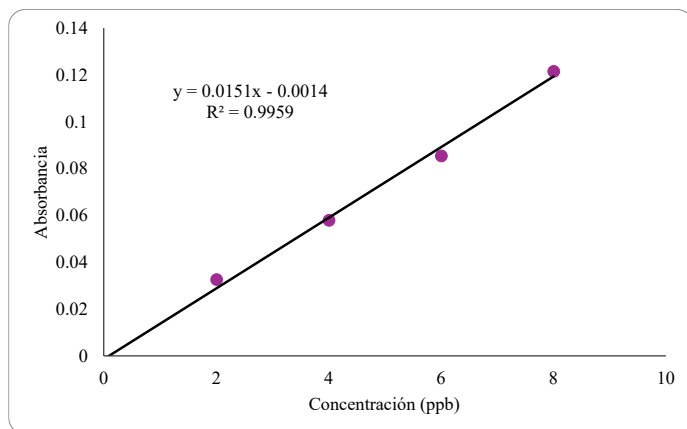


Espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito GFAAS (Cd)

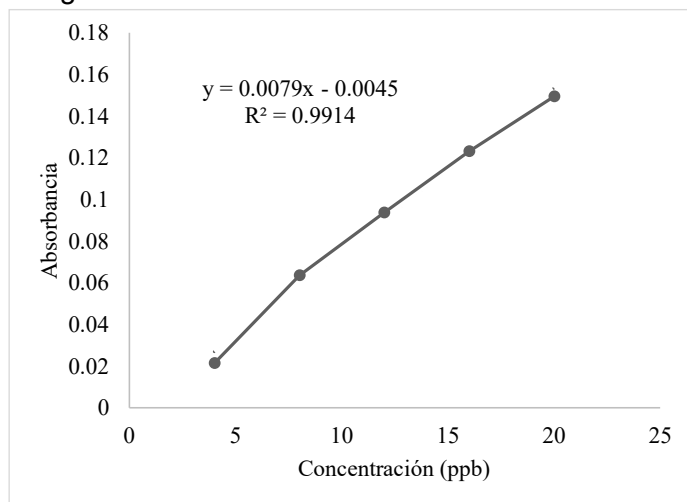
Agua



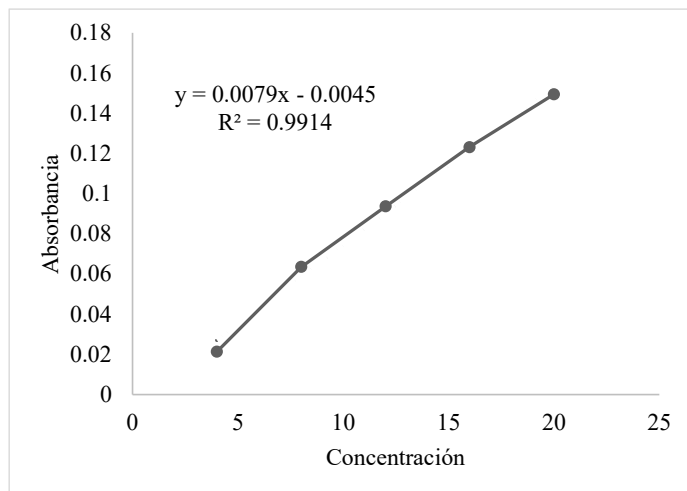
Cultivos



Sangre de aves

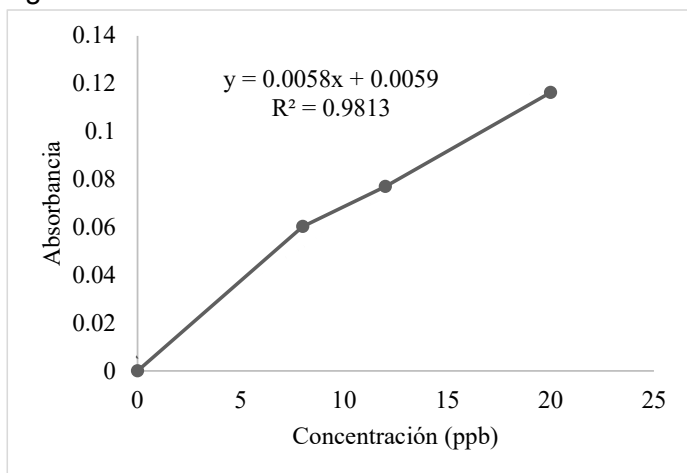


Suelo Total

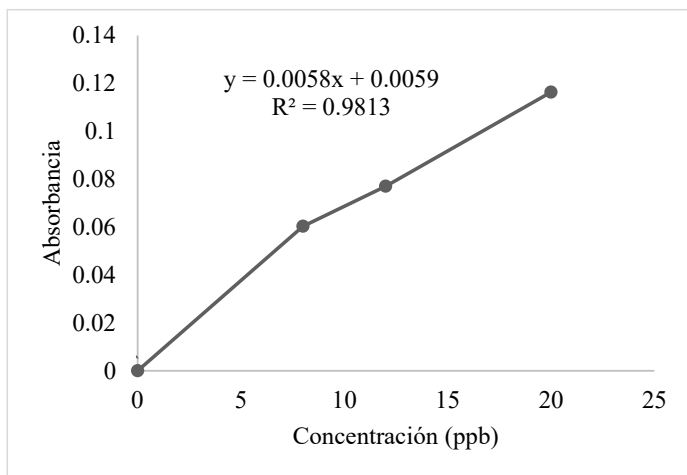


Espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito GFAAS (Hg)

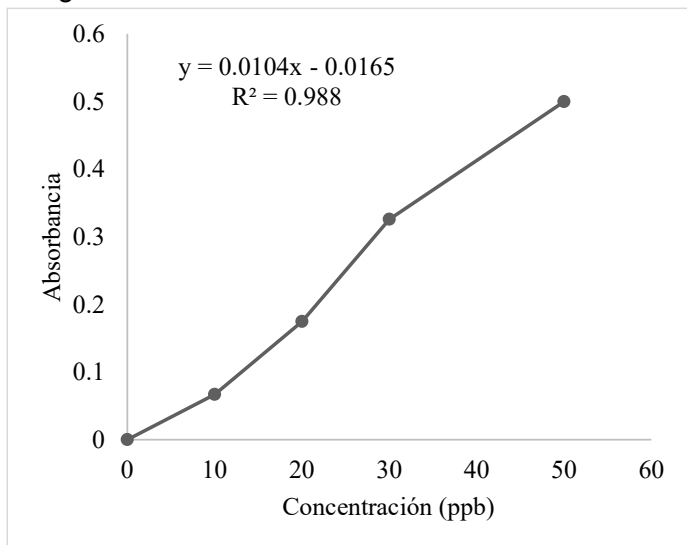
Agua



Cultivos

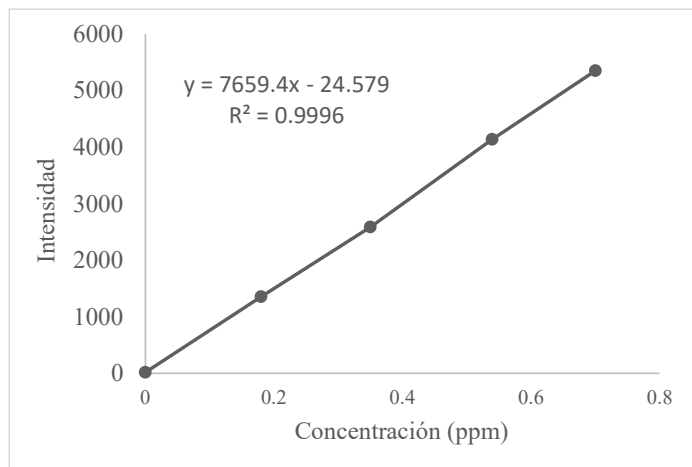


Sangre de aves

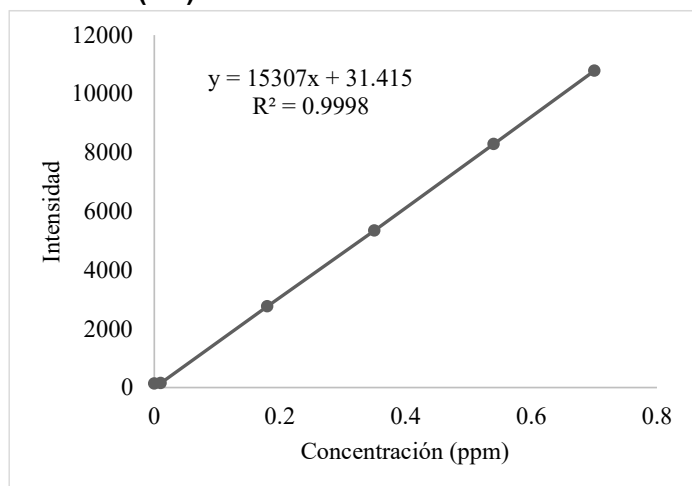


ICP-OES (Pb)

Suelo total y fracción soluble



ICP-OES (Cd)



Índice de Simpson para tipo de polímeros en suelo de la RBBM

Sitio de mue	Acrilato (otrc ABA		Barniz alquí PA		POM	PET	PE	PP	Concentración MP/Kg)		PS	PU	PVA	PVC	PAC	PMMA	EVA	Caucho	PTFE	Silicón
									CPE	PC										
S0	2500	1125	500	200	0	300	2150	1025	0	0	1175	17950	225	475	0	0	0	400	50	0
S1	0	1275	12.5	75	0	100	725	375	25	0	750	0	0	0	25	0	0	225	0	0
S2	400	10100	50	24350	50	975	950	1000	0	0	1325	112.5	50	25	0	0	100	25	150	0
S3	1050	1400	12.5	8325	0	1500	75	550	0	0	1875	1162.5	0	25	0	50	25	1850	0	25
S4	675	6050	62.5	350	0	450	350	725	0	0	1350	0	0	50	0	50	50	125	0	0
S5	75	6787.5	0	4200	25	100	125	900	0	0	487.5	0	0	0	0	0	150	50	0	0
S6	200	1525	12.5	9375	0	525	50	400	0	25	850	0	75	100	0	0	25	25	75	25

	N (MP/L)
NS0	28075
NS1	3587.5
NS2	39662.5
NS3	17925
NS4	10287.5
NS5	12900
NS6	13287.5

Sitio	Acrilato (otrc ABA		Barniz alquí PA		POM	PET	PE	PP	Pi (Proporción de cada polímero)		PS	PU	PVA	PVC	PAC	PMMA	EVA	Caucho	PTFE	Silicón
									CPE	PC										
S0	0.0890472	0.04007124	0.01780944	0.00712378	0	0.01068566	0.07658059	0.03650935	0	0	0.04185218	0.63935886	0.00801425	0.01691897	0	0	0	0.01424755	0.001780944	0
S1	0	0.3554007	0.00348432	0.02090592	0	0.02787456	0.20209059	0.10452962	0.00696864	0	0.20905923	0	0	0	0.00696864	0	0	0.06271777	0	0
S2	0.01008509	0.2546486	0.00126064	0.61393003	0.00126064	0.02458241	0.0239521	0.02521273	0	0	0.03340687	0.00283643	0.00126064	0.00063032	0	0	0.00252127	0.00063032	0.00378191	0
S3	0.05857741	0.07810321	0.00069735	0.46443515	0	0.08368201	0.0041841	0.0306834	0	0	0.10460251	0.06485356	0	0.0013947	0	0.0027894	0.0013947	0.10320781	0	0.0013947
S4	0.06561361	0.58809235	0.00607533	0.03402187	0	0.04374241	0.03402187	0.07047388	0	0	0.13122722	0	0	0.00486027	0	0.00486027	0.00486027	0.01215067	0	0
S5	0.00581395	0.52616279	0	0.3255814	0.00193798	0.00775194	0.00968992	0.06976744	0	0	0.0377907	0	0	0	0	0	0.01162791	0.00387597	0	0
S6	0.01505174	0.11476952	0.00094073	0.70555033	0	0.03951082	0.00376294	0.03010348	0	0.00188147	0.0639699	0	0.0056444	0.00752587	0	0	0.00188147	0.00188147	0.005644403	0.00188147

Sitio	Acrilato (otrc ABA		Barniz alquí PA		POM	PET	PE	PP	Pi2 (Proporción de cada polímero)		PS	PU	PVA	PVC	PAC	PMMA	EVA	Caucho	PTFE	Silicón
									CPE	PC										
S0	0.0079294	0.0016057	0.00031718	5.0748E-05	0	0.00011418	0.00586459	0.00133293	0	0	0.00175161	0.40877975	6.4228E-05	0.00028625	0	0	0	0.00020299	3.17176E-06	0
S1	0	0.12630966	1.214E-05	0.00043706	0	0.00077699	0.04084061	0.01092644	4.8562E-05	0	0.04370576	0	0	0	4.8562E-05	0	0	0.00393352	0	0
S2	0.00010171	0.06484591	1.5892E-06	0.37691009	1.5892E-06	0.0006043	0.0005737	0.00063568	0	0	0.00111602	8.0453E-06	1.5892E-06	3.973E-07	0	0	6.3568E-06	3.973E-07	1.43028E-05	0
S3	0.00343131	0.00610011	4.863E-07	0.21570001	0	0.00700268	1.7507E-05	0.00094147	0	0	0.01094169	0.00420598	0	1.9452E-06	0	7.7808E-06	1.9452E-06	0.01065185	0	1.9452E-06
S4	0.00430515	0.34585261	3.691E-05	0.00115749	0	0.0019134	0.00115749	0.00496657	0	0	0.01722058	0	0	2.3622E-05	0	2.3622E-05	2.3622E-05	0.00014764	0	0
S5	3.3802E-05	0.27684728	0	0.10600324	3.7558E-06	6.0093E-05	9.3895E-05	0.0048675	0	0	0.00142814	0	0	0	0	0	0.00013521	1.5023E-05	0	0
S6	0.00022655	0.01317204	8.8498E-07	0.49780127	0	0.0015611	1.416E-05	0.00090622	0	3.5399E-06	0.00409215	0	3.1859E-05	5.6639E-05	0	0	3.5399E-06	3.5399E-06	3.18593E-05	3.5399E-06

D = índice de 1-D (diversidad 1/D (N efectivo))		
$\sum P_i^2$		
0.42830274	0.57169726	2.33479714
0.2270393	0.7729607	4.40452382
0.44480737	0.55519263	2.2481642
0.25900476	0.74099524	3.86093285
0.37682869	0.62317131	2.65372575
0.38948794	0.61051206	2.56747361
0.5178735	0.4821265	1.93097349

Índice de Simpson para tipo de polímeros en agua de la RBBM

	Concentración de polímeros por sitio (MP/L)																
Sitio	Acrilato (otro ABA	Barniz alquitr	NPA	PA	PET	PE	PP	PC	PS	PU	PVA	PVC	PSU	PAC	PMMA	EVA	Caucho
S0	8.06118E-05	0	0	0	0.00040306	0.00064489	0	0	0.00016122	0.00104795	0	8.0612E-05	8.0612E-05	0	0	8.0612E-05	0
S1	0	0	0	0.00013915	0	0.00083491	0.00292218	0.00250472	0	0	0	0	0	0.00125236	0	0	0
S2	0.009630097	0.00027913	0.00013957	6.9783E-05	0.00013957	0.00226796	0.00129099	0.00265177	0	0.00191904	0.00163991	3.4892E-05	0.00013957	0.00052337	0.0004187	0	0
S3	0	0	0	0	0.00023377	0	0	0.00280529	0	0.00841587	0	0	0	0	0	0.00023377	0
S4	0.000166981	0.00417454	0	0	0.00133585	0.00166981	0.00200378	0.00133585	0	0.00734719	0	0	0.00016698	0.00016698	0	0.00016698	0
S5	0	0.00465479	0	0	0.04137595	0.00517199	0	0.00775799	0.0005172	0.00827519	0	0	0.0005172	0	0.0015516	0	0.0005172
S6	0.011861871	0.00017317	0.00787905	0	0.00077925	0.00320357	0.0081388	0.00640714	0	0.00112558	0.02077992	0.00129874	0.00380965	8.6583E-05	0.00017317	0	8.6583E-05

	N (MP/L)
NS0	0.002579576
NS1	0.007653318
NS2	0.021144343
NS3	0.011688705
NS4	0.018534946
NS5	0.071373506
NS6	0.066495742

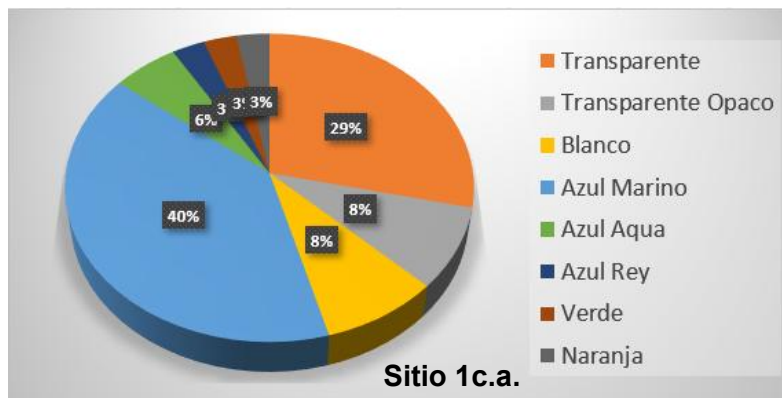
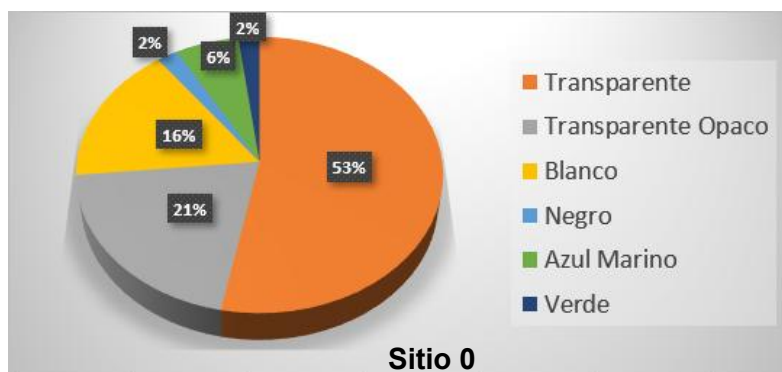
	Pi (Proporción de cada polímero)																
Sitio	Acrilato (otro ABA	Barniz alquitr	NPA	PA	PET	PE	PP	PC	PS	PU	PVA	PVC	PSU	PAC	PMMA	EVA	Caucho
S0	0.03125	0	0	0	0.15625	0.25	0	0	0.0625	0.40625	0	0.03125	0.03125	0	0	0.03125	0
S1	0	0	0	0.01818182	0	0.10909091	0.38181818	0.32727273	0	0	0	0	0	0.16363636	0	0	0
S2	0.455445545	0.01320132	0.00660066	0.00330033	0.00660066	0.10726073	0.06105611	0.12541254	0	0.09075908	0.07755776	0.00165017	0.00660066	0.02475248	0.01980198	0	0
S3	0	0	0	0	0.02	0	0	0.24	0	0.72	0	0	0	0	0	0.02	0
S4	0.009009009	0.22522523	0	0	0.07207207	0.09009009	0.10810811	0.07207207	0	0.3963964	0	0	0.00900901	0.00900901	0	0.00900901	0
S5	0	0.06521739	0	0	0.57971014	0.07246377	0	0.10869565	0.00724638	0.11594203	0	0	0.00724638	0	0.02173913	0	0.00724638
S6	0.178385417	0.00260417	0.11848958	0	0.01171875	0.04817708	0.12239583	0.09635417	0	0.01692708	0.3125	0.01953125	0.05729167	0.00130208	0.00260417	0	0.00130208

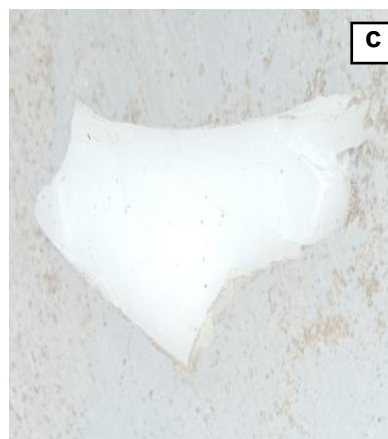
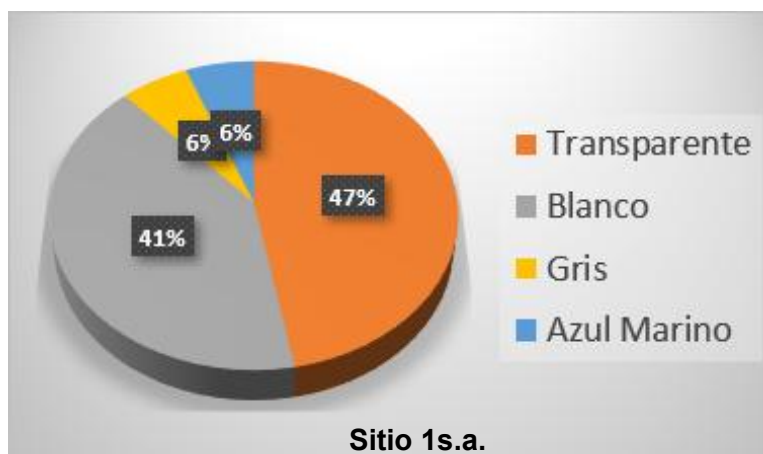
Sitio	Pi2 (Proporción de cada polímero)														
	Acrilato (otro)	ABA	Barniz alquid	NPA	PA	PET	PE	PP	PC	PS	PU	PVA	PVC	PSU	PAC
S0	0.000976563	0	0	0	0.02441406	0.0625	0	0	0.00390625	0.16503906	0	0.00097656	0.00097656	0	0.00097656
S1	0	0	0	0.00033058	0	0.01190083	0.14578512	0.10710744	0	0	0	0	0	0	0.02677686
S2	0.207430644	0.00017427	4.3569E-05	1.0892E-05	4.3569E-05	0.01150486	0.00372785	0.01572831	0	0.00823721	0.00601521	2.723E-06	4.3569E-05	0.00061269	0.00039212
S3	0	0	0	0	0.0004	0	0	0.0576	0	0.5184	0	0	0	0	0
S4	8.11622E-05	0.0507264	0	0	0.00519438	0.00811622	0.01168736	0.00519438	0	0.1571301	0	0	8.1162E-05	8.1162E-05	0.1162E-05
S5	0	0.00425331	0	0	0.33606385	0.005251	0	0.01181474	5.251E-05	0.01344255	0	0	5.251E-05	0	0.00047259
S6	0.031821357	6.7817E-06	0.01403978	0	0.00013733	0.00232103	0.01498074	0.00928413	0	0.00028653	0.09765625	0.00038147	0.00328234	1.6954E-06	6.7817E-06

D = índice de dominancia	1-D (diversidad)	1/D (N efectivo)
ΣPi2		
0.259765625	0.740234375	3.84962406
0.291900826	0.708099174	3.425821065
0.253967476	0.746032524	3.937512062
0.5768	0.4232	1.73370319
0.238373509	0.761626491	4.195097038
0.371665616	0.628334384	2.690590562
0.174316406	0.825683594	5.736694678

N concentración total de MP por sitio, Pi proporción de cada polímero. Acrilato (otros), acrilonitrilo-butadieno (ABA), etileno acetato de vinilo (EVA), nueva aleación polimérica (NPA), poliamida (PA), polietileno clorado (CPE), policarbonato (PC), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), polimetil metacrilato (PMMA), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polisulfonas (PSU), poliuretano (PU), alcohol polivinílico (PVA) y caucho.

Microplásticos en suelo





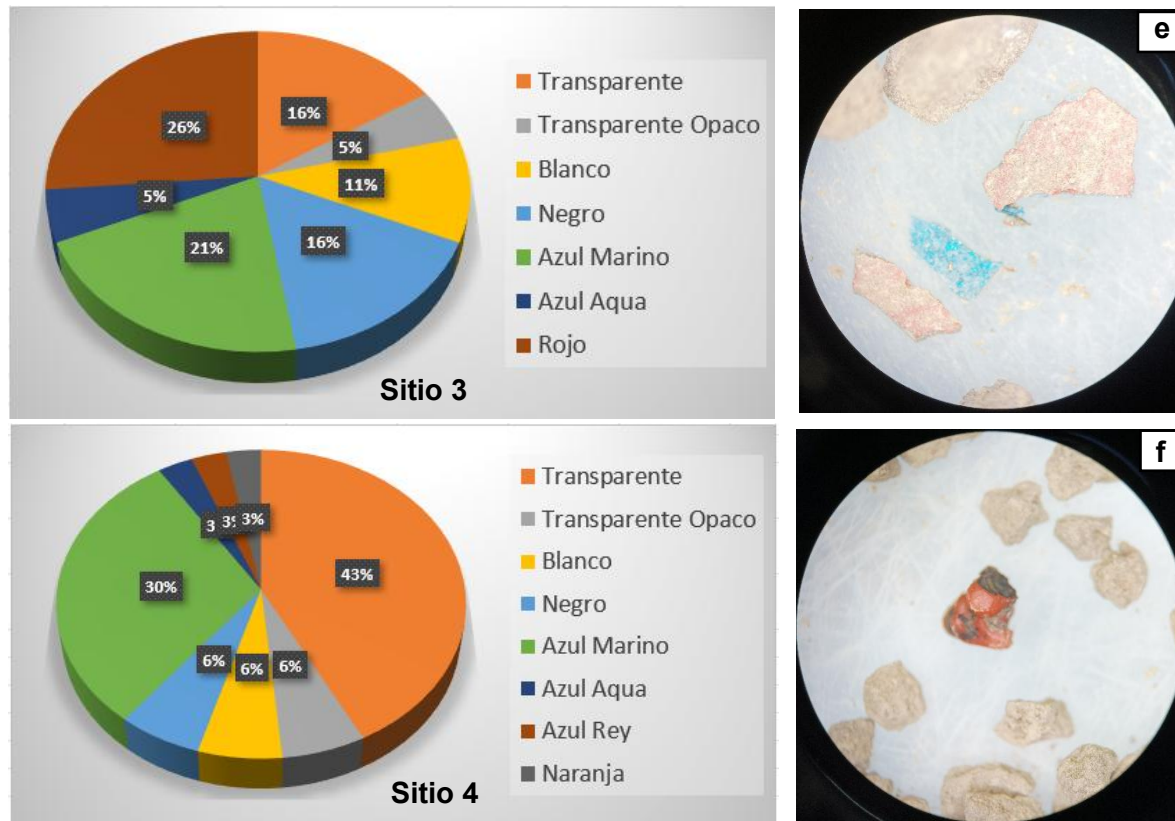
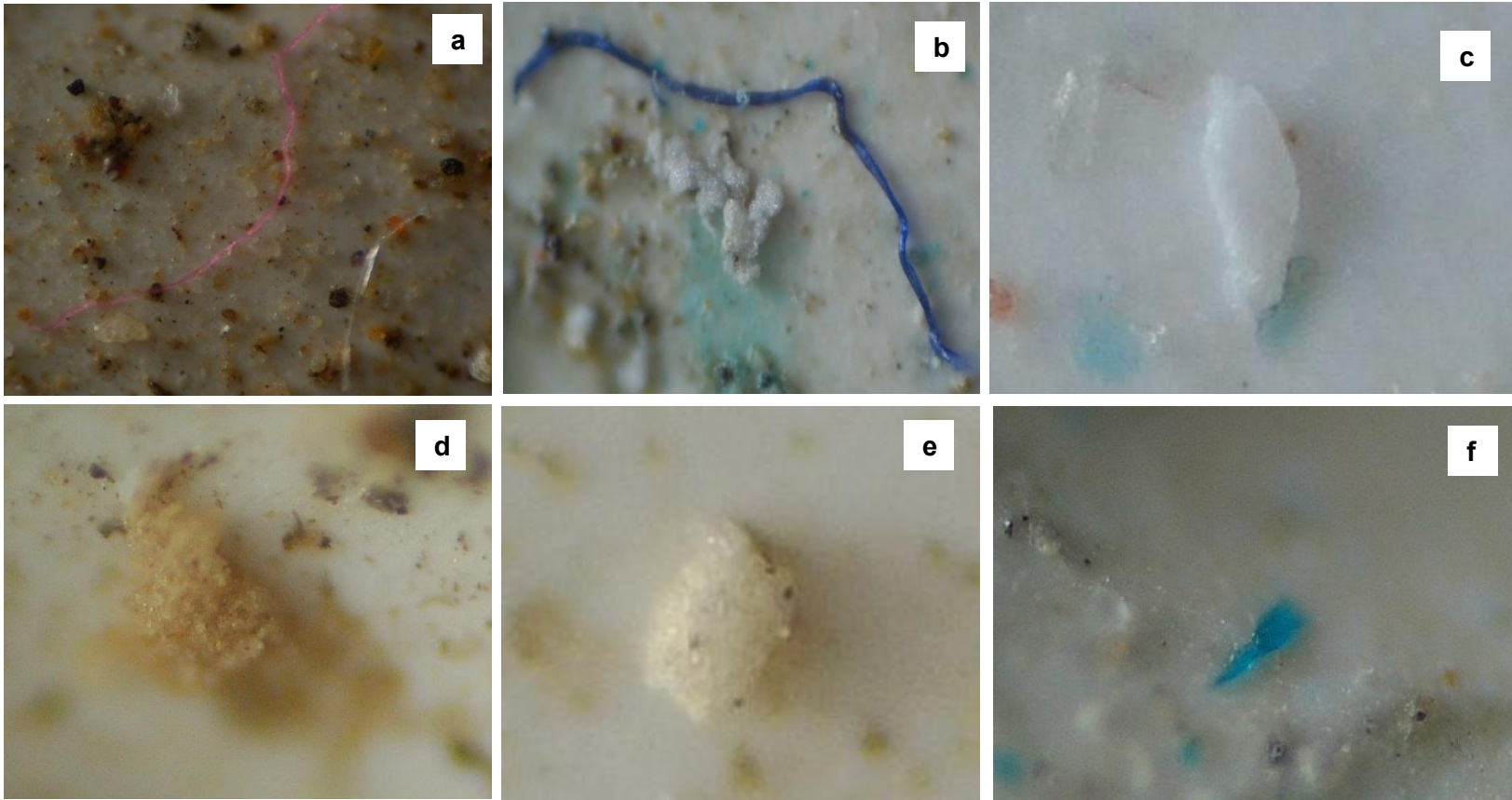


Figura 10. Porcentaje de partículas de posibles microplásticos, clasificados por color, en los suelos de los sitios 0, 1 c.a., 1 s.a., 2, 3 y 4 de la RBBM. c.a.: con acolchado, s.a.: sin acolchado. Se observa la morfología de partículas: a) conjunto de fibras moradas, b) conjunto de fibras rojas, c) fragmento blanco, película plateada, e) fragmento con diamantina azul, f) fragmento naranja.

Microplásticos en aves

Las aves del sitio de estudio 1c.a. y 1s.a. (Tecz Cruz Cozapa) presentaron partículas de posibles microplásticos en su contenido gástrico. Entre los colores que presentaron dichas partículas se encuentran azul marino, rojo, blanco, transparente, amarillo y naranja. La morfología de las partículas encontradas fue la de fibras, fragmentos y espuma (Figura 12).



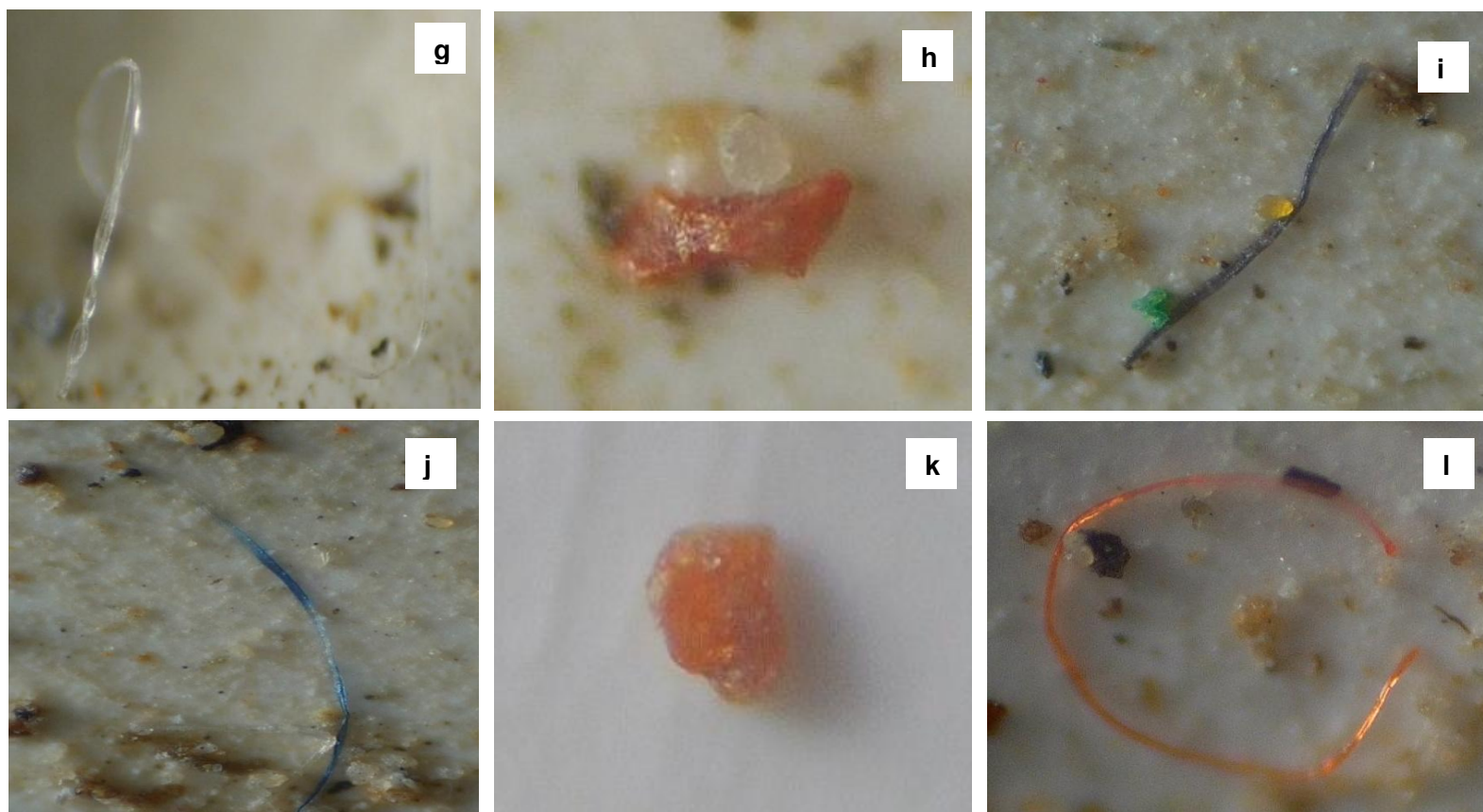


Figura 12. Partículas de posibles microplásticos presentes en el contenido gástrico de aves, categorizadas por color y forma: a) fibra roja y fibra transparente, b) fibra azul y espuma blanca, c) fragmento blanco, d) espuma amarilla, e) espuma blanca, f) fragmento azul, g) fibra transparente, h) fragmento naranja, i) fragmento azul/fibra verde y pellet amarillo, j) fibra azul, k) esfera naranja y l) fibra naranja.

