

Plumas de *Columba livia* como biomarcador de riesgos por metales de interés toxicológico (MIT) en ambientes urbanos.
Feathers of *Columba livia* as a Biomarker of Risks from Metals of Toxicological Interest (MIT) in Urban Environments

A. A. García-López ^a, J. C. Gaytán-Oyarzun ^a, A. Ibarra-Bautista ^a, G Pulido-Flores ^a

^aÁrea Académica de Biología, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

Resumen

La contaminación por metales de interés toxicológico (MIT) en ambientes urbanos representa un problema ambiental y la salud debido a su persistencia y bioacumulación. *Columba livia* constituye un organismo centinela útil para evaluar la calidad ambiental urbana. En este estudio se evaluó la presencia de MIT en una muestra compuesta de suelo superficial urbano y se determinó su relación con la bioacumulación en plumas de *Columba livia* como biomarcador no invasivo de exposición.

Se estimaron indicadores de riesgo ecológico (Er), riesgo no cancerígeno (HQ), riesgo cancerígeno (LCRi) y riesgo ecotoxicológico (RQ) en plumas. Los resultados mostraron la presencia de MIT en la muestra compuesta de suelo, con valores bajos de Er y HQ; sin embargo, se identificó un LCRi significativo asociado al Cd para adultos y niños. En plumas, Cd y Hg presentaron alta bioacumulación, con valores de RQ muy elevados. Estos hallazgos confirman a *Columba livia* como un biomonitor útil para evaluar contaminación urbana y riesgo ambiental.

Palabras Clave: metales de interés toxicológico; suelos superficiales urbanos; *Columba livia*; riesgo ecológico; bioacumulación.

Abstract

Contamination by toxicologically relevant metals (TRMs) in urban environments represents an environmental and health problem due to their persistence and bioaccumulation. *Columba livia* is a useful sentinel organism for assessing urban environmental quality. In this study, the presence of TRMs in a composite sample of urban surface soil was evaluated, and their relationship with bioaccumulation in *Columba livia* feathers was determined as a non-invasive biomarker of exposure. Ecological risk (Er), non-carcinogenic risk (HQ), carcinogenic risk (LCRi), and ecotoxicological risk (RQ) indicators were estimated in feathers. The results showed the presence of TRMs in the composite soil sample, with low Er and HQ values; however, a significant LCRi associated with Cd was identified for both adults and children. In feathers, Cd and Hg showed high bioaccumulation, with very high RQ values. These findings confirm *Columba livia* as a useful biomonitor for assessing urban contamination and environmental risk

Keywords: Toxicologically relevant metals; urban surface soils; *Columba livia*; ecological risk; bioaccumulation.

*Autor para la correspondencia: ga435151@uaeh.edu.mx

Correo electrónico: ga435151@uaeh.edu.mx (Anahí Aide García-López), jcgaytan@uaeh.edu.mx (Juan Carlos Gaytán-Oyarzun), ib230624@uaeh.edu.mx (Arnold Ibarra-Bautista), gpulido@uaeh.edu.mx (Griselda Pulido-Flores).

1. Introducción

Los metales de interés toxicológico (MIT) son elementos químicos con propiedades particulares que los distinguen de otros en la tabla periódica, como su alta densidad, elevado número atómico (superior a 20) y toxicidad (Alloway, 2013; Morales, 2013; Londoño-Franco et al., 2016). Estos elementos son considerados contaminantes ambientales de gran preocupación, debido a su persistencia en el ambiente, al ser incapaces de degradarse por medios ambientales; a su biodisponibilidad; a su capacidad de bioacumularse; a su biomagnificación a lo largo de las redes tróficas, y a su potencial para provocar efectos adversos en la salud incluso en bajas concentraciones (ATSDR, 2005).

Los MIT están presentes en el ambiente de forma natural, como parte de la corteza terrestre, sin embargo, diversas actividades antropogénicas primarias y de tipo industrial incrementan significativamente su liberación y dispersión (Londoño-Franco et al., 2016). Ante esta problemática, ha surgido la necesidad de desarrollar esquemas de monitoreo que permitan evaluar la calidad ambiental (Parra Ochoa, 2014).

Desde la década de 1960, el uso de bioindicadores y biomonitores se ha consolidado como una herramienta fundamental en la evaluación ecológica. Estos se definen como organismos o comunidades biológicas que proporcionan información sobre la calidad ambiental ya sea de forma cualitativa o cuantitativa, permitiendo evaluar los efectos de los cambios en el medio y la presencia de contaminantes (Markert et al., 2003). Además, literatura más reciente confirma que los bioindicadores responden de manera predecible a estas variaciones y permiten detectar contaminación y perturbaciones en distintos niveles biológicos (Ghannem et al., 2024).

Este enfoque ofrece ventajas significativas sobre la química analítica en matrices complejas como agua, aire o suelo. Mientras que los métodos químicos detectan contaminantes específicos en un momento dado, los bioindicadores integran efectos acumulativos a lo largo del tiempo de vida, revelan bioacumulación, toxicidad real en organismos vivos y respuestas ecosistémicas integradas, como alteraciones en la biodiversidad o cadenas tróficas (Stankovic & Stankovic, 2013; Markert et al., 2003; Van der Oost et al., 2003).

Entre los organismos más utilizados como bioindicadores de calidad ambiental se encuentran las aves, debido a su capacidad para monitorear simultáneamente aire, suelo y agua, así como por su tendencia de acumular sustancias tóxicas (Becker, 2003).

En México, la paloma doméstica (*Columba livia* Gmelin, 1789), de origen euroasiático, es considerada una especie invasora (GISD, 2008), ampliamente asociada a ambientes urbanos y suburbanos, donde establece una estrecha relación con los asentamientos humanos. Su presencia se ha documentado en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, en años recientes, lo que refleja su adaptación a espacios urbanizados y su convivencia constante con la actividad humana (Zuria et al., 2019). Esta cercanía con la población favorece su abundancia, ya que encuentra alimento, agua y sitios de refugio en el entorno urbano, por lo que se le

considera una especie de interés en estudios de contaminación ambiental y exposición a contaminantes (Zúñiga et al., 2017).

La zona metropolitana de Pachuca se ubica en la región minera Pachuca-Actopan, caracterizada por la presencia de jales (residuos mineros), los cuales constituyen una fuente significativa de MIT en el ambiente. Estos depósitos son el resultado de más de 500 años de extracción de oro y plata, y las condiciones meteorológicas locales favorecen la dispersión de sus partículas, incrementando su disponibilidad en el entorno (Hernández-Acosta et al., 2009; Servicio Geológico Mexicano, 2018).

Asimismo, la presencia de MIT en suelos urbanos se asocia a fuentes antropogénicas, como actividades agrícolas (uso de fertilizantes y plaguicidas), generación de energía eléctrica, industrias (principalmente en la producción de hierro y acero) y tránsito vehicular (Pérez-Segovia, 2018).

Por ello, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la concentración de MIT en suelos superficiales urbanos y en plumas de *Columba livia*, así como estimar el riesgo ecológico, el riesgo no cancerígeno y cancerígeno para la salud humana, y el riesgo ecotoxicológico asociado a su bioacumulación en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Zona Metropolitana de Pachuca (ZMP; Figura 1), integrada por los municipios de Epazoyucan, Mineral de la Reforma, Mineral del Monte, San Agustín Tlaxiaca, Zapotlán de Juárez y Zempoala, con Pachuca de Soto como municipio central. De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda 2020, la ZMP abarca una superficie de 1 184,8 km² (INEGI, 2021) y concentra el 21,6% de la población total del estado de Hidalgo, equivalente a 665 929 habitantes (Ramírez-Áviles & Solís-Murcia, 2023). La concentración poblacional y las actividades urbanas de la región se han relacionado con distintos procesos de deterioro ambiental, entre ellos la generación de residuos sólidos urbanos, el vertido de aguas residuales, los cambios en el uso del suelo y las emisiones asociadas al transporte y a otras actividades productivas (Instituto Municipal de Investigación y Planeación, 2017; SEMARNAT & SSA, 2007).

La zona de estudio constituye un sitio de interés ecotoxicológico debido a la presencia de metales de interés toxicológico (MIT), asociados tanto a la acumulación histórica de jales mineros como a la actividad de al menos 39 empresas de los sectores automotriz, textil y de confección (Hipólito, 2022). Asimismo, la circulación aproximada de 13 688 vehículos en la zona, reportada por la Secretaría de Movilidad y Transporte (García, 2022), contribuye a la emisión de contaminantes potencialmente relevantes para el ambiente y la salud.



Figura 1: Mapa de la zona metropolitana de Pachuca de Soto, Hidalgo (Google Maps, 2024).

2.2. Puntos de muestreo

Mediante la técnica de puntos de concentración poblacional, se identificaron cuatro áreas de alta agregación natural de *Columba livia* (Zuria et al., 2019) en la zona conurbada de Pachuca de Soto, Hidalgo (>50 individuos). Los puntos de muestreo se seleccionaron prioritariamente donde las palomas exhiben mayor abundancia y permanencia, minimizando sesgos de muestreo aleatorio basado en prácticas estándar para densidad poblacional en aves urbanas (Fruh et al., 2019). La Tabla 1 detalla la ubicación geográfica (coordenadas GPS).

Tabla 1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo

Sitio	Latitud (N)	Longitud (O)
A	20°07'25" N	98° 45'22" W
B	20°06'60" N	98°44'54" W
C	20°07'42" N	98°44'04" W
D	20°06'14" N	98°43'10" W

2.3 Toma de Muestras

A) Suelos superficiales urbanos

Se recolectaron muestras de suelo superficial urbano (0-5 cm) en los cuatro puntos previamente seleccionados. Se obtuvieron 8 muestras simples (2 por sitio), homogeneizadas en una muestra compuesta (>500 g post-tamizado <2 mm), conforme a la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2016 (Secretaría de Economía, 2016).

Este tamaño de muestra (8 simples → 1 compuesta con ≥250 g de residuo fino) es representativo para sitios <0.5 ha en estudios preliminares de screening de metales en suelos urbanos heterogéneos, minimizando variabilidad espacial y costos analíticos (MINAM, 2014; Pure Earth, 2021). Las muestras compuestas promedian contaminantes en áreas de exposición biológica como el forrajeo de palomas, recomendando 6-12 submuestras para ~80% de precisión antes de análisis detallados de bioacumulación en plumas (Mendoza & Espinoza, 2017; MINAM, 2014).

Este enfoque es pertinente para estudios de química analítica rutinaria en suelos contaminados urbanos, detectando distribución horizontal de metales accesibles a *Columba livia* como bioindicador previo a evaluaciones de plumas (Valladares-Faúndez et al., 2021; MINAM, 2014).

B) Plumas

En los cuatro puntos de mayor agregación de *Columba livia* en Pachuca de Soto (Tabla 1), se recolectaron plumas sueltas (7-8 por sitio), lavadas con solución Tween 20 (1%) y agua destilada, enjuagadas con etanol al 70%, secadas a 40°C por 24 h y almacenadas en bolsas de polietileno a -20°C hasta análisis (Burger et al., 2007; Fonseca, 2018). Este protocolo remueve >95% de contaminantes externos preservando metales intracuticulares, válido para química analítica en estudios urbanos (Scheuhammer & Graham, 2001).

2.4 Procesamiento de las muestras

A) Suelo superficial urbano

Las ocho muestras simples de suelo superficial (0–5 cm), recolectadas en los cuatro sitios seleccionados, se tamizaron a 0.5 mm para obtener la fracción fina (<500 μm), representativa de partículas potencialmente inhalables y accesibles al forrajeo aviar (Secretaría de Economía, 2016). Debido a la heterogeneidad espacial de los ambientes urbanos, se preparó una muestra compuesta homogénea (MINAM, 2014). De esta se pesaron 10 g, que se lixiviaron con 100 mL de agua destilada bajo agitación (120 rpm, 24 h, 25 °C), se digirieron con HNO₃ al 65%, se filtraron (0.45 μm) y se aforaron a 100 mL para su análisis por ICP-MS (APHA, 2017).

B) Plumas

De las 30 plumas recolectadas (7-8 por sitio), se seleccionaron segmentos de 2 cm del ápice (exterior) y 2 cm del cálamo (base) para capturar gradientes de bioacumulación (Figura 3; Burger et al., 2007). Cada segmento (~0.5 g) se pesó en balanza analítica (±0.1 mg), se trituró y homogeneizó por vórtex (15 s). Se tomaron tres submuestras por sitio (~0.2 g), sometidas a digestión ácida cerrada con 10 mL de HNO₃ (65%, 180°C, 15 min) en sistema microondas MARSX (CEM Corporation). Post-digestión, las soluciones se enfriaron a temperatura ambiente, se aforaron a 100 mL en matraces volumétricos y almacenaron a 4°C hasta determinación espectroscópica por ICP-OES (Fonseca, 2018).



Figura 3. Contraste del ápice y cálamo

2.5 Química Analítica

A) Suelos superficiales urbanos

Se empleó espectroscopia de absorción atómica por flama conforme a la norma NOM-084-STPS-1994.

B) Plumas

Se utilizó la técnica de ICP-OES de acuerdo con la norma NMX-AA-131/1-SCFI-2021.

2.6 Estimación del riesgo ecológico

A partir de las concentraciones de metales y metaloides (MIT) determinadas en la muestra compuesta de suelo superficial urbano, se realizó una estimación preliminar del cociente de peligro (CP) (CEPIS/OPS, 2005; Lu et al., 2015), mediante la siguiente ecuación, la cual permite determinar el riesgo ecológico:

$$CP = C_{EXP} / C_{REF} \quad (1)$$

Donde C_{EXP} = concentración de exposición medida en suelos urbanos superficiales (mg/kg); C_{REF} = concentración de referencia (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y Canadian Soil Quality Guidelines, CCME, 2007; Lu et al., 2015).

Se considera “riesgo ambiental bajo” cuando $CP \leq 1$ y “riesgo ambiental alto” si $CP \geq 6$ (CEPIS/OPS, 2005; Lu et al., 2015).

A partir del valor obtenido de CP, se calculó el riesgo ecológico potencial (Er) (Hamid et al., 2022) mediante la siguiente ecuación:

$$Er = T_R \times CP \quad (2)$$

Donde: Er = riesgo ecológico potencial; T_R = índice de respuesta a la toxicidad.

El índice de respuesta tóxica (T_R , por sus siglas en inglés) (Hamid y Payandeh (2022).

Para la interpretación de los resultados, el valor de Er expresa el riesgo ecológico potencial de cada MIT y se clasifica en cinco niveles: $Er \leq 40$ (bajo), $40 < Er < 80$ (medio), $80 < Er < 160$ (significativo), $160 < Er < 320$ (alto), $Er \geq 320$ (muy alto).

Debido a la presencia de varios MIT en la zona de estudio, se calculó el índice de riesgo ecológico acumulativo (ErI), el cual aplica solo a MIT con mecanismos tóxicos similares, mediante la siguiente ecuación:

$$ErI = \sum Er_1 + Er_2 + Er_n \quad (3)$$

Para su interpretación, Hamid y Payandeh (2022) proponen la siguiente clasificación: $ErI < 150$ (bajo), $ErI < 300$ (moderado), $ErI < 600$ (alto) y $ErI \geq 600$ (muy alto).

2.7 Estimación de riesgo a la salud

La presencia de MIT en suelos superficiales permite estimar, de manera preliminar, el riesgo a la salud en humanos (ERSH) por exposición a suelo superficial urbano, mediante diversas vías de exposición (oral, dérmica e inhalatoria). Se utilizaron las siguientes ecuaciones para calcular la dosis diaria de exposición (DDE) (mg/kg/día) propuestas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, US-EPA (1989). Las ecuaciones utilizadas son:

$$DDE_{oral} = C_s \times IR \times EF \times ED \times CF / PC \times AT \quad (4)$$

$$DDE_{inh} = C_s \times IR_{air} \times EF \times ED / PC \times AT \times PEF \quad (5)$$

$$DDE_{derm} = C_s \times SA \times FE \times AF \times ABS \times EF \times ED \times CF / PC \times AT \quad (6)$$

Donde: DDE_{oral} = Dosis diaria de exposición por vía oral; DDE_{inh} = Dosis diaria de exposición por inhalación; DDE_{derm} = Dosis diaria de exposición por exposición dérmica; C_s = concentración de metales pesados en suelo en mg/kg.

Los parámetros de exposición, según el Departamento de Asuntos Ambientales (2010), se utilizaron para calcular la dosis diaria estimada (DDE) por diferentes vías de exposición; estos se describen en la Tabla 2.

A partir de dichos valores, se determinó el índice de riesgo no cancerígeno (Hazard Quotient: HQ) mediante la ecuación:

$$HQ = DDE / \text{Valor de referencia} \quad (7)$$

Los valores de referencia empleados fueron los niveles mínimos de riesgo (MRL) establecidos por la ATSDR para cada MIT. En casos sin MRL disponible, se utilizaron los valores de RfD (dosis de referencia oral) y RfC (concentración de referencia inhalatoria) reportados por la US-EPA (2008).

La Oficina de Evaluación de Riesgo a la Salud de California (OEHHA) define el índice acumulado de riesgo no cancerígeno (HI) como la suma de los cocientes de riesgo (HQ) para sustancias que afectan el mismo órgano diana, sistema de órganos o mecanismo de acción (García-Reynoso et al., 2007), a partir de la siguiente fórmula:

$$HI = \sum_j^i HQ \quad (8)$$

El valor del índice acumulado de riesgo no cancerígeno se interpreta así: $HI > 10$ (alto); entre 3 y 10 (medio alto); entre 1 y 3 (medio); y $HI < 1$ (bajo) (US-EPA, 2005; US-EPA, 2014; Gerba, 2019; AESAN, 2020).

De igual forma el riesgo cancerígeno individual (CRi), se estimó a partir de los valores de CDI mediante la siguiente fórmula:

$$CRi = DDE_{Total} \times CSF \quad (9)$$

Donde: DDE_{Total} es la sumatoria de la dosis de exposición diaria por vía oral, dérmica e inhalatoria; y CSF corresponden al factor de pendiente cancerígena. El valor total ($\sum CRi$) se obtuvo como la suma de las contribuciones individuales de cada metal. Este enfoque ha sido estandarizado por la USEPA en sus guías de evaluación (US-EPA, 2005).

La probabilidad total de incidencia de cáncer (TCRi) se calculó como la suma de las contribuciones individuales de cada metal. Este método, estandarizado por la US-EPA (2005) para exposiciones a múltiples sustancias que afectan el mismo órgano diana, sistema de órganos o mecanismo de acción, se expresa mediante la ecuación:

$$TCR = \sum_j^i CRi \quad (10)$$

Donde CRi corresponde a la probabilidad de cáncer individual de cada contaminante.

Históricamente, valores mayores a 1E-6 se han considerado preocupantes (CalEPA, 2021). Por lo tanto, se tomaron los siguientes criterios tanto para estimación individual (CRi) como para el acumulado (TCR): valores > 1E-6 (alto) y valores ≤ 1E-6 (bajo).

2.8 Evaluación ecotoxicológica

Con base en los resultados de la química analítica de las plumas de *Columba livia*, se determinó el factor de bioacumulación (BAF) de los MIT detectados en las plumas, mediante la siguiente ecuación:

$$BAF = C_{OBS}/C_{EXP} \quad (11)$$

Donde: C_{OBS} = concentración observada en el organismo (plumas); C_{EXP} = concentración de exposición medida en suelos superficiales urbanos (mg/kg).

Para su interpretación, Alderete-Suárez *et al.* (2019), consideran tres niveles: BAF < 1 = especie excluyente; BAF > 1 = especie acumuladora; BAF > 10 = especie hiperacumuladora.

Para la evaluación del riesgo ecotoxicológico (RQ), se determinó inicialmente la concentración sin efecto predecible (PNEC, Predicted No Effect Concentration) en un receptor ecológico no humano (REnH), específicamente *Columba livia*, según Kaifer *et al.* (2004).

La concentración sin efecto predecible (PNEC) se estimó a partir del nivel sin efecto adverso observado (NOAEL, No Observed Adverse Effect Level), utilizando valores de referencia reportados para otras especies de aves, debido a que no se dispone de información específica para *Columba livia*. Para ello, se aplicó un factor de incertidumbre (FI) de 5, conforme a los criterios de Kaifer *et al.* (2004), seleccionando como especies de referencia al pato real (*Anas platyrhynchos*), la codorniz japonesa (*Coturnix japonica*) y el pato mudo o criollo (*Cairina moschata*). La PNEC se calculó mediante la ecuación:

$$PNEC = NOAEL/FI \quad (12)$$

Las tres especies elegidas, son receptores ecológicos no humanos (REnH) ideales para calcular PNEC en evaluaciones de riesgo, perfectas para factores de incertidumbre (FI) cuando no hay NOAEL específico de paloma (US-EPA, 1993; Kaifer *et al.*, 2004)

A partir de PNEC, se calculó el riesgo ecotoxicológico (RQ) mediante la siguiente ecuación:

$$RQ = (PEC \text{ o } MEC) / PNEC \quad (13)$$

Donde: RQ = riesgo ecotoxicológico; PEC = concentración de exposición predictiva (concentración

medida ambientalmente en suelo); MEC = concentración de exposición medida (valor obtenido en el biomarcador evaluado: plumas).

Para su interpretación (Kaifer *et al.*, 2004), se aplicaron dos criterios de riesgo ecotoxicológico: alto (RQ > 1) y bajo (RQ ≤ 1).

2.9 Limitaciones metodológicas

Este estudio preliminar utilizó n=4 puntos de muestreo y 8 submuestras simples 2 por cada sitio) para generar una muestra compuesta, enfoque válido para screening inicial de contaminantes en áreas urbanas heterogéneas (MINAM, 2014; Mendoza & Espinoza, 2017). No obstante, este diseño reduce la variabilidad espacial y limita los análisis estadísticos robustos (e.g., ANOVA, varianza espacial), justificando su connotación preliminar. Los índices de riesgo calculados presentan incertidumbre asociada (±30-50%) debido al uso de promedios compuestos; estudios futuros deben incorporar ≥12 puntos y análisis individuales para mapear gradientes espaciales y validar la representatividad regional.

3. Resultados y discusión

Los resultados de la química analítica de los suelos superficiales urbanos en la zona metropolitana de Pachuca, (Tabla 3), evidenciaron la presencia de cuatro MIT: Cd, Cr, Hg y Pb. Entre ellos, el Cr registró la mayor concentración (14 mg/kg), mientras que el Mg presentó la menor (0.2 mg/kg). Este patrón es consistente con los hallazgos de Pérez-Segovia, (2018) donde reportó la presencia de los cuatro MIT analizados en suelos superficiales urbanos de la Ciudad de Pachuca; sin embargo, las concentraciones que se reportan no son las mismas, lo cual puede atribuirse a la variabilidad espacial y temporal propias de los ambientes urbanos debido a factores como emisiones de escape de los vehículos automotores, actividades antropogénicas industriales, viento, humedad, etc. (Cai *et al.*, 2013).

Al comparar las concentraciones observadas de los MIT con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y con las Directrices Canadienses de la calidad del suelo (CCME, 2007), se encontró que todas se ubicaron por debajo de los valores de referencia, lo que sugiere un “riesgo ambiental bajo”, (Tabla 3); aun cuando para obtener los valores de CP se utilizaron las directrices canadienses que presentan valores más estrictos. Este resultado se ve apoyado nuevamente a partir del estudio realizado por Pérez-Segovia, (2018), donde se menciona que MIT como As, Hg y Cd no sobrepasan los límites permisibles de la norma oficial, sin embargo, es importante mencionar que la simple presencia de los MIT en los suelos superficiales urbanos de la zona metropolitana de Pachuca indica la existencia de una fuente potencial de exposición para la biota urbana y para la población residente.

Riesgo ecológico

La evaluación de Er, asociado a los metales tóxicos permite determinar en qué medida pueden impactar el

entorno natural y el equilibrio del ecosistema (Adewumi *et al.*, 2022); estos valores calculados (Tabla 3), fueron consistentemente bajos con valores menores a 40 en todos los MIT, lo que indica un riesgo “bajo” de acuerdo a los criterios de Hamid y Payandeh (2022). De manera congruente, el ErI fue de 6.21, valor que también se interpreta como riesgo bajo en términos de exposición ecológica al tener un valor <150. Este resultado sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, la carga metálica detectada en el suelo urbano superficial no representa un riesgo ecológico elevado para el entorno inmediato.

Lo anterior, es compatible con lo descrito por Adewumi *et al.* (2022), donde se analizó el Er de 174 suelos urbanos de distintas ciudades del mundo y reportan valores de Er heterogéneos por arriba y por debajo de los observados en este trabajo; el Er mostró que los metales en los suelos urbanos pueden variar ampliamente entre sitios y que Hg y Cd suelen concentrar los mayores niveles de riesgo ecológico relativo. En este estudio, precisamente Cd y Hg presentaron los valores más altos dentro del conjunto de metales evaluados, aunque sin alcanzar umbrales de riesgo alto.

Tabla 3. Riesgo ecológico de metales presentes en suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo

MIT	C _{EXP} (mg/Kg)	C _{REF} [*] (mg/Kg)	CP	T _R ^{**}	Er
As	Nd	12	0	10	0
Cd	1.4	10	0.14	30	4.2
Cr	14	60	0.23	2	0.46
Hg	0.2	6.6	0.03	40	1.2
Pb	11	140	0.07	5	0.35
ERI					6.21
Σ					

Concentración de exposición (C_{EXP}), Concentración de referencia (C_{REF}), Coeficiente de Peligro ambiental (CP), Índice de respuesta a la toxicidad (T_R), Índice de potencial de riesgo ecológico (Er), Índice de riesgo ecológico acumulativo (ERI). (CCME, 2007) *, (Hamid et al., (2022) **.

Riego potencial a la salud humana (ERSH)

La estimación del riesgo potencial a la salud humana (ERSH) por exposición a suelos urbanos en dos sectores poblacionales (niños -3 años y adultos entre 40-60 años), indicó que los valores de DDE fueron bajos en todas las vías de exposición evaluadas (<1) (Tabla 4), el valor más alto de DDE en niños vía ingesta es DDE_{ing} = 1.53E-05 que corresponde a Cr y el valor más bajo es vía inhalatoria con un DDE_{inh} = 5.90E-11 que corresponde a Cd. En adultos el valor más alto es también vía ingesta con un valor de DDE_{ing} = 8.22E-06 que corresponde a Cr nuevamente y el valor más bajo también vía inhalatorias con un valor de

DDE_{inh} = 1.81E-11 que corresponde a Hg (US-EPA, 2001).

La vía oral presentó los valores más altos de DDE, particularmente para Cr, mientras que la vía inhalatoria mostró los valores más bajos para Cd y Hg. Este patrón coincide con lo esperado en suelos urbanos, donde la ingestión incidental suele representar la principal ruta de exposición, especialmente en población infantil (US-EPA, 2001).

A partir de los DDE se calcularon los cocientes de peligro (HQ), todos <1, al igual que el índice de peligro acumulado (HI). En consecuencia, la exposición estimada se interpreta como de bajo riesgo no cancerígeno para las poblaciones evaluadas. Sin embargo, estos resultados derivan de una muestra compuesta y, por tanto, representan una condición promedio del sitio, no la variabilidad puntual de toda el área de estudio.

Siguiendo los criterios de Adimalla y Wang (2018) (Tabla 5), el riesgo cancerígeno individual (CRi) por Cd vía oral resultó elevado en niños, mientras que por vías inhalatoria y dérmica fue bajo. El riesgo acumulado (TCR) mostró alta incidencia de cáncer en este grupo. En adultos, tanto los riesgos individuales como el acumulado se clasificaron como bajos (ATSDR, 2008).

Este resultado es congruente con lo reportado en suelos superficiales de Telangana, India (Adimalla & Wang, 2018), donde se evaluaron los mismos sectores (niños y adultos) y al igual que los presentes resultados se determinó el riesgo cancerígeno individual (CRi), en niños se observó valor elevado para Cd por vía oral. Estos datos identificaron la vía oral como una de las principales rutas de ingreso de contaminantes en escenarios de exposición a suelo urbano contaminado (ATSDR, 2008).

Tabla 4. Riesgo a la Salud Humana (RSH) por exposición a MIT presentes en suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo.

Niños	MIT	DDE _{Oral} (mg/kg/día)	DDE _{Inh} (mg/kg/día)	DDE _{Derm} (mg/kg/día)	MRL _{Oral} (mg/kg/día)*	MRL _{Inh} (mg/m ³ /día) *	HQ _{Oral}	HQ _{Inh}	HQ _{Dems}
	Cd	1.53E-06	5.90E-11	1.97E-07	1.00E-04	1.00E-05	1.53E-02	5.90E-06	1.97E-03
	Cr	1.53E-05	5.90E-10	1.97E-06	9.00E-04	5.00E-06	1.70E-02	1.18E-04	2.18E-03
	Hg	1.02E-06	3.93E-11	1.31E-07	1.00E-04	3.00E-04	1.02E-02	1.31E-07	1.31E-03
	Pb	1.21E-05	4.64E-10	1.54E-06	3.60E-03**	1.50E-04**	3.35E-03	3.09E-06	4.29E-04
	ΣMIT						4.60E-02	1.27E-04	5.89E-03

Adultos	MIT	DDE _{Oral} (mg/kg/día)	DDE _{Inh} (mg/kg/día)	DDE _{Derm} (mg/kg/día)	MRL _{Oral} (mg/kg/día)*	MRL _{Inh} (mg/m ³ /día) *	HQ _{Oral}	HQ _{Inh}	HQ _{Dems}
	Cd	8.22E-07	1.26E-10	2.04E-07	1.00E-04	1.00E-05	8.22E-03	1.26E-05	2.04E-03
	Cr	8.22E-06	1.26E-09	2.04E-06	9.00E-04	5.00E-06	9.13E-03	2.53E-04	2.26E-03
	Hg	1.17E-07	1.81E-11	2.91E-08	1.00E-04	3.00E-04	1.17E-03	6.02E-08	2.91E-04
	Pb	6.46E-06	9.94E-10	1.60E-06	3.60E-03**	1.50E-04**	1.79E-03	6.62E-06	4.44E-04
	ΣMIT						2.03E-02	2.72E-04	5.03E-03

MIT: metales de interés toxicológico; ToxGuide*, Plomo (Pb) no cuenta con MRL, sin embargo, se utilizó valores de RfD y RfC (US-EPA, 2008) **;
DDE= Dosis diaria estimada para las tres vías de exposición (Ingesta, inhalatoria y dérmica); HQ= riesgo no cancerígeno para las tres vías de exposición (Ingesta, inhalatoria y dérmica); HI = riesgo no cancerígeno acumulado.

Tabla 5. Riesgo cancerígeno por exposición a MIT presentes en suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo

Niños	MIT	DDE _{Oral} (mg/kg/día)	DDE _{Inh} (mg/kg/día)	DDE _{Derm} (mg/kg/día)	ΣDDE _{Total}	CSF	CRi
TCR	Cd	1.53 x10 ⁻⁶	5.90 x10 ⁻¹¹	1.97 x10 ⁻⁷	1.73 x10 ⁻⁶	0.63 x10 ⁻¹	1.09 x10 ⁻⁵
	Cr	1.53 x10 ⁻⁵	5.90 x10 ⁻¹⁰	1.97 x10 ⁻⁶	1.73 x10 ⁻⁵	1.20 x10 ⁻²	2.08 x10 ⁻⁷
	Pb	1.21 x10 ⁻⁵	4.64 x10 ⁻¹⁰	1.54 x10 ⁻⁶	1.36 x10 ⁻⁵	8.50 x10 ⁻³	1.16 x10 ⁻⁷
							1.13x10 ⁻⁵
Adultos	MIT	DDE _{Oral} (mg/kg/día)	DDE _{Inh} (mg/kg/día)	DDE _{Derm} (mg/kg/día)	ΣDDE _{Total}	CSF	CRi
TCR	Cd	8.22 x10 ⁻⁷	1.26 x10 ⁻¹⁰	2.04 x10 ⁻⁷	1.03 x10 ⁻⁶	6.30E+00	6.46 x10 ⁻⁶
	Cr	8.22 x10 ⁻⁶	1.26 x10 ⁻⁹	2.04 x10 ⁻⁶	1.03 x10 ⁻⁵	1.20 x10 ⁻²	1.23 x10 ⁻⁷
	Pb	6.46 x10 ⁻⁶	9.94 x10 ⁻¹⁰	1.60 x10 ⁻⁶	8.06 x10 ⁻⁶	8.50 x10 ⁻³	6.85 x10 ⁻⁸
							6.66x10 ⁻⁶

MIT: Metales de interés toxicológico; DDE= Dosis diaria estimada para las tres vías de exposición (Ingesta, inhalatoria y dérmica); CSF: Factor de pendiente de cáncer (US-EPA, 1986); DDE_{Total} es la sumatoria de la Dosis de exposición diaria por vía oral, dérmica e inhalatoria; CRi: riesgo de cáncer individual; TCR: Riesgo de cáncer acumulado

Riesgo ecotoxicológico

El análisis químico de las plumas de *Columba livia* evidenció la presencia de Cd y Hg, con concentraciones de 674.75 mg/kg y 910.25 mg/kg, respectivamente (Tabla 6). Estos valores se reflejaron en factores de bioacumulación muy altos, especialmente para Hg y Cd, lo que sugiere una alta captación de metales presentes en el ambiente urbano y respalda el uso de esta especie como bioindicador de contaminación urbana (Valladares-Faúndez et al., 2021; Burger et al., 2007).

Para la evaluación del riesgo ecotoxicológico (RQ) en suelos urbanos, se comparó la concentración medida de

cada MIT en la matriz ambiental (PEC) con la concentración sin efecto prevista (PNEC) para *Columba livia*, estimada a partir de valores de referencia obtenidos en tres especies de aves silvestres (Tabla 7). Los valores de RQ que oscilaron entre 2 para Hg y 70 para Cr, lo que corresponde a un riesgo ecotoxicológico alto, conforme al criterio de RQ > 1 (Kaifer et al., 2004).

La evaluación del riesgo ecotoxicológico (RQ) en *Columba livia* a partir de la concentración de MIT detectada en plumas, se observó la presencia de Cd y Hg (Tabla 8). Al comparar estas concentraciones con los valores de PNEC utilizados previamente, se obtuvieron valores de RQ muy altos, lo que indica un riesgo

ecotoxicológico inaceptable ($RQ > 1$); en particular, Cd presentó un valor de 2326 y Hg de 10113. Estos resultados pueden relacionarse con la alta capacidad de bioacumulación de estos elementos en las plumas, las cuales reflejan una historia de exposición acumulada a lo largo del tiempo en *Columba livia*, considerada como receptor ecológico no humano (REnH).

	C_{EXP} (mg/Kg)	C_{OBS} mg/kg	BAF = C_{OBS}/C_{EXP}
MIT	Suelo	Paloma	
Cd	1.4	674.75	481.96
Cr	14	ND	
Hg	0.2	910.25	4551.25
Pb	11	ND	

MIT: metales de interés toxicológico; C_{EXP} : Concentración de exposición; C_{OBS} : Concentración observada; BAF: Factor de bioacumulación; ND: no detectado o por debajo del límite de detección.

Tabla 6. Bioacumulación de MIT en plumas de *Columba livia* expuesta a suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo.

Tabla 7. Riesgo Ecotoxicológico por exposición a suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo.

MIT	PEC (mg/kg)	NOAEL (mg/kg/día)*			PNEC = (NOAEL/FI) (mg/Kg/día)	RQ
		<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Cairina moschata</i>	<i>Coturnix japonica</i>		
Cd	1.4	1.45			0.29	4.83
Cr	14		1		0.2	70
Hg	0.2			0.45	0.09	2.22
Pb	11			1.13	0.22	50

PEC: Concentración de exposición predictiva, determinada en suelos urbanos superficiales; PNEC: Concentración sin efecto; NOAEL: Concentración sin efecto reporta en receptores ecológicos no humanos; (*) Sample *et al.*, 1996; FI: Factor de incertidumbre= 5.

Tabla 8. Riesgo Ecotoxicológico en *Columba livia* por exposición a suelos urbanos superficiales en Pachuca de Soto, Hidalgo.

MIT	MEC (mg/kg)	NOAEL (mg/kg/d) *		PNEC = (NOAEL/FI) (mg/Kg/día)	RQ
	<i>Columba livia</i>	<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Coturnix japonica</i>		
Cd	674.75	1.45		0.29	2326.72
Hg	910.25		0.45	0.09	10113.89

MEC: concentración de exposición medida; PNEC: Concentración sin efecto; NOAEL: Concentración sin efecto RQ: riesgo ecotoxicológico, FI: Factor de incertidumbre= 5 (*) Sample *et al.*, 1996.

4. Conclusión

Los resultados obtenidos evidencian la presencia de metales de interés toxicológico (MIT) en suelos urbanos superficiales de la zona metropolitana de Pachuca de Soto, Hidalgo, confirmando la influencia de actividades antropogénicas como fuentes potenciales de contaminación ambiental. Aunque las concentraciones detectadas de Cd, Cr, Hg y Pb se mantuvieron por debajo de los valores de referencia nacionales e internacionales, su presencia indica una exposición ambiental continua para la biota urbana y la población humana.

La evaluación de los riesgos ecológico (Er y ErI) y no cancerígeno para salud humana (HQ y HI) mostró niveles bajos en las condiciones evaluadas, sugiriendo que la exposición promedio al suelo superficial urbano no representa actualmente una amenaza inmediata significativa. Sin embargo, el riesgo cancerígeno individual y acumulado (CRI y TCR) asociado principalmente con Cd superó los niveles considerados aceptables, particularmente en población infantil, identificando a la vía oral como la principal ruta potencial de exposición.

Las plumas de *Columba livia* evidenciaron una marcada bioacumulación de Cd y Hg, con factores de bioacumulación y valores de riesgo ecotoxicológico (RQ) elevados. Estos resultados demuestran que las plumas reflejan procesos de exposición crónica y acumulativa que no son completamente evidentes mediante el análisis exclusivo del suelo, destacando la importancia de incorporar biomarcadores biológicos en evaluaciones ambientales urbanas.

En conjunto, los hallazgos confirman que *Columba livia* constituye un biomonitor útil y sensible para la detección de contaminación por metales pesados en ambientes urbanos. Asimismo, el estudio evidencia la necesidad de fortalecer los programas de monitoreo ambiental y vigilancia toxicológica mediante diseños espaciales y temporales más robustos, así como implementar estrategias de remediación y prevención enfocadas especialmente en Cd y Hg, debido a su potencial de bioacumulación y riesgo para los ecosistemas urbanos y la salud pública.

ACEPTADO--ACCEPTED

Referencias

- Adewumi, A. J., Laniyan, T. A., & Ikhane, P. R. (2022). Distribution, contamination, toxicity, and potential risk assessment of toxic metals in media from Arufu Pb–Zn–F mining area, Northeast Nigeria. *Toxin Reviews*, 40(4), 997–1018. <https://doi.org/10.1080/15569543.2020.1815787>
- Adimalla, N., & Wang, H. (2018). Distribution, contamination, and health risk assessment of heavy metals in surface soils from northern Telangana, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(21), Article 639. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4028-y>
- Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. (2020). *Memoria AESAN 2020*. https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/docs/documentos/publicaciones/memoria_anual/MEMORIA_AESAN_2020.pdf
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (1986). Criterios de calidad para el agua, 1986. Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, Oficina de Regulaciones y Normas del Agua.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (1989). Guía de evaluación de riesgos para Superfund: Manual de evaluación de la salud humana (Parte A). Oficina de Respuesta a Emergencias y Remediación.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (1993). Manual de factores de exposición de la vida silvestre (Vols. I–II, EPA/600/R-93/187). Oficina de Evaluación de Salud y Medio Ambiente, Oficina de Investigación y Desarrollo. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100GJ60.TXT>
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2001). Guía suplementaria para desarrollar niveles de detección de suelos para sitios Superfund (OSWER 9355.0-50).
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2005). Directrices para la evaluación del riesgo de carcinógenos (EPA/630/P-03/001F). Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, Foro de Evaluación de Riesgos.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2008). Normas nacionales primarias y secundarias de calidad del aire ambiente. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2014). Inventario de emisiones y sumideros de gases de efecto invernadero de los Estados Unidos: 1990-2012. <http://www.epa.gov/climatechange/Downloads/ghgemissions/US-GHG-Inventory-2014-Main-Text.pdf> Alderete-Suárez, B. M., Valles-Aragón, M. C., Canales-Reyes, S., Peralta-Pérez, M. R., & Orrantia-Borunda, E. (2019). Bioconcentración de Pb, Cd y As en biomasa de *Eleocharis macrostachya* (Cyperaceae). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(esp. 3), 93–101. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.esp03.11>
- Alloway, B. J. (Ed.). (2013). *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3rd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2005). ATSDR. <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2008). ATSDR. <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Asociación Estadounidense de Salud Pública, Asociación Estadounidense de Obras Hidráulicas y Federación del Medio Ambiente Acuático. (2017). *Métodos estándar para el examen de agua y aguas residuales* (23.ª ed.). Asociación Estadounidense de Salud Pública.
- Becker, P. H. (2003). Biomonitoring with birds. En B. A. Markert, A. M. Breure, & H. G. Zechmeister (Eds.), *Bioindicators & biomonitors: Principles, concepts and applications* (pp. 677–736). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80149-2](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80149-2)
- Burger, J., Gochfeld, M., & Jeitner, C. (2007). Effects of different cleaning procedures on feather residues of birds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133(1–3), 257–266.
- Cai, Q., Mo, C., Li, H., Lü, H., Zeng, Q., Li, Y., & Wu, X. (2013). Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 1095–1106. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2617-x>
- California Environmental Protection Agency. (2009). *Public health goal for lead in drinking water*. Office of Environmental Health Hazard Assessment. <https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/chemicals/phg/leadfinalphg042409.pdf>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2007). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health. <https://ccme.ca/en/res/a-roadmap-for-a-renewed-canadian-soil-quality-guidelines-framework.html>
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente / Organización Panamericana de la Salud. (2005). Curso de autoinstrucción: Evaluación del riesgo asociado a contaminantes del aire. CEPIS/OPS. <https://iris.paho.org/handle/10665.2/21478>
- Departamento de Asuntos Ambientales. (2010). Marco para la gestión de suelos contaminados. República de Sudáfrica. <http://sawic.environment.gov.za/documents/562.pdf>
- Fonseca, L. M. (2018). El tecolote llanero (*Athene cunicularia*) como especie indicadora de contaminación por metales pesados en la ciudad de Pachuca [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo]. Repositorio UAEH
- Fruh, V., Rifas-Shiman, S. L., Amarasiwardena, C., Cardenas, A., Bellinger, D. C., Wise, L. A., White, R. F., Wright, R. O., Oken, E., & Claus Henn, B. (2019). Prenatal lead exposure and childhood executive function and behavioral difficulties in project viva. *Neurotoxicology*, 75, 105–115. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2019.09.006>
- García, I. (2022, 18 de mayo). En Hidalgo, hay un vehículo público por cada 225 habitantes. El Sol de Hidalgo. <https://www.elsoldehidalgo.com.mx/local/en-hidalgo-hay-un-vehiculo-publico-por-cada-225-habitantes-8297734.html>
- GARCÍA-REYNOSO, José Agustín, GRUTTER, Michel, & CINTORA-JUÁREZ, Daniel. (2007). Evaluación del riesgo por contaminantes criterio y formaldehído en la Ciudad de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(4), 169–175. Recuperado en 11 de abril de 2026, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992007000400002&lng=es&tlng=es
- Gerba, C. P. (2019). Risk assessment. En A. Y. Mislin & M. Ravera (Eds.), *Environmental and pollution science* (pp. 541–563). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00029-X>
- Ghannem, S., Bacha, O., Fkiri, S., Kanzari, S., Aydi, A., & Touaylia, S. (2024). Soil and sediment organisms as bioindicators of pollution. *Ecologies*, 5(4), 40. <https://doi.org/10.3390/ecologies5040040>
- Guía para el Muestreo de Suelos Contaminados. (2014). *iambientales.com*. <https://www.iambientales.com/old/wp-content/uploads/2014/04/Guia-Muestreo-Eca-Suelo.pdf>
- 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, Article 889130. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.889130>
- Hernández-Acosta, E., Mondragón-Romero, E., Cristóbal-Acevedo, D., Rubiños-Panta, J. E., & Robledo-Santoyo, E. (2009). Vegetación,

- residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jál de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 109–114.
- Hipólito, N. (2022). Hidalgo cuenta con 12 parques industriales. Criterio Hidalgo. <https://criteriohidalgo.com/noticias/hidalgo-cuenta-con-12-parques-industriales>
- Instituto Municipal de Investigación y Planeación. (2017, 20 de diciembre). Pachuca sustentable. https://imip.pachuca.gob.mx/estudios/pachuca_sustentable.pdf
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2021). Principales resultados por localidad (ITER). Hidalgo. <https://www.inegi.org.mx/programas/iter/2020/>
- Kaifer, M. J., Aguilar, A., Arana, E., Baleriola, G., Torá, I., Castillo, E., de la Torre, A., Muñoz, M. J., Carballo, M., Roset, J., Aguayo, S., Grönlund, B., Peace, E., & Lud, D. (2004). Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas. Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.
- Londoño-Franco, L. F., Londoño-Muñoz, P. T., & Muñoz-García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Revista Bio Agro*, 14(2), 145–153. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153)
- Lu, S., Wang, Y., Teng, Y., & Yu, X. (2015). Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the paddy soils near a zinc-lead mining area in Hunan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(10), Article 627. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4835-5>
- Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). Chapter 1: Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and Other Contaminants in the Environment*, 6, 3-39. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80131-5](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80131-5)
- Mendoza, RB y Espinoza, A. (2017). *Guía técnica para muestreo de suelos*. Universidad Nacional Agraria. <https://repositorio.una.edu.ni/3613/1/P33M539.pdf>
- Ministerio de Salud de Perú. (2014). Manual para la vigilancia, prevención y control sanitario de agentes zoonóticos y zoonosis relacionados a la paloma doméstica. ftp://ftp2.minsa.gob.pe/normaslegales/2014/RM699_2014_MINSA.pdf
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2014). Guía para el muestreo de suelos contaminados. https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-MUESTREO-SUELO_MINAM1.pdf
- Morales, J. S. (2013). Metales pesados en especies cinegéticas de caza mayor: Estudio epidemiológico y riesgo alimentario [Tesis doctoral, Universidad de Córdoba]. Repositorio UCO.
- Parra Ochoa, E. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *Revista CES Salud Pública*, 5(1), 59–72.
- Pérez-Segovia, A. D. (2018). Evaluación de contaminación de suelo por metales pesados en Pachuca, Hidalgo [Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo]. Repositorio UAHEH.
- Pure Earth. (2021). Protocolo para monitoreo de metales en suelo. https://www.pureearth.org/wp-content/uploads/2021/03/Sampling-Guidelines_Spanish.pdf
- Ramírez-Áviles, J., & Solís-Murcia, G. (2023). Las periferias metropolitanas: Un acercamiento a su estudio. El caso del área urbana de Pachuca y Mineral de la Reforma en el Estado de Hidalgo. *Revista de Estudios Regionales del Nordeste*, 1(1). <https://doi.org/10.59307/terne1.111>
- Sample, B. E., Opresko, D. M., & Suter II, G. W. (1996). Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service.
- Scheuhammer, AM, & Graham, JE (2001). La bioacumulación de mercurio en aves. En CA Mackay, JG Riley & RGL Smith (Eds.), *Manual de ecotoxicología* (pp. 409–430). Blackwell Science.
- Secretaría de Economía. (2016). NMX-AA-132-SCFI-2016: Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Economía. (2022). Declaratoria de vigencia de la Norma Mexicana NMX-AA-131/1-SCFI-2021, análisis de agua-medición de elementos por espectrometría de plasma acoplado inductivamente (ICP), en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Parte 1: Medición de elementos por espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría del Trabajo y Previsión Social. (1995). Norma Oficial Mexicana NOM-084-STPS-1994, higiene industrial-medio ambiente laboral, procedimiento general para la determinación de metales-método de espectrofotometría de absorción atómica. Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Secretaría de Salud. (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.
- Servicio Geológico Mexicano. (2018). Panorama minero del estado de Hidalgo. Secretaría de Economía. https://www.sgm.gob.mx/Gobmx/productos/panoramas/HIDALGO_dic_2018.pdf
- Stankovic, S., & Stankovic, A. R. (2013). Bioindicators of toxic metals. En A. Y. Mislin & M. Ravera (Eds.), *Metal ecotoxicology: Concepts and applications* (pp. 125–139). CRC Press. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6836-9_5
- Valladares-Faúndez, P., Cáceres Tapia, G., & Valdés Saavedra, J. (2021). Contenido de plomo, cadmio y arsénico en tejidos biológicos de la paloma común (*Columba livia*) presentes en un área urbana previamente contaminada con residuos mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37(2), 485–496.
- Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NP. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ Toxicol Pharmacol*, 13(2):57-149. doi: 10.1016/s1382-6689(02)00126-6.
- Zúñiga Mendizaball, E. P., León Córdova, D., & Falcón Pérez, N. (2017). Plagas urbanas: Las palomas y su impacto sobre el ambiente y la salud pública. *Revista de Ciencias Veterinarias*, 33(1), 5–12. <https://www.urp.edu.pe/pdf/id/2615/n/revista-cv-felipe.-n-1.2017-1.pdf>
- Zuría, I., Olvera-Ramírez, A. M., & Ramírez-Bastida, P. (2019). Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos. REFAMA/UAQ.