

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS,
NATURALES Y AMBIENTALES**

**MERCURIO Y PLOMO EN LATINOAMÉRICA: LA FAUNA COMO
PIEZA CLAVE EN EL BIOMONITOREO AMBIENTAL**

**MONOGRAFÍA PREVIA A LA OBTENCIÓN
DEL TÍTULO DE QUÍMICA**

ANA PAULA ROSERO JÁCOME

QUITO, 2025

Certifico que la Monografía de Química de la Srta. Ana Paula Rosero Jácome ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Eliza Jara-Negrete

Tutora de la monografía

Quito, 4 de julio de 2025

DEDICATORIA

A mis padres, Fabricio y Tatiana, que día tras día con su amor me impulsan a seguir alcanzando mis metas. A mi hermana Karen, por todos los consejos a miles de kilómetros de distancia que me hacen sentirte cerca. A mi hermano Esteban, por sus ocurrencias y dejarme jugar a ser la hermana mayor (a veces). A mis chicas de 4 patas y orejas largas, Candy y Poli. A mis amigos, por hacer más llevadero este camino y a todos quienes en sus formas, me ayudaron a llegar hasta aquí. Gracias infinitas a mi tutora, la M.Sc. Eliza Jara, no solo por su guía a lo largo de este trabajo, sino también por ser una maestra brillante e inspiradora quien me ayudó a crecer académicamente. Finalmente, esta dedicatoria también es para mí y para todas las versiones de mí misma que transitaron en este pequeño capítulo de mi vida. Gracias por tu tenacidad.

TABLA DE CONTENIDOS

1. RESUMEN.....	1
2. ABSTRACT.....	3
3. INTRODUCCIÓN.....	4
4. OBJETIVOS.....	7
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	7
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
5. DESARROLLO TEÓRICO.....	8
5.1 ESTRATEGIAS DE BIOMONITOREO.....	8
5.2 RIESGO ASOCIADO A LA PRESENCIA DE METALES PESADOS.....	11
5.3 FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE PLOMO Y MERCURIO.....	17
5.4 ANIMALES COMO ESPECÍMENES DE RASTREO DE LA PRESENCIA DE PLOMO Y MERCURIO.....	23
5.5 TÉCNICAS INSTRUMENTALES USADAS EN LA CUANTIFICACIÓN DE METALES.....	39
6. CONCLUSIONES.....	47
7. RECOMENDACIONES.....	49
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50

1. RESUMEN

Los metales pesados como el plomo (Pb) y el mercurio (Hg) representan una amenaza crítica para los ecosistemas debido a su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Evaluar la presencia de metales pesados en entornos naturales es complejo debido a la variabilidad espacial y temporal de los contaminantes, su baja concentración en ocasiones y la necesidad de equipos especializados y sensibles para su detección directa. Sin embargo, el uso de bioindicadores es fundamental porque permite evaluar la presencia de contaminantes de forma indirecta y continua, superando las limitaciones de los muestreos puntuales que no reflejan la complejidad ni la variabilidad de los ecosistemas naturales. Es así como esta monografía analiza el uso de abejas, peces, aves y murciélagos como bioindicadores de estos contaminantes en entornos naturales de América Latina. Se revisaron estudios que reportan concentraciones de Pb y Hg en diversas matrices biológicas, identificando patrones de acumulación y comparándolos con los límites permisibles establecidos por normativas nacionales e internacionales. El trabajo se enfocó en caracterizar las matrices más utilizadas para el análisis (como músculo, plumas, hígado, sangre), los procesos de preparación de muestras (digestión ácida, conservación en frío, lisis celular) y las técnicas instrumentales aplicadas, incluyendo espectroscopía de absorción atómica (AAS), espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) y cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS). Se encontró que, en todos los estudios aplicados a las cuatro especies, existían concentraciones que excedían los valores normativos establecidos, mientras que no existen regulaciones específicas para otras matrices frecuentemente analizadas en estudios ecológicos, como plumas o vísceras. Los resultados destacan la efectividad de estas especies como biomonitores, así como la necesidad de revisar y ampliar la legislación ambiental para incluir otros tejidos relevantes. La integración del biomonitoreo con técnicas instrumentales sensibles constituye una

herramienta clave para la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas y la prevención de riesgos sanitarios derivados del consumo directo o del uso de subproductos animales contaminados.

Palabras clave:

América Latina, bioindicadores, mercurio, plomo, técnicas instrumentales.

2. ABSTRACT

Heavy metals such as lead (Pb) and mercury (Hg) pose a significant threat to ecosystems due to their toxicity, persistence, and potential for bioaccumulation. Assessing their presence in natural environments is challenging, given the spatial and temporal variability of pollutants, their often low concentrations, and the requirement for specialized, sensitive detection equipment. In this context, bioindicators are essential tools, enabling indirect and continuous monitoring of contaminants and addressing the limitations of point-based sampling, which often fails to capture the complexity of natural ecosystems. This monograph examines the use of bees, fish, birds, and bats as bioindicators of heavy metal contamination in natural environments across Latin America. Studies reporting Pb and Hg concentrations in various biological matrices were reviewed to identify accumulation patterns and compare them with permissible limits. The analysis focuses on the most commonly used matrices—muscle, feathers, liver, and blood—along with sample preparation methods such as acid digestion, cold storage, and cell lysis. It also reviews instrumental techniques, including atomic absorption spectroscopy (AAS), inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS), inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES), and liquid chromatography–mass spectrometry (LC-MS). In all studies involving these four species, heavy metal concentrations exceeded established regulatory thresholds. However, no specific regulations exist for other frequently analyzed tissues in ecological studies, such as feathers or viscera. The findings underscore the effectiveness of these species as biomonitors and highlight the need to update and broaden environmental legislation to include additional relevant biological matrices. Integrating biomonitoring with sensitive analytical techniques provides a crucial approach for assessing ecosystem health and mitigating health risks linked to the consumption or use of contaminated animal by-products.

Keywords:

Bioindicators, instrumental techniques, Latin America, lead, mercury

3. INTRODUCCIÓN

Latinoamérica es una región que goza de una inmensa variedad de flora, fauna y recursos ambientales que siempre han estado en la mirada de todo el mundo. La fragmentación de Gondwana condujo al aislamiento y la evolución independiente de las especies sudamericanas. Esta separación histórica permitió trayectorias evolutivas únicas, lo que dio como resultado una gran diversidad filogenética (Qian et al., 2023). Además, cuenta con una amplia variedad de hábitats, desde selvas tropicales hasta regiones andinas de gran altitud; cada bioma sustenta especies únicas adaptadas a condiciones ambientales específicas, lo que contribuye a la biodiversidad general (Silva & Pereira, 2023).

Su intensa actividad tectónica y volcánica influye directamente en la distribución y concentración natural de metales pesados en el entorno. Estos elementos, definidos como metales o metaloides con alta densidad (entre 3,5 y 7 g/cm³) y toxicidad en bajas concentraciones, incluyen al mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), zinc (Zn), níquel (Ni) y cobre (Cu), entre otros (Tandel et al., 2024). Las unidades tectónicas y los cinturones metalogénicos del continente contienen grandes reservas de estos minerales, lo que convierte a la región en un territorio naturalmente rico en metales pesados (Zhang et al., 2017). Sin embargo, esta riqueza geológica, combinada con el avance de actividades antropogénicas como la minería e industrialización, ha generado una acumulación significativa de metales como el mercurio y el plomo en el ambiente. Debido a su alta toxicidad y persistencia, estos elementos representan hoy una preocupación ambiental y de salud pública, así como un desafío para la gestión gubernamental.

El hecho de que estos metales se encuentren en los diversos ecosistemas es de preocuparse, dado que muchos seres vivos dependen del adecuado equilibrio en su lugar de alimentación o de vivienda (Pabón et al., 2020). La acumulación de metales pesados plantea

importantes riesgos ecológicos, como la reducción de la fertilidad del suelo y del rendimiento de los cultivos. Esta contaminación también puede provocar bioacumulación en la cadena alimentaria, lo que supone riesgos para la salud de los seres humanos y animales (Naorem et al., 2022). Es por esta razón que su análisis es de gran importancia hoy en día, ya que además de reflejar el estado actual de una determinada locación, puede ayudar a trazar tendencias a futuro o ayudar a definir posibles soluciones.

Ante esta problemática, el uso de biomonitores se ha consolidado como una herramienta clave para el seguimiento ambiental, pues permiten detectar y cuantificar la acumulación de metales pesados en distintos ecosistemas mediante especies indicadoras. Así, un biomonitor se define como un organismo vivo o un sistema biológico que se utiliza para medir la presencia y concentración de contaminantes en el medio ambiente. El biomonitoreo implica la medición sistemática de compuestos y la detección de alteraciones celulares o moleculares en estos organismos para evaluar posibles exposiciones peligrosas y sus efectos (Costa & Teixeira, 2022).

Previo a su cuantificación, estos metales poseen varias vías de muestreo, pudiendo ser en suelos, agua, y matrices biológicas como como sangre, orina, saliva, cabello y uñas. (Amador et al., 2015). Sin embargo, se han realizados estudios donde la cuantificación de varios metales, entre ellos el plomo y el mercurio, se la realiza en especies animales, ya que pueden acumular contaminantes en sus tejidos, lo que los convierte en indicadores eficaces de contaminación ambiental (Iyiola et al., 2024).

Karaouzas et al. (2020) mencionan que la presencia de metales pesados en sedimentos y cuerpos de agua puede provocar bioacumulación en organismos acuáticos, lo que afecta la biodiversidad y la salud de los ecosistemas. Además, comprender las fuentes de contaminación por metales pesados, ya sean naturales o antropogénicas, es fundamental para una gestión ambiental eficaz. (Khodadadi et al., 2013). Por lo tanto, la selección de la

técnica analítica más adecuada para su determinación se ha convertido en un tema de gran interés en la seguridad alimentaria, ambiental y de la salud humana (Inobeme et al., 2023). Un análisis adecuado requiere considerar muchos aspectos, entre ellos, la naturaleza de la matriz de la muestra, el tipo de metal a determinar y el procedimiento de preparación de la muestra previo a su cuantificación, con el fin de obtener resultados precisos y confiables. Estos datos, al ser debidamente interpretados, pueden escalarse y contribuir de manera significativa al fortalecimiento de las políticas y estrategias de gestión ambiental a nivel gubernamental.

De acuerdo con Rashed (2015) el conocimiento adquirido a partir de estudios de biomonitorio puede respaldar el desarrollo de regulaciones y políticas ambientales destinadas a reducir la contaminación por metales pesados y proteger la salud pública. Lastimosamente, a pesar de que en algunas partes de Latinoamérica la naturaleza sea un sujeto de derechos, el control y regulación aún se muestran insuficientes, esto deriva en una rápida degradación de nuestros recursos naturales. La información sobre las concentraciones de metales pesados en los animales se puede utilizar para evaluar la idoneidad de los ecosistemas para las actividades humanas y desarrollar estrategias para mitigar los riesgos de exposición. Pabón et al. (2020) asegura que es importante considerar los niveles de toxicidad de los metales pesados, especialmente cuando los asentamientos humanos se ubican cerca de zonas donde las actividades industriales o extractivas favorecen su liberación al ambiente. Así, podríamos tener mayor control e información sobre las enfermedades y riesgos asociados a la exposición prolongada de este tipo de metales. De esta forma, la presente investigación pretende hacer un análisis exhaustivo de cuatro especies animales que han sido usadas para el biomonitorio de mercurio y plomo en Latinoamérica y evaluar su utilidad bajo las diferentes técnicas de cuantificación de estos metales.

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar las técnicas de biomonitoreo de metales pesados en cuatro especies de fauna sudamericana mediante el estudio bibliográfico aplicado a países de la región, a fin de identificar posibles patrones de acumulación de plomo y mercurio entre especies.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Comparar las concentraciones de plomo y mercurio en las especies para evaluar su eficacia como bioindicadores de contaminación por metales pesados.
2. Evaluar los métodos analíticos y las técnicas instrumentales empleadas en el biomonitoreo de plomo y mercurio en animales.

5. DESARROLLO TEÓRICO

5.1 ESTRATEGIAS DE BIOMONITOREO

El biomonitoreo es la medición sistemática de compuestos y/o la detección de alteraciones celulares o moleculares en organismos vivos, con el fin de identificar o evaluar la posible exposición peligrosa y los efectos de sustancias químicas u otros agentes peligrosos (Costa & Teixeira, 2022).

De acuerdo con Waclawek et al. (2022) los estudios de biomonitoreo pueden llevarse a cabo mediante el método pasivo, en el que se analizan organismos vivos que se encuentran en su entorno natural, y con métodos activos, en los que, organismos que viven en un entorno con baja contaminación se transfieren y se muestran en ecosistemas más contaminados.

Entre otras clasificaciones, podemos encontrar el biomonitoreo ambiental que evalúa el impacto de los contaminantes en los ecosistemas. Por ejemplo, el acuático utiliza diversos organismos acuáticos como algas, macrófitos, zooplancton, insectos, moluscos bivalvos, gasterópodos, peces y anfibios para monitorear la contaminación en cuerpos de agua, la observación de cambios físicos y de comportamiento en los organismos y la evaluación de los cambios en la diversidad de especies y la estructura de la comunidad (Sumudumali & Jayawardana, 2021).

El biomonitoreo también es adecuado para una variedad de contaminantes atmosféricos orgánicos e inorgánicos, que se extraen de matrices vegetales antes de su limpieza y análisis, el biomonitoreo de la contaminación atmosférica es rentable y no requiere equipos voluminosos para el muestreo, proporciona un perfil integrado de la contaminación durante un período prolongado y permite el mapeo de contaminantes atmosféricos en grandes regiones geográficas (Forbes et al., 2015). Los musgos se utilizan comúnmente

como bioindicadores de la contaminación del aire debido a su capacidad para acumular metales pesados y otros contaminantes (Baczewska-Dąbrowska et al., 2023). Por otro lado, el biomonitoreo humano se centra en medir la exposición de las personas a contaminantes y sus posibles efectos sobre la salud o a su vez, evaluar la exposición a poblaciones que estén expuestas continuamente a la sustancia o elemento contaminante. En este caso, se realiza el análisis de muestras biológicas, como sangre, orina y demás fluidos o tejidos corporales; así, se utilizan para evaluar la penetración de contaminantes ambientales en el cuerpo, los resultados de los ensayos se interpretan en relación con valores de referencia adaptados a poblaciones expuestas ocupacionalmente o a la población general (Mistretta & Charlier, 2013).

En el caso de los animales, estos suelen ser denominados "biomonitores", ya que, dependiendo de la especie, pueden presentar aplicaciones específicas que los hacen adecuados para distintos tipos de estudios ambientales. Tanto los mamíferos silvestres, debido a su sensibilidad a los cambios ecológicos y su rol dentro de los ecosistemas, como los animales domésticos, que comparten con los humanos la exposición a contaminantes (Rombolá et al., 2012), han demostrado ser efectivos en estrategias de biomonitoreo.

La selección de una especie biomonitora, por lo tanto, debe considerar varios criterios clave: se prefiere que el organismo sea común en el entorno de estudio y de fácil acceso para el muestreo, que genere respuestas mensurables frente a la exposición a contaminantes, y que posea la capacidad de acumular el analito de interés en algún tejido o estructura corporal, permitiendo así cuantificaciones fiables. Además, si aplica, el bioindicador seleccionado debe satisfacer las necesidades de diversas partes interesadas, incluidos los encargados de formular políticas públicas, para garantizar que los datos recopilados sean útiles para la gestión ambiental y los fines regulatorios (Milinkovitch et al., 2019). De esta manera, el biomonitoreo resulta una pieza clave para la vigilancia de la salud pública y la evaluación de riesgos ambientales en Latinoamérica.

El biomonitoreo, dependiendo de su objetivo, puede llevarse a cabo tanto a corto como a largo plazo. De acuerdo con Janzen & Ellert (2017) el biomonitoreo a corto plazo abarca varios meses o pocos años, se enfoca en entender los procesos subyacentes y mecanismos inmediatos por lo que son útiles para estudios específicos y detallados de ciertos fenómenos o especies, por ende, no puede revelar respuestas finales o a largo plazo de los ecosistemas. Por otra parte, los estudios a largo plazo se extienden por décadas, permitiendo observar cambios en un lapso temporal más amplio y patrones emergentes, por lo que facilitan la conexión entre causa y efecto en procesos biológicos con desfase temporal (Villoslada & Regodón, 2017).

En Latinoamérica, la mayoría de las investigaciones son llevadas a cabo a corto plazo ya que el biomonitoreo a largo plazo implica financiamiento continuo y sostenido, lo cual es un desafío significativo (Villoslada & Regodón, 2017). Con lo que respecta a los metales a analizar en este trabajo (plomo y mercurio), por ahora solo se ha reportado el estudio de Sayers et al. (2023) que recogió datos de trabajos realizados en un lapso de 13 años con respecto a la exposición de mercurio en 322 especies de aves neotropicales en nueve países de América Central, América del Sur y el Caribe; siendo Perú y Colombia los hotspots biológicos de mercurio ya que se presentaron mayores concentraciones en especies de aves carnívoras, hábitats acuáticos y sitios de extracción de oro. De manera similar, el estudio de Canham et al. (2020) recogió artículos e informes publicados y evaluó datos sobre el Hg en peces de 10 391 individuos y 192 especies muestreadas en Latinoamérica hasta el 2019, obteniendo como principal hallazgo que el biomonitoreo y la investigación futuros deberían centrarse en la exposición de la fauna silvestre al Hg en Perú, Chile, Uruguay, las regiones oriental y septentrional de Brasil, Venezuela, Ecuador y Colombia.

Dado que estas investigaciones se basan en la recopilación de datos provenientes de distintos estudios, están sujetas a una alta variabilidad, ya que los datos fueron obtenidos bajo diversas condiciones. No obstante, esta heterogeneidad representa también una valiosa

fuentes de inspiración para futuras exploraciones científicas a largo plazo, especialmente enfocadas en la fauna sudamericana.

5.2 RIESGO ASOCIADO A LA PRESENCIA DE METALES PESADOS

La elección de los metales a analizar en estudios de biomonitorio depende de factores como el entorno evaluado, la persistencia del contaminante y las actividades humanas desarrolladas en la zona. Los metales pesados requieren una atención especial debido a su alta toxicidad, persistencia ambiental y capacidad de bioacumulación. Según Jomova et al. (2024), su toxicidad depende de propiedades como la dosis, la vía de exposición, la duración (aguda o crónica) y su grado de acumulación en los tejidos. De acuerdo con Sevik et al. (2018), estos metales pueden permanecer intactos en la naturaleza durante largos periodos, y algunos presentan efectos tóxicos o cancerígenos incluso a concentraciones muy bajas.

Ejemplos de metales pesados comúnmente analizados en biomonitorio incluyen el plomo, debido a su prevalencia en zonas urbanas y su capacidad de acumularse en plantas y animales (Sevik et al., 2018); y el mercurio, ampliamente estudiado en peces y organismos acuáticos para evaluar la contaminación en cuerpos de agua (Gulin et al., 2023).

En este contexto, el biomonitorio de metales resulta fundamental para identificar riesgos ecológicos y de salud pública. Si bien tanto los metales esenciales como los pesados pueden ser tóxicos, estos últimos representan un riesgo mayor al no cumplir ninguna función biológica y al interferir directamente en procesos celulares de organismos vivos.

5.2.1 PLOMO

El plomo (Pb) es un metal pesado, denso, blando y maleable. Es de color blanco azulado cuando se corta, pero se vuelve gris opaco al exponerse al aire (Rizescu & Cirstea, 2008). Los compuestos de plomo generalmente se encuentran en el estado de oxidación +2, aunque también puede formar compuestos en el estado +4, especialmente en compuestos

organoplúmbicos (Boldyrev, 2018). El plomo tiene una volatilidad relativamente alta y un punto de fusión bajo, lo que contribuye a su redistribución en el medio ambiente a través de procesos naturales y antropogénicos (Cullen & McAlister, 2017).

Con respecto a su impacto en la salud humana, Kim et al. (2015) afirman que la exposición crónica al plomo puede causar trastornos neurológicos, incluyendo comportamiento antisocial, deterioro cognitivo, desarrollo de enfermedades neurológicas y problemas de desarrollo humano, estos problemas pueden intensificarse especialmente en niños ya que al tener cuerpos más pequeños, el plomo puede absorberse con mayor rapidez; además, es casi imposible eliminar completamente el plomo del cuerpo humano, por lo que tratar los riesgos para la salud no es fácil. Estudios han demostrado que niveles elevados de plomo en sangre están asociados con un mayor riesgo de mortalidad cardiovascular, especialmente de enfermedades cardíacas ya que el plomo es capaz de reducir la producción de hemoglobina mediante la inhibición de enzimas específicas como la ferroquelatasa y la coproporfirinógeno oxidasa; además de estar vinculado con enfermedades renales crónicas (Cook et al., 2022).

Además de los niños, las mujeres gestantes también se consideran parte de la población vulnerable ya que Tahir et al. (2024) asegura que la exposición al plomo durante el embarazo puede afectar el desarrollo del feto y aumentar el riesgo de aborto espontáneo, ya sea por la exposición de la madre o por la liberación de plomo almacenado en sus huesos durante la gestación; durante la lactancia, la leche materna puede convertirse también en una vía de exposición, dado que el plomo óseo materno puede movilizarse hacia la leche. En el caso de los hombres, la exposición al plomo causa disminución de la libido, infertilidad, así como una disminución del recuento y el vigor de los espermatozoides (Kim et al. 2015).

Los síntomas de intoxicación varían dependiendo del sexo, edad y tiempo de exposición, pero de acuerdo con Kim et al. (2015) los dolores de cabeza aparecen por primera

vez con niveles de plomo en sangre de 25 a 60 $\mu\text{g/dL}$, la anemia aparece con niveles de plomo en sangre de 50 $\mu\text{g/dL}$ o más, los cólicos con niveles de 80 $\mu\text{g/dL}$ o más, y la hipertensión intracraneal y el delirio comienzan a manifestarse cuando los niveles de plomo en sangre superan los 100 $\mu\text{g/dL}$, junto con caída de muñeca, caída de pie y encefalopatía. Adicional, la intoxicación crónica por plomo también puede manifestarse como una coloración grisácea en la piel o una línea azul en las encías, conocida como línea de Burton (Josef, 2013).

Según Kim et al. (2015) el mecanismo del estrés oxidativo inducido por el plomo se ha descrito como el agotamiento de las reservas antioxidantes y el aumento de la generación de especies reactivas de oxígeno, como los hidroperóxidos. El plomo desestabiliza la membrana celular mediante la peroxidación lipídica, lo que puede provocar anemia hemolítica. La toxicidad también se basa en el desplazamiento de cationes divalentes, necesarios para la actividad celular, por el plomo. El principal mecanismo que causa anomalías neurológicas es el mecanismo iónico que sustituye los iones de calcio por plomo, lo que le permite atravesar la barrera hematoencefálica.

En el caso de los animales, la exposición a los metales pesados se debe generalmente a la biomagnificación o al consumo directo de alimentos, agua u otros elementos contaminados con estos metales. Estudios realizados en mamíferos, como los gatos, han revelado que la exposición al plomo afecta negativamente a los órganos reproductores masculinos, lo que provoca una disminución de la calidad del esperma, degeneración testicular y desequilibrios hormonales (Prastiya et al., 2024). En el caso de la fauna silvestre, como ciertas aves que habitan en entornos urbanos, puede sufrir alteraciones fisiológicas y neurológicas debido a la exposición a contaminantes, lo que se traduce en un deterioro de su estado físico y modificaciones en su comportamiento (Sriram et al., 2018). De acuerdo con Titov et al. (2020) la toxicidad del plomo en los animales se asocia principalmente a su efecto sobre las células, donde el plomo tiene un gran número de dianas, es decir, células que

poseen receptores especializados capaces de reconocer determinadas sustancias, como hormonas o neurotransmisores, lo que las vuelve sensibles y reactivas a su acción. Finalmente, Lee et al. (2019) mencionan que la acumulación de plomo en los tejidos de los peces causa estrés oxidativo debido a la producción excesiva de especies reactivas del oxígeno (ROS), además, el estrés oxidativo por la exposición al Pb induce daño sináptico y mal funcionamiento de los neurotransmisores en los peces como neurotoxicidad.

Desde el punto de vista vegetal, después de la absorción del plomo en el suelo directamente desde la atmósfera externa, este ingresa al sistema de la planta (Collin et al., 2022). Niveles elevados de exposición al plomo alteran numerosas actividades metabólicas clave de las plantas, incluyendo el complejo generador de oxígeno, la integridad de los orgánulos, la conectividad del fotosistema II y la cadena de transporte de electrones (Ilyas et al., 2024). Así como en los animales, según Jayalakshmi & Venkatachalam (2011) la presencia de plomo genera (ROS) y radicales libres, altamente reactivos y tóxicos, que dañan las proteínas, los lípidos, los carbohidratos y el ADN de las plantas, sin embargo, estas cuentan con diversos mecanismos potenciales a nivel celular y molecular para acumular/tolerar el plomo sin mostrar toxicidad. Además, comentan que los mecanismos bioquímicos de la tolerancia al plomo incluyen el sistema de defensa antioxidante, que trabaja en conjunto para controlar las cascadas de oxidación descontrolada, y mecanismos de desintoxicación que incluyen el secuestro de Pb en la vacuola, la síntesis de fitoquelatina y la unión al glutatión y los aminoácidos, estos mecanismos moleculares implican la expresión de genes contra el estrés por metales pesados, lo que provoca la hiperacumulación de metales en las plantas.

5.2.2 MERCURIO

El mercurio (Hg) es un metal único con varias propiedades físicas y químicas distintivas. Este elemento tiene una alta presión de vapor a temperatura ambiente, lo que significa que puede formar fácilmente vapor de mercurio (Crock, 2013). Es omnipresente,

indestructible y existe en tres formas en la naturaleza: inorgánica, metálica y orgánica. Los estados de oxidación del mercurio son 0, +1 y +2, el más habitual en la naturaleza es este último (Roig, 2025). La toxicidad relacionada al mercurio varía según la forma química, la dosis y la vía de exposición. Es así como la Organización Mundial de la Salud lo ha clasificado entre las diez sustancias químicas más preocupantes para la salud pública (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2024).

El mercurio es una sustancia tóxica que puede causar la muerte. Su dosis letal se define entre 150 y 300 mg/70 kg (Hong et al., 2012). Sus efectos adversos para la salud humana pueden provocar más de 250 síntomas. Los principales se manifiestan en los sistemas nervioso, renal, cardiovascular, respiratorio y cutáneo, pero cualquier órgano puede ser objetivo, como la médula ósea (Rice et al., 2014). De acuerdo con Kim et al. (2016) la exposición al mercurio en seres humanos puede desencadenar en varias afecciones, entre ellas, las neurológicas donde este metal puede causar pérdida de memoria, cambios de humor, depresión, ira, violencia, autodesprecio, pensamientos suicidas y trastornos de ansiedad y compulsiones.

Además, se ha comprobado que el mercurio de los empastes de amalgama dental puede transportarse al cerebro a través de la vía olfativa, desarrollando afecciones como la depresión, la esquizofrenia, el trastorno bipolar y los problemas de memoria (Bernhoft, 2012). Por otra parte, Azevedo et al. (2012) afirma que el vapor de mercurio elemental se absorbe fácilmente a través de las membranas mucosas y los pulmones, y aunque se oxida rápidamente, una cantidad significativa logra depositarse en el cerebro. El metilmercurio, por su parte, se absorbe eficazmente en el intestino y se distribuye en la mayoría de los tejidos, aunque su paso a través de la barrera hematoencefálica es menos eficiente que el del mercurio elemental; sin embargo, para ingresar al cerebro, sufre un proceso de desmetilación a mercurio elemental. En contraste, las sales de mercurio son compuestos insolubles, relativamente estables y de difícil absorción en el organismo. Los iones mercúricos tienen una

alta afinidad por los grupos sulfhidrilo de las proteínas celulares, lo que provoca una inhibición inespecífica de los sistemas enzimáticos y daño celular. Si bien este se considera un mecanismo principal de toxicidad por mercurio, el estrés oxidativo y la respuesta autoinmune también contribuyen a dicho mecanismo (Park & Zheng, 2012).

De acuerdo con Rice et al. (2014) Los efectos del mercurio en el sistema gastrointestinal suelen presentarse como dolor abdominal, indigestión, enfermedad inflamatoria intestinal, úlceras y diarrea con sangre; la ingestión de mercurio también se ha asociado con la destrucción de la flora intestinal, lo que puede aumentar la cantidad de alimentos no digeridos en el torrente sanguíneo así como inducir alteraciones fisiopatológicas en los niveles de hormonas reproductivas como la foliculoestimulante (FSH), luteinizante (LH), inhibina, estrógeno, progesterona y andrógenos; en los hombres, el mercurio puede afectar la espermatogénesis, reducir el recuento de espermatozoides epididimarios, disminuir el peso testicular y causar disfunción eréctil. En las mujeres, inhibe la liberación de FSH y LH, lo que repercute en los niveles de estrógeno y progesterona, generando disfunción ovárica, menstruaciones irregulares o dolorosas, menopausia prematura y alteraciones uterinas. Por último, se sabe que el mercurio, particularmente en su forma orgánica (metilmercurio), atraviesa la placenta y se acumula en el cerebro fetal, lo que provoca posibles retrasos en el desarrollo neurológico y déficits cognitivos (Dickenson et al., 2013).

Estudios en aves, como los pinzones cebrá, han demostrado variaciones genéticas significativas en la acumulación de mercurio en la sangre, lo que sugiere que la selección natural podría actuar sobre estas variaciones en poblaciones expuestas (Buck et al., 2016). La exposición a este metal durante el desarrollo embrionario también puede tener efectos duraderos en la reproducción adulta, en el estudio de Paris et al. (2018) las parejas de aves expuestas al mercurio eclosionaron un 32 % menos de huevos y produjeron un 50 % menos de juveniles independientes, a pesar de transferir solo trazas de mercurio a sus crías. En tortugas, la transferencia de mercurio de la madre a los huevos se asocia con una disminución

en el éxito de eclosión, lo que conlleva un aumento en los casos de infertilidad y mortalidad embrionaria (Hopkins et al., 2013).

Con respecto a su presencia e impacto en organismos vegetales, Chakraborty y Choudhury (2023) mencionan que este metal inhibe el crecimiento y alteran los componentes bioquímicos de los cultivos alimentarios, además, las plantas hiperacumuladoras acumulan el mercurio presente en el aire o el suelo, lo que provoca un retraso en el crecimiento y afecta la regulación de las vías metabólicas. Los autores también afirman que la acumulación de metales produce diversas reacciones bioquímicas, como la peroxidación lipídica, la activación enzimática, las aberraciones cromosómicas y la muerte celular prematura. El estudio de Zhou et al. (2009) demostró que las plantas expuestas al Hg suelen mostrar una mayor actividad de enzimas antioxidantes como la superóxido dismutasa (SOD), la peroxidasa (POD) y la catalasa (CAT) para combatir el estrés oxidativo. No obstante, el impacto general sigue siendo perjudicial, lo que ha impulsado un creciente esfuerzo por desarrollar y aplicar estrategias de mitigación efectivas.

5.3 FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE PLOMO Y MERCURIO

Los organismos pueden estar expuestos a metales pesados a través de múltiples fuentes, ya que estos elementos participan en diversos procesos naturales y antropogénicos que facilitan su liberación y disponibilidad en el ambiente. De esta forma, hay dos conceptos clave que ayudan a entender la expansión de estos a lo largo de los ecosistemas. Primero, la bioacumulación, de acuerdo con Carriquiriborde (2021) se refiere a la acumulación de un contaminante en un organismo desde cualquier fuente de exposición incluyendo aire, agua y alimento; esta debe ser entendida como la consecuencia neta de los procesos de absorción, distribución, biotransformación y eliminación dentro de un individuo.

Chojnacka, & Mikulewicz (2014) mencionan que la bioacumulación sigue las complejas redes tróficas; las especies en la cima de la cadena alimentaria presentan mayores

niveles de sustancias químicas en sus tejidos; las sustancias bioacumuladas se transforman en derivados, que pueden ser más tóxicos que las sustancias químicas originales; por ejemplo, el mercurio inorgánico, menos tóxico, se transforma en metilmercurio, más tóxico, por último, la bioacumulación depende de la estabilidad de la unión de una sustancia química dentro de los compartimentos celulares y de su vida media metabólica.

Por otra parte, la biomagnificación es la condición en la que la concentración química en un organismo supera la concentración de su alimento cuando la principal vía de exposición proviene de la dieta del organismo. El término biomagnificación de la red trófica se utiliza para describir el enriquecimiento trófico de contaminantes dentro de las redes tróficas y se refiere al aumento progresivo de las concentraciones químicas a medida que aumenta el estado trófico del organismo (Drouillard, 2008). Es importante señalar que la biomagnificación de contaminantes, como los metales pesados, puede extenderse a lo largo de la cadena trófica hasta alcanzar a los seres humanos, especialmente cuando estos elementos están presentes en animales que forman parte de su dieta habitual.

5.3.1 USO HISTÓRICO DE PRODUCTOS CONTAMINANTES

El plomo ha sido ampliamente utilizado a lo largo de la historia debido a sus propiedades fisicoquímicas. El uso de Pb se basa en aplicaciones de plomería, pinturas a base de plomo y gasolina con plomo (Mager, 2011). Desde 1921, las empresas empezaron a fabricar aditivos de plomo para arreglar los traqueteos y vibraciones en los motores que los podría dañar y malgastar gasolina, el plomo que entraba en los tanques de gasolina de todo el mundo (casi un gramo por litro) salía por los tubos de escape en forma de partículas que se quedaban suspendidas en el aire antes de asentarse en las superficies o acabar en el interior de las personas, de esta forma, la gasolina cubrió el mundo con plomo (Lobet, 2021). En la actualidad, las emisiones de Pb se han reducido fuertemente debido a la regulación de su uso en gasolina, pinturas y muchas otras aplicaciones, por lo que las entradas actuales a la atmósfera son mucho menores (Mason, 2015). Sin embargo, Lavoisier nos recordó siglos

atrás que la materia no se crea ni se destruye, sino que se transforma constantemente. Esta premisa cobra especial relevancia en el caso del plomo, un contaminante persistente que, lejos de desaparecer, continúa atravesando distintos ciclos de transformación dentro del ecosistema. Así, gran parte del plomo liberado en el pasado sigue presente en nuestro planeta hasta hoy.

Con respecto al mercurio, la EPA (2024) afirma que el cloruro de mercurio se utiliza en fotografía y como antiséptico y desinfectante tópico, conservante de madera y fungicida; anteriormente, el cloruro de mercurio se usaba ampliamente en productos medicinales, como laxantes, antiparasitarios y polvos para la dentición. Desde entonces, ha sido reemplazado por agentes más seguros y eficaces. Asimismo, el sulfuro de mercurio se ha utilizado para colorear pinturas y es uno de los colorantes rojos utilizados en los tintes para tatuajes.

5.3.2 FUENTES Y PROCESOS NATURALES

El mercurio es un elemento natural que se encuentra en la roca de la corteza terrestre, como en los depósitos de carbón (EPA, 2025). Este es muy escaso en la corteza terrestre, ya que apenas presenta 0,08 partes por millón, sin embargo, los minerales de los que se extrae este metal pueden llegar a tener una concentración de hasta 2,5% en peso (Roig, 2025). Por otra parte, el plomo se encuentra en proporción inferior al 10% en la naturaleza, por tanto, está en pequeñas cantidades y de forma muy dispersa (Vallés et al. 2018).

De acuerdo con Johnson et al. (2023) la erosión es un proceso mecánico, generalmente impulsado por el agua, el viento, la gravedad o el hielo, que transporta sedimentos y suelo a nuevas ubicaciones, mientras que la meteorización fragmenta físicamente el lecho rocoso en fragmentos más pequeños, los agentes habituales de la meteorización mecánica son la presión, la temperatura, el ciclo de congelación/descongelación del agua, la actividad vegetal o animal y la evaporación de la sal. La meteorización de rocas y minerales, la actividad volcánica y la erosión del suelo provocada

por organismos vivos son algunas de las vías naturales básicas a través de las cuales los metales pesados se liberan al medio ambiente (Bello et al., 2023). Los procesos de erosión y liberación de estos metales a partir de rocas pueden verse acelerados por la actividad biológica, las condiciones ambientales, la temperatura y el pH (Dong et al., 2022).

De acuerdo con Meza (2023) junto con el magma y gases tóxicos en las erupciones volcánicas se encuentran metales pesados como plomo y mercurio, así como la ceniza que se compone de finas partículas de roca volcánica fragmentada que puede contener gases ácidos y metales tóxicos los cuales pueden llegar a depositarse en cualquier superficie mediante corrientes de aire o aguas superficiales.

5.3.3 MINERÍA Y FUNDICIÓN

Kurylo (2025) menciona que el oro ilegal representa una gran parte de la actividad minera total de oro en los países sudamericanos, representando el 86% del oro extraído en Venezuela, el 80% en Colombia, el 70% en Ecuador, el 45% en Bolivia, el 30% en Perú y el 28% en Brasil. Anclado a esta etapa de extracción se encuentra la fundición, una operación industrial que consiste en obtener el metal a partir del mineral, durante este proceso, las impurezas del mineral, como arsénico, plomo y cadmio, pueden liberarse de las chimeneas, contaminando el aire, el agua y el suelo con metales pesados tóxicos (Sullivan, 2014).

Aunque es altamente tóxico y peligroso, los mineros ilegales usan ampliamente el mercurio para extraer oro de otros minerales, este se une a las partículas de oro, formando una amalgama densa que puede quemarse para dejar solo oro; cada gramo de oro extraído por la minería ilegal en Latinoamérica libera un promedio de 4,63 gramos de mercurio en las vías fluviales; el mercurio sólido solo representa el 20 % del mercurio vertido al medio ambiente, mientras que el 80% restante se libera al aire en forma de vapores, lo que afecta la salud de las poblaciones circundantes (Kurylo, 2025). Esto se refleja en el estudio de Oviedo et al. (2017) donde se tomaron muestras biológicas (sangre, orina y cabello) de

poblaciones amazónicas del Ecuador y con ello se logró determinar que la mayoría de los habitantes de las poblaciones cercanas a la cuenca del río Puyango, se encuentran envenenados con Hg y Pb en pequeñas cantidades dentro de su organismo debido a los subproductos de procesos mineros como azufre, cadmio, plomo arsénico, molibdeno, cianuro libre y compuestos fenólicos.

Adicional, Soares et al. (2024) afirman que la minería artesanal de oro asociada al uso de mercurio para la amalgamación puede cambiar los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), y la liberación de Hg al medio ambiente, por ejemplo, las temperaturas más altas durante las sequías aceleran la descomposición de esta materia orgánica, liberando dióxido de carbono a la atmósfera y reduciendo la capacidad del suelo para capturar mercurio, haciendo al metal más disponible en el medio ambiente y más accesible para los organismos vivos.

5.3.4 ACTIVIDADES INDUSTRIALES

En la actualidad, diversas actividades industriales siguen siendo fuentes significativas de contaminación por plomo y mercurio, particularmente en países con regulaciones ambientales débiles o con prácticas inadecuadas de manejo de residuos.

La fabricación y el reciclaje de baterías son fuentes importantes de exposición al plomo, especialmente en entornos laborales, mientras que el mercurio se utiliza en algunos tipos de baterías y su eliminación o reciclaje inadecuados pueden provocar contaminación ambiental (Naik & Dubey, 2016). Asimismo, procesos industriales como la producción de pinturas, cerámicas y vidrio (Firth & Capil, 2020) han dejado residuos de Pb. Por último, los perdigones de caza y los contrapesos utilizados en la pesca (Vallés et al. 2018) siguen contribuyendo a la liberación de plomo.

La producción de cloro-álcali, la producción de cemento y la fabricación de lámparas fluorescentes y termómetros son fuentes importantes de emisiones de mercurio, además de las centrales eléctricas de carbón y la quema de carbón residencial para calefacción y cocina (Velardo, 2019). Recientemente, varios países han producido industrialmente jabones, cremas y cosméticos que contienen compuestos de este metal. Estos productos suelen contener mercurio y sales de mercurio, como mercurio amoniacal, yoduro de mercurio, cloruro de mercurio, óxido de mercurio y cloruro de mercurio (Park & Zheng, 2012).

5.3.5 FLUJO DE AGUA, AIRE Y SUELO

Los metales pesados como el plomo y el mercurio pueden desplazarse entre distintos compartimentos ambientales a través del agua, el aire y el suelo. Estos flujos determinan su movilidad, dispersión y riesgo de exposición para los seres humanos y los ecosistemas. El plomo puede entrar al agua potable cuando los materiales de plomería que contienen plomo se corroen, especialmente cuando el agua tiene alta acidez o bajo contenido mineral que corroe las tuberías y los accesorios, las fuentes más comunes de plomo en el agua potable son las tuberías, grifos y accesorios de plomo (Environmental Protection Agency [EPA], 2025). Además, pequeñas cantidades de plomo pueden entrar a ríos, lagos y arroyos cuando partículas del suelo son movilizadas por el agua de lluvia (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2016). Este también puede distribuirse mediante efluentes industriales, descomposición de materiales de desecho y lodos de depuración (Sengar et al., 2010). Con lo que respecta al mercurio, este también puede presentarse a partir de descargas industriales, plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, lixiviados de vertederos (Panasiuk & Glódek, 2013) y afluentes como ríos o lagunas cercanas a zonas donde se realizan actividades de minería. Es importante mencionar que las concentraciones de estos metales pueden fluctuar en el agua de acuerdo con la temperatura y estaciones del año. El estudio de Nevárez et al. (2013) realizado en especies acuáticas relata que la concentración de plomo aumentó en el otoño debido la contribución de plomo a los ambientes acuáticos a través de la deposición atmosférica húmeda o de la escorrentía de los suelos, mientras que

el mercurio aumentó significativamente en el verano, ya que muchas especies de agua dulce aumentan su contenido de lípidos en esta temporada y los lípidos son buenos receptores para los contaminantes orgánicos, como el metilmercurio.

Las emisiones de mercurio al aire son significativas, especialmente las provenientes de fuentes antropogénicas como las centrales eléctricas de carbón y las actividades industriales (Panasiuk & Głodek, 2013). El transporte del plomo al entorno se ve afectado por el transporte facilitado por partículas, donde el metal se absorbe en la superficie de partículas móviles de tamaño coloidal y la competencia por sitios superficiales reactivos por especies orgánicas o inorgánicas con carga similar presentes (Dadhich et al. 2010). El plomo es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o desechos, o por la manufactura de baterías, una vez que este entra a la atmósfera, puede viajar larga distancia si las partículas de plomo son muy pequeñas, finalmente plomo es removido del aire por la lluvia y por partículas que caen al suelo o a aguas de superficie (ATSDR, 2016).

Finalmente, el plomo en el suelo puede transportarse mediante transporte facilitado por partículas, donde se absorbe en partículas coloidales móviles (Dadhich et al. 2010). Mientras que la contaminación por mercurio en el suelo está influenciada por las actividades industriales, la minería y el uso de fertilizantes y pesticidas (Sengar et al., 2010). En el caso de ambos metales, pueden ser absorbidos por las plantas, afectando sus actividades fisiológicas.

5.4 ANIMALES COMO ESPECÍMENES DE RASTREO DE LA PRESENCIA DE PLOMO Y MERCURIO

La composición, abundancia y distribución de las especies pueden ofrecer una indicación potencial del estado de los ambientes a los que pertenecen (Iyiola et al., 2024). En este sentido, muchas especies animales, por su posición en las redes tróficas y su capacidad de bioacumular contaminantes, son utilizadas como herramientas clave en programas de

monitoreo ambiental, permitiendo rastrear la presencia de metales pesados como el plomo y el mercurio en diferentes tipos de ecosistemas.

Muchas especies han demostrado la capacidad de adaptarse al aumento antropogénico de la contaminación por metales, pero estas respuestas evolutivas dependerán del grado de variación de los metales en el espacio y el tiempo (Snell-Rood et al., 2024). Por ello, analizar las rutas de distribución de los metales pesados y los riesgos asociados a cada hábitat resulta fundamental, ya que permite identificar nuevas fuentes de contaminación y proyectar su posible impacto sobre la salud humana.

5.4.1 ABEJAS

Las abejas melíferas son insectos eusociales, conocidos principalmente por su papel en la polinización, un servicio ecosistémico fundamental que garantiza la biodiversidad vegetal y, en última instancia, la salud de nuestro planeta (Papa et al., 2024). Las abejas se han convertido en un valioso instrumento para la monitorización ambiental debido a una serie de características distintivas: son fácilmente reconocibles, están ampliamente distribuidas y presentan una alta abundancia a nivel global. Además, responden a cambios en el entorno, su manipulación y toma de muestras es sencilla, y los análisis asociados implican un costo relativamente bajo (Gutiérrez, 2016).

Durante su extensa actividad de forrajeo, las abejas recolectoras interactúan con todos los dominios ambientales (aire, agua, suelo y vegetación), recolectando simultáneamente una amplia gama de contaminantes (Papa et al., 2024). Los metales pesados presentes en la atmósfera pueden depositarse directamente sobre el cuerpo peludo de las abejas o puede alcanzar el insecto por el néctar, el polen, el rocío de miel, o a través del agua durante la búsqueda de alimento (Cóndor, 2015). En este sentido, la miel, al ser un exudado de las abejas melíferas, también es ampliamente utilizado como bioindicador. Un factor para tomar en cuenta es que en días lluviosos las abejas no salen de la colmena y la

temperatura debe ser al menos de 10°C para permitir el vuelo (Gutiérrez, 2016), por lo que en determinadas latitudes no pueden ser usadas como bioindicadores ambientales en invierno.

Los estudios de la Tabla 1, realizados en Latinoamérica, indican variaciones entre zonas urbanas y rurales dependiendo de la cantidad de industrias cercanas a la zona. Por ejemplo, Córdor (2015) encontró diferencias significativas en las concentraciones de Pb en miel de abeja debido a la presencia de industrias de plástico, pintura, cerámica y vidrio en ciertas zonas de muestreo. Adicional, la Tabla 1 indica que la mayoría de las experimentaciones son realizadas en matrices como miel, polen y cera de abejas. Sin embargo, estudios como el de Cecchi et al. (2023) y Solera et al. (2024) encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de plomo y mercurio encontradas en el cuerpo y miel de abejas. Esto podría estar relacionado con el hecho de que las abejas cuentan con un sistema de desintoxicación en el sistema digestivo, que involucra metalotioneínas, proteínas que desempeñan un papel en el control homeostático de metales esenciales y no esenciales (Salvaggio et al., 2017). Estas tienen un alto contenido de cisteína, lo que les permite unirse eficazmente a los metales pesados. Esta unión secuestra los metales, impidiendo que causen daño celular y asegurando que la miel permanezca libre de estos contaminantes (Purać et al., 2018). De este modo, estudios futuros podrían considerar la detección de metalotioneínas, ya que su presencia indicaría la exposición de las abejas a metales pesados. Además, se sugiere priorizar el análisis de las concentraciones de contaminantes en las abejas, y posteriormente en la miel, entendiendo esta última como un reflejo parcial de los metales que las abejas no lograron eliminar, y no como una representación completa de la concentración metálica presente.

Tabla 1. Estudios latinoamericanos de los últimos 15 años aplicados en la cuantificación de plomo y mercurio en abejas de especie *Apis mellifera*.

País	Metal	Técnica Instrumental	Matriz	Concentración obtenida (mg/kg)	Referencia
Ecuador	Pb	FAAS	Miel	0,03 - 0,08	Cordero et al. (2023)
Ecuador	Pb	FAAS	Polen	0,12	Beltrán-Machado et al. (2022)
Ecuador	Pb	FAAS	Miel	0,5	
Ecuador	Pb	FAAS	Polen	<0,1	
Ecuador	Pb	FAAS	Cera		
Ecuador	Pb	FAAS	Miel	0,09 (zona rural) 0,10 (zona urbana)	Cóndor (2015)
Argentina	Pb	FAAS	Cuerpo de Abejas	0,02 - 5,80	Cecchi et al. (2023)
Perú	Pb	Voltamperometría	Miel	0,68 - 2,74	Cáceres (2014)
Venezuela	Pb	GF-AAS	Polen	0,198 - 0,288	Gutiérrez et al. (2014)
Brasil	Hg	CV-AAS	Miel	0,00060	Campos et al. (2024)
Brasil	Hg	CV-AAS	Cuerpo de Abejas		Solera et al. (2024)
Brasil	Hg	CV-AAS	Cera		
Brasil	Hg	CV-AAS	Miel	< 0,0219	
México	Pb	FAAS	Miel	0,96	Córdova (2020)
México	Pb	ICP-OES	Miel	1,95 ± 0,56 (zona agrícola) 3,14 ± 0,10 (zona urbana)	Montiel et al. (2020)
México	Pb	ICP-OES	Miel	0,86 ± 0,32 (zona agrícola) 2,38 ± 0,40 (zona urbana)	

FAAS: Espectrofotometría de absorción atómica de llama. GF-AAS: Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito. CV-AAS: Espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío. ICP-OES: Espectrometría de emisión por plasma con acoplamiento inductivo

Respecto a la recolección y preparación de las muestras de este espécimen, inicialmente se ubican las zonas y lapsos temporales de muestreo teniendo en cuenta su proximidad a sectores con potencial riesgo diferencial. Para la recolección de abejas, se cubren las piqueras de las colmenas para realizar la captura al retornar de sus vuelos de forrajeo (Cecchi et al., 2023). Las muestras de polen se obtienen mediante trampas en cada colmena o cuadro de apicultura, estas trampas contienen una rejilla recolectora con orificios

de pocos milímetros de diámetro donde pasa la abeja, pero impide el paso de la carga de polen, que cae en un cajón inferior de recolección (Gutiérrez et al., 2014). La miel se toma por corte de una porción de cuadro en el apiario (Cecchi et al., 2023) o se la drena directamente de los cuadros hasta obtener el volumen deseado, bajo el uso previo de ahumadores para alejar a las abejas del lugar de recolección (Córdova, 2020; Solera et al. 2024) y se la refrigera hasta su análisis (Cecchi et al., 2023).

Los métodos de preparación de la muestra previo a la cuantificación de metales varían de acuerdo con la técnica analítica a usarse. Sin embargo, autores como Beltrán & Aguilar (2022) reportan que la miel, polen y cera deben ser deshidratadas, pesadas y calcinadas para la obtención de cenizas. Las abejas, pueden ser deshidratadas, molidas y finalmente pesadas (Solera et al., 2024). Luego de esto, las muestras se digestan, este proceso implica mezclar la muestra con ácidos y productos químicos auxiliares a temperaturas elevadas, transformando las muestras sólidas en un estado líquido, además de eliminar la materia orgánica presente. En este proceso, los metales en la muestra original reaccionan con ácidos para formar sales solubles en agua (Rantaša et al., 2023). De acuerdo con los autores de la Tabla 1 los reactivos que usualmente se emplean para este proceso son ácido nítrico, ácido sulfúrico, ácido clorhídrico y agua. Las proporciones y concentraciones de cada uno depende del método a seguir. Por último, las muestras digeridas son llevadas a un volumen constante al ser aforadas.

Las Tablas 2 y 3 abordan los límites permisibles de plomo y mercurio en países latinoamericanos y organizaciones internacionales sobre de los productos asociados a las abejas, como es la miel. En este caso, únicamente Argentina, Brasil, Paraguay y Bolivia poseen normativa para la miel de abeja, sin embargo; ningún otro país u organismo presenta regulaciones para otros productos derivados como son la cera y el polen a pesar de que estos también son comercializados en varias regiones. Actualmente, solo existen regulaciones específicas para el plomo, con valores que oscilan entre 0,10 y 0,30 mg/kg. Al analizar la

información de la Tabla 1, se evidencia que en la mayoría de los casos los niveles detectados superan los límites establecidos.

Tabla 2. Límites permisibles de plomo y mercurio en organismos bioindicadores de acuerdo a lo establecido por países latinoamericanos.

País	Matriz	Límite Pb (mg/kg)	Límite Hg (mg/kg)	Fuente/Norma
	Miel	0,30	NR	
	Pescado de consumo	0,30	NR	
Argentina	Peces (predadores)	NR	1,00	MERCOSUR/G MC/RES. N° 12/11*
Brasil	Peces (no predadores)	NR	0,50	
Paraguay	Aves (de corral)	0,50	NR	
Bolivia	Miel	0,30	NR	Decreto Supremo N° 2400
Chile		2,00	1,00	Decreto 977/96. Artículo 160
Colombia				Ley 1658 de 2013
Ecuador	Pescado de consumo			NTE INEN** 183:2013
Perú		0,30	0,50	SANIPES† Reglamento N° 1881/2006
	Aves	1,00	NR	NOM†† 130-SSA1-1995
México	Pescado de consumo	1,00	1,00	NOM†† 027-SSA1-1993

NR: no reportado. *Reglamento Técnico MERCOSUR sobre Límites Máximos de Contaminantes Inorgánicos en Alimentos **Servicio Ecuatoriano de Normalización

†Autoridad Nacional de Sanidad e Inocuidad en Pesca y Acuicultura ††Normas oficiales Mexicanas

Tabla 3. Límites permisibles de plomo y mercurio en organismos bioindicadores que también se usan en consumo humano

Matriz	Límite Pb (mg/kg)	Límite Hg (mg/kg)	Organismo Regulador/Fuente
Miel	0,10	NR	Codex Alimentarius (CXS 12-1981); UE Reg.* 2023/915
Peces (general)	0,30	0,50	Codex Alimentarius (CXS 193-1995), UE Reg.* 2023/915
Peces (depredadores)	0,30	1,00	UE Reg.* 2023/915
Carne muscular de ave	0,10	NR	
Hígado de ave de corral	0,50	NR	
Riñón de ave de corral	0,50	NR	UE Reg.* 2023/915

*Reglamento de la Unión Europea

5.4.2 MURCIÉLAGOS

Sánchez-Pérez et al. (2023) mencionan que los murciélagos (también conocidos como quirópteros), han destacado por conjuntar características como, ser los únicos mamíferos con la capacidad de volar, contar con ecolocalización (mecanismo de emisión de ondas ultrasónicas que les ayuda visualizar mejor su entorno), una distribución geográfica amplia y variedad de gremios tróficos (grupo de especies con dieta similar, por ejemplo, frugívoros, artropodófagos, nectarívoros, etc.). Lo anterior, aunado a su relativa facilidad de captura e identificación, los vuelve uno de los grupos con mayor potencial de estudio bajo este enfoque, ya que brindan una perspectiva multidimensional de las condiciones ambientales predominantes en sus respectivas zonas de distribución.

La bioacumulación es un problema importante para los murciélagos. Su alta demanda energética diaria y metabolismo acelerado los hace sensibles a la incorporación de altas dosis de contaminantes potencialmente presentes en los alimentos, como organoclorados o

metales pesados y la absorción puede aumentar a lo largo de varios años, dado que son animales relativamente longevos. Los contaminantes también pueden transferirse en dosis concentradas a crías vulnerables durante la lactancia (Zukal et al., 2015). Las poblaciones de murciélagos en todo el mundo están amenazadas por la exposición a contaminantes, y su disminución puede tener consecuencias nefastas para los ecosistemas. (Barillaro et al. 2024; Bayat et al. 2014).

Esta especie ha demostrado ser sensible a los cambios en su entorno. Por ejemplo, los estudios de la Tabla 4 indicaron que las concentraciones de Pb y Hg halladas en los murciélagos dependerán, además de la dieta, de su grado de exposición al metal y de la exposición de las plantas e insectos consumidos por estos. Además, autores como Barillaro et al. (2024) aseguran que los murciélagos de regiones con una fuerte perturbación por pastizales y monocultivos poseen niveles más altos de Pb en comparación con los de zonas donde predomina la agroforestería local. La cobertura de pastizales aumentó la bioacumulación de Pb, mientras que la cobertura forestal la redujo. También se ha identificado una relación significativa con los murciélagos insectívoros, que en algunos estudios presentan concentraciones elevadas de plomo. Según Baquerizo y Salas (2021), este contaminante podría transferirse a los ecosistemas terrestres a través de las dinámicas mareales de los estuarios, las cuales remueven los sólidos suspendidos y aumentan la biodisponibilidad del Pb para organismos acuáticos de la cadena trófica, como los insectos, que posteriormente son consumidos por murciélagos. Portillo et al. (2023) y Carrasco-Rueda et al. (2020) encontraron diferencias significativas en las concentraciones de mercurio entre murciélagos expuestos a zonas de minería y aquellos no expuestos, siendo estos primeros quienes presentaron niveles más elevados del metal. Afirmando una vez más la idoneidad de estos animales como bioindicadores de un ecosistema.

Respecto al modo de muestreo de estos animales, la mayoría de autores coinciden con que deben ser recolectados a través de redes de niebla que suelen estar confeccionadas

con una malla de nylon sostenida por hilos tensores horizontales de mayor grosor, que forman “bolsillos” en su parte inferior y que son el lugar donde caen los individuos que no quedan enredados en la malla (Bracamonte, 2018). Estas redes son posicionadas en locaciones y horarios de interés para la investigación. Luego, se toman muestras de zonas o partes específicas del cuerpo del murciélago. En el caso del pelaje, autores como Carrasco-Rueda et al. (2020) cortan el pelo con tijeras previamente esterilizadas, luego, son lavadas con una solución de cloro al 0,1 % durante 2 h en una cabina de bioseguridad para después ser secadas en una estufa. En el caso del hígado, Ramos et al. (2020) menciona que después de extraer el hígado de cada murciélago, los deposita en criotubos de plástico con una solución de etanol al 96 %. Luego, los tejidos hepáticos se secan en un horno a 40 °C durante 48 horas para posteriormente pesar la cantidad de muestra a ser evaluada. Para la recolección de tejido blando y óseo, las muestras se trituran en un mortero y son trasvasadas a recipientes de porcelana, para ser secadas en estufa a 100°C durante 24 horas (Baquerizo & Salas, 2021). Posterior a esto, independientemente del tipo de muestra, estas son sometidas a digestión ácida y llevadas a un volumen constante hasta su análisis.

Es importante mencionar que el muestreo de pelo permite una evaluación retrospectiva de la exposición, ya que el bulbo piloso está en contacto continuo con el torrente sanguíneo. A medida que el cabello crece, incorpora metales presentes en los órganos internos y los tejidos blandos, lo que refleja la transferencia histórica de metales pesados del entorno al individuo (Barillaro et al., 2024). El pelaje puede proporcionar información sobre el nivel de contaminación endógena del animal de forma no invasiva (De Freiras et al. 2024). En cuanto al tejido óseo, el plomo tiende a bioacumularse predominantemente en los huesos, donde el esqueleto puede llegar a contener más del 90 % de la carga total de Pb en el organismo, aunque su distribución no es homogénea. Debido a esta acumulación, la concentración de plomo en hueso es ampliamente utilizada en estudios epidemiológicos, ya que representa un indicador más confiable de exposición crónica que otros tejidos (Baquerizo & Salas, 2021). Por otra parte, el músculo y órganos como el hígado podrían actuar como

compartimentos transitorios de este tipo de contaminantes antes de su eliminación a través del pelo.

Tabla 4. Estudios latinoamericanos de los últimos 15 años aplicados en la cuantificación de plomo y mercurio en murciélagos.

País	Metal	Técnica Instrumental	Especie/Género	Matriz	Concentración obtenida (mg/kg)	Referencia
			<i>Glossophaga soricina</i>		17,45	
			<i>Artibeus lituratus</i>		3,74	
			<i>Artibeusa equatorialis</i>		2,24	
			<i>Molossus molossus</i>		7,28	
Ecuador	Pb	FAAS	<i>Artibeus fraterculus</i>	Tejido blando	5,52	Baquerizo & Salas (2021)
			<i>Carollia brevicauda</i>		10,98	
Perú	Pb	FAAS	<i>Carollia Anoura</i>	Hígado	0,0 – 15,15	Williams et al. (2010)
			<i>Sturnira</i>			
Perú	Hg	DMA	<i>Rhynchonycteris naso</i>	Pelaje	2.12 ± 0.53	Portillo et al. (2023)
Perú	Hg	DMA	30 especies diferentes	Pelaje	0,0 - 9,88	Carrasco-Rueda et al. (2020)
Colombia	Hg	CV-AAS	13 especies diferentes	Músculo	0,03 – 0,13	Racero-Casarrubia et al. (2017)
	Pb	GF-AAS		Hígado	0,06 – 0,21	
				Músculo	0,03 – 0,13	
				Hígado	0,05 – 0,11	
Brasil	Pb	FAAS	28 especies diferentes	Pelaje	2,931 – 41, 207	Barillaro et al. (2024)
México	Pb	ICP-MS	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Hígado	0,022 – 2,004	Ramos et al. (2020)

DMA: Analizador directo de mercurio. ICP-MS: Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente

Finalmente, dado que los murciélagos no son una especie comúnmente utilizada para el consumo humano, no existen normativas ni límites permisibles específicos para la presencia de plomo y mercurio en sus cuerpos. No obstante, establecer parámetros basados en las concentraciones de Pb y Hg en murciélagos podría proporcionar una visión más amplia del estado ambiental de un ecosistema.

5.4.3 AVES

Debido a su ubicuidad global, su asociación fiable con hábitats específicos y su relativa facilidad de detección, captura, seguimiento e identificación en comparación con otros taxones, las aves se distinguen como uno de los grupos taxonómicos más estudiados y rentables para el monitoreo de la salud de la biodiversidad terrestre y la función de los ecosistemas (Sayers et al., 2023). Las aves participan en múltiples niveles de la cadena alimentaria (tanto como depredadores como presas), por lo que pueden acumular contaminantes desde distintos niveles del ecosistema (Ebert et al., 2020). La diversidad de nichos tróficos y la especialización del hábitat dentro del clado aviar también permiten muestrear estratégicamente las especies para comprender las vías de exposición y la dinámica biogeoquímica en diferentes escalas espaciales y temporales (Sayers et al., 2023). Por lo tanto, se han utilizado para monitorear cambios a nivel individual (efectos agudos) y poblacional (efectos crónicos). (Ebert et al., 2020). Las aves son vulnerables a la contaminación por Hg porque algunas especies son depredadores superiores en muchos hábitats acuáticos. Factores como la especie, edad, etapa de vida, uso del hábitat, fisiología y alimentación también están ligados a la vulnerabilidad de las especies a los contaminantes (Sierra-Marquez et al., 2018).

Al analizar las matrices evaluadas en la Tabla 5, se observa que, en la mayoría de los estudios, las plumas de aves son la matriz preferida para la cuantificación de contaminantes. Según Sierra-Márquez et al. (2018), esta elección se debe a que el mercurio y otros metales pesados se fijan en los grupos sulfhidrilo de la queratina durante el crecimiento de las plumas. Se ha documentado que hasta el 70 % de la carga total de Hg puede almacenarse en las plumas de aves adultas. Además, dado que la muda es el principal mecanismo de excreción de mercurio en las aves, las plumas recién mudadas pueden ofrecer información valiosa sobre la exposición a estos contaminantes durante el año anterior (Balza et al., 2021).

Cabe mencionar que la absorción de metales se ve influenciada por la edad del animal, las reservas de hierro, el ambiente químico del lumen y los componentes en la dieta como citrato de sodio y vitamina D, los cuales incrementan su absorción y solubilidad (Mateus-Anzola et al., 2019). De esta forma, se muestrean distintas partes de las aves como el hígado y los riñones, ya que muchos de los metales son lipofílicos y tienden a acumularse en esos órganos (González et al., 2018). Respecto al muestreo, algunos estudios recogen aves muertas por causas naturales o cuando fueron atacadas por predadores (Alvarado et al., 2013). O estas son capturadas mediante redes de niebla. Luego, las partes de interés se colectan de acuerdo con el objetivo de la investigación. Por ejemplo, Ebert et al. (2020) reportan que se muestrearon plumas únicamente de gaviotas jóvenes (de uno a cuatro meses de edad), porque se considera un método adecuado debido a que las plumas se regeneran fácilmente y las aves no sufren lesiones. Esto se lo realizó cortando plumas de la cola y las alas con tijeras. Luego, estas son higienizadas en una serie de baños de agua desionizada y acetona para eliminar cualquier contaminante depositado exógenamente. Para homogeneizar las muestras, las plumas se trituran hasta obtener partículas de unos 2-3 mm (Sierra-Marquez et al., 2018).

Cuando se trata de muestras sanguíneas, Buelvas-Soto et al. (2022) recolectaron entre 1 y 3 mL de sangre de cada ave por medio de la punción de la vena yugular con aguja insulínica. Luego, las muestras son almacenadas en tubos con anticoagulante de ácido etilendiaminotetracético (EDTA). Por otra parte, matrices como hígados y riñones son descongelados previo a su recolección, triturados y homogeneizados para obtener una muestra representativa previo a su análisis (Alvarado et al., 2013). De igual manera, todas las matrices derivadas de peces deben someterse a un proceso de digestión ácida con el fin de eliminar la materia orgánica presente antes de la cuantificación de los metales.

El estudio de Balza et al. (2021), incluido en la Tabla 5, reporta los valores medios de mercurio más altos registrados hasta ahora en una población de aves en América del Sur.

Estas cifras resultan especialmente preocupantes, ya que, al analizar las Tablas 2 y 3, se evidencia que la normativa vigente es no solo limitada, sino también centrada en matrices comunes de aves destinadas al consumo humano, dejando de lado aquellas más utilizadas en la investigación científica, como las plumas.

Tabla 5. Estudios latinoamericanos de los últimos 15 años aplicados en la cuantificación de plomo y mercurio en aves.

País	Metal	Técnica Instrumental	Especie/Género	Matriz	Concentración obtenida (mg/kg)	Referencia
Brasil	Pb	FAAS	<i>Larus dominicanus</i>	Plumas	2,1310	Ebert et al. (2020)
	Hg	CV-AAS			0,0010	
Colombia	Hg	DMA	36 especies diferentes	Plumas	0,84 ± 0,05	Sierra-Marquez et al. (2018)
Colombia	Pb	FAAS	<i>Sarcoramphus papa</i>	Sangre	2,11 ± 0,42	Mateus-Anzola et al. (2019)
			<i>Vultur gryphus</i>		1,89 ± 1,52	
Colombia	Pb	GF-AAS	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Sangre	0,2185	Buelvas-Soto et al. (2022)
	Hg	CV-AAS		Plumas	0,8736	
				Sangre	0,0099	
				Plumas	0,4120	
Argentina	Hg	DMA	<i>Phalacrocorax australis</i>	Plumas	26,3	Balza et al. (2021)
Perú	Hg	DMA	119 especies diferentes	Plumas	2,75 ± 7,46	Pisconte et al. (2024)
Perú	Pb	GF-AAS	<i>Gallus domesticus</i>	Músculo	0,6953	Sinche (2022)
Chile	Pb	GF-AAS	<i>Cathartes aura</i>	Hígado	0,86	Alvarado et al. (2013)
				Riñón	1,05	
México	Pb	ICP-OES	<i>Ardea alba</i>	Plumas	7,10 (Pb)	González et al. (2018)
					0,62(Hg)	
					8,90(Pb)	
					1,10(Hg)	
			<i>Egretta thula</i>			
	Hg	DMA	<i>Nycticorax nycticorax</i>		9,50(Pb)	
					0,34(Hg)	

5.4.4 PECES

Dado que los peces se encuentran en niveles superiores de la cadena trófica, son particularmente vulnerables a la acumulación de metales pesados, los cuales ingresan a su organismo a través de diferentes vías: ingestión de partículas suspendidas en el agua, consumo de presas contaminadas, o mediante el intercambio iónico de metales disueltos (Squadrone et al., 2013). Esta bioacumulación depende tanto de las tasas de absorción y eliminación como de características individuales como el tamaño del pez, el tejido analizado, el nivel trófico y los hábitos alimentarios (La Colla et al., 2017).

El estudio de la contaminación por metales pesados en peces es de gran relevancia ambiental y sanitaria, ya que su consumo no solo representa una fuente importante de proteínas, micronutrientes y ácidos grasos poliinsaturados omega-3 y omega-6, sino que también puede ser una vía de exposición humana a contaminantes (Gallego-Ríos et al., 2018). Además, los peces han sido ampliamente utilizados como organismos centinela mediante biomarcadores fisiológicos e histopatológicos, como atresia folicular, proteínas de choque térmico, apoptosis, metalotioneína, vitelogenina en machos, alteraciones hormonales y centros melanomacrofágicos (Arantes et al., 2016).

La exposición a metales pesados puede provocar efectos subletales o incluso la muerte de poblaciones locales de peces, debido a su capacidad para bioacumularse y biomagnificarse en el ambiente acuático (Araújo & Cedeño, 2016). Algunos metales, además, afectan la plasticidad de las respuestas cardiorrespiratorias, reduciendo la capacidad de supervivencia bajo condiciones de hipoxia, lo que ha sido observado en hábitats naturales (Arantes et al., 2016).

De acuerdo con Gallego-Ríos et al. (2018) la acumulación de metales pesados en peces varía según el órgano, en función de la afinidad entre el metal y el tejido. Las branquias son especialmente relevantes, ya que representan la principal vía de intercambio iónico con

el agua debido a su extensa superficie de contacto. Se ha observado que el plomo tiende a acumularse en estructuras óseas como branquias, columna vertebral, aletas y cola, particularmente en contextos donde las concentraciones en agua son elevadas, más allá de los hábitos alimentarios.

Para los análisis específicos de metales, se han empleado tejidos como músculo dorsal derecho, hígado y bazo, debido a su relevancia metabólica y capacidad de acumulación (Gallego-Ríos et al., 2018; Arantes et al., 2016). Asimismo, se han extraído muestras de sangre de la vena caudal, lo que permite un enfoque más sistémico (Paschoallini et al., 2019).

Respecto a su muestreo y recolección, los peces utilizados en algunos estudios fueron obtenidos mediante pesca experimental (Lombardi et al., 2010), capturas incidentales de pesquerías artesanales e industriales (Martins et al., 2020) o por medio de redes de pesca. Los individuos pueden ser sacrificados con una solución de eugenol (concentración entre 0.04 % y 200 mg/L, según el estudio) y transportados en hielo para su conservación. En el laboratorio, se evalúan características de frescura como brillo, color, olor y firmeza de la piel (Lombardi et al., 2010). Además de registrar mediciones biométricas como longitud total, peso corporal, peso hepático, peso gonadal, sexo y estado de maduración gonadal (Arantes et al., 2016). Posteriormente, se diseccionan porciones de músculo, las cuales se conservan en se congelación a -20 °C y se transportan en contenedores refrigerados para su análisis (Gallego-Ríos et al., 2018). Para los análisis en sangre, se utilizan jeringas heparinizadas de 5 mL para extraer muestras de la vena caudal. A estas muestras se suele añadir Triton X-100 al 0.05 % y una solución fosfatada al 0.5 %, con el fin de facilitar la lisis celular y estabilizar los metales en solución antes del análisis (Lombardi et al., 2010).

Tabla 6. Estudios latinoamericanos de los últimos 15 años aplicados en la cuantificación de plomo y mercurio en peces.

País	Metal	Técnica Instrumental	Especie/Género	Matriz	Concentración obtenida (mg/kg)	Referencia	
Colombia	Pb	MIP-OES	<i>Caranx hippos</i>	Músculo	0,667 - 23,378	Gallego-Ríos et al. (2018)	
	Hg				0,515 - 7,019		
Colombia	Hg	CV-AAS	<i>S.cuspicaudus</i> <i>P.magdalanae</i>	Músculo	0,8 ± 0,4	Pedraza & Espinoza. (2022)	
					Hígado		0,19 ± 0,09 0,29 ± 0,17 (zona 1) 3,25 ± 1,26 (zona 2)
Brasil	Pb	FAAS	<i>Prochilodus argenteus</i>	Músculo	0,26 ± 0,19 (zona 1) 1,24 ± 0,49 (zona 2)	Paschoalini et al. (2019)	
					Hígado		1,03 ± 0,67
Brasil	Pb	GF-AAS/ FAAS	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Músculo	0,94 ± 0,98	Arantes et al. (2016)	
					Bazo		0,67 ± 0,37
Brasil	Hg	Descomposición térmica+AAS	<i>P. horkelii</i> <i>P. percellens</i> <i>S. guggenheim</i> <i>Z. brevisrostris</i>	Hígado	0,26 ± 0,01	Martins et al. (2020)	
					Músculo		0,41 ± 0,18
Brasil	Pb	GF-AAS	<i>P. horkelii</i> <i>P. percellens</i> <i>S. guggenheim</i> <i>Z. brevisrostris</i>	Músculo	0,002 – 0,53	De Souza et al. (2020)	
					Hg		0,001 – 0,15
Brasil	Hg	CV-AAS	NR	Músculo	0,008 – 2,1	Lombardi et al. (2010)	
Argentina	Pb	FAAS	<i>P. lineatus</i> <i>Brevoortia aurea</i> , <i>Odontesthes argentinensis</i> , <i>Micropogonias furnieri</i> , <i>Cynoscion guatucupa</i> , <i>Mustelus schmitti</i> , <i>Paralichthys orbignyanus</i>	Sangre	0,06	La Colla et al. (2017)	
Argentina	Pb	ICP-OES	<i>Cynoscion guatucupa</i> , <i>Mustelus schmitti</i> , <i>Paralichthys orbignyanus</i>	Hígado	2,70	Araújo & Cedeño (2016)	
					Músculo		0,07(Pb) 1,40(Hg)
							Hígado
					Ecuador		Pb Hg
Hígado	0,19(Pb) 1,30(Hg)						

Al analizar los datos de la Tabla 6 en relación con los límites permisibles establecidos en las Tablas 2 y 3, se observa que en varios casos las concentraciones detectadas superan los valores permitidos para pescado destinado al consumo humano. Una vez más, la legislación vigente se enfoca principalmente en aspectos alimentarios, es decir, en tejidos musculares, que son los más comúnmente consumidos. Sin embargo, es importante considerar que las vísceras y los huesos de los peces también se utilizan en la elaboración de otros productos, como alimentos balanceados para animales. Si no se establecen límites claros para este tipo de matrices, se corre el riesgo de permitir que la contaminación por metales pesados continúe ingresando de forma indirecta en la cadena alimentaria.

5.5 TÉCNICAS INSTRUMENTALES USADAS EN LA CUANTIFICACIÓN DE METALES

Los metales pesados se encuentran distribuidos en la naturaleza a nivel traza y en diversas matrices, por esta razón, es importante elegir el método analítico adecuado. Según Robinson et al. (2014) la mayoría de los análisis actuales se realizan con instrumentos electrónicos especialmente diseñados y controlados por computadoras. Estos instrumentos aprovechan la interacción de la radiación electromagnética con la materia, o alguna propiedad física de la materia, para caracterizar la muestra analizada. A menudo, estos instrumentos han automatizado la introducción de muestras, el procesamiento de datos e incluso la preparación de estas.

Los métodos analíticos instrumentales requieren estándares de calibración, que contienen concentraciones conocidas del analito presente. Estos estándares se utilizan para establecer la relación entre la señal analítica medida por el instrumento y la concentración del analito. Una vez establecida esta relación, se pueden medir muestras desconocidas y determinar las concentraciones reales del elemento de interés (Robinson et al., 2014). La detección precisa de metales como plomo y mercurio en tejidos animales requiere métodos analíticos con alta sensibilidad y especificidad, capaces de operar en concentraciones traza y adaptarse a las características químicas de muestras complejas. En este contexto, las

técnicas que se presentan a continuación son las más utilizadas para la cuantificación de estos metales en matrices biológicas estudiadas, como se evidencia en las Tablas 1-4.

5.5.1 AAS (GF/FAAS/CVAAS)

La Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) o *Atomic Absorption Spectrophotometry* (AAS por sus siglas en inglés) es hoy un pilar de cualquier laboratorio analítico. Es la técnica preferida para la mayoría de los análisis de metales traza y metales en general. Es precisa, fiable, eficiente, fácil de usar y rentable (Mohammed, 2023).

La base de AAS es la absorción de longitudes de onda discretas de luz por átomos libres en estado fundamental, en fase gaseosa. Los átomos libres en fase gaseosa se forman a partir de la muestra mediante un atomizador a alta temperatura (Robinson et al., 2014). En esta técnica, la cantidad de energía lumínica absorbida es proporcional al número de átomos del analito en el paso de luz. El instrumento se calibra introduciendo concentraciones conocidas de los átomos del analito en el paso de luz y representando la absorción frente a la curva de concentración (Agilent Technologies, 2016). La configuración básica de este instrumento se basa en 4 elementos: una lámpara que emite luz de una longitud de onda específica para el elemento de interés, el atomizador que convierte la muestra líquida en átomos libres que absorben energía de la lámpara, un monocromador para seleccionar la longitud de onda utilizada para la medida y el detector para medir la luz absorbida por los átomos libres (Agilent Technologies, 2016).

De acuerdo con el tipo de muestra, existen diferentes maneras de atomizarla, por ejemplo, la espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (GF-AAS) posee un horno de grafito que proporciona un entorno controlado para la atomización, lo que reduce el riesgo de contaminación de la muestra y mejora la precisión (Gupta et al., 2013). En esta técnica se necesita disolver la muestra en forma líquida en la mayoría de los casos, luego, se inyecta en un tubo de grafito y se calienta electrotérmicamente en diferentes etapas para

atomizar el analito. La atomización se produce en tres etapas: secado, calcinación y atomización (Agilent, 2016). Este modo de atomización requiere mayor pericia del operador y es menos rápida, pero ofrece límites de detección sustancialmente superiores en comparación con la FAAS (Hill & Fisher, 2014). Como técnica de análisis elemental, presenta la importante ventaja, en muchos casos (aunque no en todos), de ser prácticamente independiente de la forma química del elemento en la muestra (Robinson et al., 2014). Además, solo se requiere un pequeño volumen de la muestra (normalmente en microlitros), lo que resulta beneficioso cuando la disponibilidad de la muestra es limitada (Butcher, 2021).

Por otro lado, la espectrofotometría de absorción atómica con llama (FAAS) implica aspirar la solución de muestra a través de un nebulizador, que la convierte en un aerosol fino. Luego, el aerosol se introduce en una llama, normalmente una llama de combustión premezclada (una mezcla de combustible y gas oxidante) o una llama de difusión (donde el combustible se quema al contacto con el aire) (Moldovan, 2013). Generalmente, si hay suficiente analito presente en la muestra, se debe determinar mediante la técnica de llama, ya que esta ofrece las ventajas adicionales de ser rápida (suponiendo que solo se necesitan determinar unos pocos elementos) y, en comparación con técnicas alternativas, muy fácil de usar. (Hill & Fisher, 2014). La solución de muestra se aspira las interferencias químicas, de ionización y espectrales pueden afectar la precisión de las mediciones, por lo que la preparación adecuada de las muestras y la optimización del método son cruciales para minimizar estas interferencias (Moldovan, 2013).

Por último, la atomización mediante vapor frío de mercurio (CV-AAS) se utiliza específicamente para el mercurio (tiene una presión de vapor lo suficientemente grande a temperatura ambiente) por lo que puede reducirse a un estado atómico (Hg^0) mediante un fuerte agente reductor, como el borohidruro sódico o cloruro de estaño (II) (Agilent Technologies, 2016). Posteriormente, el vapor formado se arrastra por un gas inerte hacia una celda de cuarzo en la que se produce el proceso de la absorción atómica (Chávez, 2016).

Esta técnica de atomización es altamente sensible y capaz de detectar concentraciones ultra bajas de mercurio (Cizdziel et al., 2009). Dentro de sus ventajas podemos destacar la eliminación de varias interferencias de la matriz, buena sensibilidad debido al 100% de eficacia de muestreo, buena precisión y mayor rapidez que GF-AAS (Agilent Technologies, 2016). Dentro de las desventajas se puede citar que la técnica consume tiempo y es complicada por la posibilidad de pérdidas por volatilización o digestión incompleta, así como la contaminación de las muestras (Chávez, 2016).

5.5.2 ICP (OES/MS)

La técnica de plasma de acoplamiento inductivo (ICP) debido a su alta energía y temperatura (normalmente entre 6000 y 8000 °C) provoca una descomposición eficiente y completa de la muestra, así como la vaporización, excitación y, posiblemente, ionización de los átomos en fase gaseosa. La alta temperatura del plasma confiere a esta fuente una robustez inherente y tolerancia a una amplia variedad de tipos de muestras (como soluciones con un alto porcentaje de sólidos disueltos, diferentes ácidos y disolventes orgánicos) (Kutscher et al., 2022).

Existen dos tipos de ICP, el primero es la espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) que de acuerdo con Heinert et al. (2020) el modo de funcionamiento se basa en el plasma acoplado inductivamente con argón de alta temperatura (6800 K) para desolvatar, atomizar y excitar los átomos de la muestra líquida que se han nebulizado en ella. La intensidad de la luz emitida (cuya señal es característica de cada elemento y en ciertas condiciones proporcional a la concentración) se mide mediante una detección óptica en las longitudes de onda características de los elementos de interés. ICP-OES es capaz de medir la emisión tanto atómica como iónica por lo que se pueden monitorizar más longitudes de onda. Estas medidas pueden compararse con un patrón para cuantificar la concentración de los elementos en la muestra. Esta técnica permite un mayor número de muestras analizadas, además de poder realizar el análisis simultáneo de varios

elementos (hasta 73 elementos), posee amplio rango dinámico (desde sub-ppb hasta nivel %). Además, tolera matrices complejas e implica un bajo consumo de gas argón lo cual hace que su uso sea más seguro al no emplear un gas inflamable (Agilent Technologies, 2016).

Por otro lado, la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) combina un plasma inducido por radiofrecuencia (ICP) para ionizar los átomos presentes en la muestra y un espectrómetro de masas (MS) para separar y detectar los iones en función de su relación masa/carga (m/z) (Todolí, 2018). Ofrece conceptos de cuantificación sencillos, para los que se utilizan habitualmente estándares (líquidos), bajos efectos de matriz en comparación con otras técnicas bioanalíticas convencionales, y límites de detección relativos (LOD) en el rango bajo de pg g^{-1} y LOD absolutos de hasta el rango de atomoles (Müller et al., 2016).

De manera general, las muestras líquidas se nebulizan primero en el sistema de introducción de muestras, creando un fino aerosol que posteriormente se transfiere al plasma de argón. El plasma de alta temperatura atomiza e ioniza la muestra, generando iones que se extraen a través de la interfaz hacia un conjunto de lentes electrostáticas llamadas óptica iónica. Esta óptica iónica enfoca y guía el haz de iones hacia el analizador de masas de cuadrupolo. Este separa los iones según su relación masa-carga (m/z), y estos iones se miden en el detector (Wilschefski & Baxter, 2019).

Analizando cada componente detalladamente, Todolí (2018) menciona que las muestras pueden introducirse en forma sólida (por ablación láser o vaporización electrotérmica), líquida (por nebulización) o en fase gaseosa. El plasma de argón alcanza temperaturas de 8000–10,000 K, donde se vaporiza la muestra, se atomiza y finalmente se ioniza (la mayoría de los elementos metálicos logran una ionización superior al 80 %). La interfaz de muestreo iónico extrae los iones del plasma hacia el espectrómetro, lo cual implica un salto de presión desde atmósfera hasta $<10^{-7}$ atm. Luego, los sistemas de lentes

electrostáticas o multipolares (cuadrupolos, hexapolos) alinean y enfocan el haz iónico antes de su entrada al analizador de masas. Los analizadores de masas se clasifican en: cuadrupolo (Q) que es el más común, rápido y económico, con buena sensibilidad, el de tiempo de vuelo (TOF) que permite análisis multielementales simultáneos y el sector magnético que ofrece alta resolución y es útil para eliminar interferencias espectrales. Por último, la detección iónica utiliza multiplicadores electrónicos (modo analógico o de conteo de pulsos) o copas de Faraday donde la señal generada por los iones se convierte en una corriente electrónica, que se amplifica y traduce en datos cuantitativos.

Dentro de sus limitaciones encontramos menor tolerancia de matriz que el ICP-OES, además de ser la técnica más cara (costes de adquisición y funcionamiento) y está sujeta a interferencias isobáricas (Agilent Technologies, 2016). Además, tanto las interferencias espectroscópicas como las no espectroscópicas pueden afectar los resultados de la ICP-MS por lo que estrategias como el uso de gases de reacción (H_2 , O_2 , NH_3) y celdas de colisión ayudan a mitigar estos problemas (Todolí, 2018).

5.5.3 LC-MS

La cromatografía líquida/espectrometría de masas (LC/MS) es una técnica analítica que combina la capacidad de separación de la cromatografía líquida con la medición directa de masas de un espectrómetro de masas como detector. La cromatografía líquida permite separar una amplia gama de compuestos, mientras que el detector de masas proporciona información valiosa sobre el peso molecular, la estructura, la identidad, la cantidad y la pureza (Agilent Technologies, 2025).

La cromatografía líquida es una técnica de separación en la que los componentes de una mezcla se distribuyen entre una fase móvil líquida y una fase estacionaria sólida. A medida que la muestra fluye a través de la columna cromatográfica, cada compuesto migra a diferentes velocidades según su afinidad por cada fase. Esta técnica permite separar

eficientemente especies químicas antes de ser introducidas en detectores como el ICP-MS (Nesterenko & Palamareva, 2018).

Tras la separación de compuestos por cromatografía líquida (LC), estos ingresan al espectrómetro de masas a través de la fuente de iones, comúnmente mediante ionización por electrospray (ESI). En este proceso, el eluyente se nebuliza en presencia de calor y un campo electrostático, generando iones en solución. La muestra también puede ser ionizada mediante ionización química a presión atmosférica (APCI) donde la solución se inyecta en un capilar calentado (temperaturas típicas en el rango de 350-400 °C). En estas condiciones, la solución se vaporiza y se produce la descarga. Normalmente, la vaporización es asistida por un flujo de nitrógeno coaxial al capilar. Asimismo, la muestra puede tratarse por fotoionización a presión atmosférica (APPI) que consiste en la irradiación, mediante una lámpara de criptón (Kr), de la solución vaporizada de la muestra a presión atmosférica (Crotti et al., 2017). Luego de ionizarse, los iones son guiados por lentes hacia el analizador de masas para que finalmente el detector registre la intensidad de la señal de los iones que llegan en cada instante. El patrón de este espectro de masas puede utilizarse para la identificación, de forma similar a una huella dactilar (Agilent Technologies, 2025).

En comparación con otros detectores LC, los detectores de masas son más sensibles y mucho más específicos para la mayoría de los compuestos. Pueden analizar compuestos que carecen de un cromóforo adecuado (requerido por otros detectores HPLC comunes). También pueden identificar componentes en picos cromatográficos no resueltos (coeluyentes), lo que reduce la necesidad de una cromatografía perfecta. Además, los datos espectrales de masas, junto con los datos de otros detectores LC, pueden combinarse para identificar, confirmar y cuantificar compuestos con seguridad. (Agilent Technologies, 2025). Debido a que esta técnica ofrece alta sensibilidad y especificidad, su instrumentación puede ser compleja y requiere un desarrollo y validación de métodos analíticos (Chaudhary et al.,

2025). Sin embargo, los avances en las técnicas de ionización y el desarrollo de métodos continúan mejorando sus capacidades y aplicaciones.

Tabla 7. Comparación de técnicas analíticas aplicadas al biomonitoreo de plomo (Pb) y mercurio (Hg).

Técnica Analítica	Límite de detección	Especiación química	Frecuencia de uso
FAAS	Moderado (ppm-ppb)	No	Alta
GF-AAS	Alto (ppb)	No	Moderada
CV-AAS	Alto (ppb-ppt)	Sí (Para Hg inorgánico)	Alta para Hg
ICP-OES	Alto (ppb)	No	Moderada
ICP-MS	Muy alto (< ppt)	No (requiere acoplamiento)	Alta
LC-MS	Muy alto (ppt)	Sí	Moderada (por costo)

ppm= partes por millón (mg/L o mg/kg) ppb = partes por billón (µg/L o µg/kg) ppt = partes por trillón (ng/L o ng/kg)

Como lo indica la Tabla 7, las técnicas ICP-MS y LC-MS son las más sensibles al momento de evaluar matrices biológicas, como lo son las especies estudiadas en este trabajo. Sin embargo, la técnica más adecuada para cada análisis también va a depender de otros factores como la disponibilidad económica, pues técnicas como FAAS siguen siendo ampliamente utilizadas en laboratorios con recursos limitados, mientras que ICP-MS y LC-MS, aunque más sensibles, requieren infraestructura avanzada y analistas capacitados. El rango de concentración esperado en la muestra, así como del metal a analizar también son importantes ya que existen técnicas específicas como CV-AAS que está destinada para la cuantificación de mercurio, lo cual es útil, pero restringe su aplicación en estudios multielementales. Tal como se detalló anteriormente, la preparación de las muestras correspondientes a todas las matrices evaluadas incluyó un protocolo de digestión ácida, generando soluciones líquidas aptas para análisis instrumental. Siendo este estado físico compatible con los requerimientos de todas las técnicas analíticas consideradas en este estudio.

6. CONCLUSIONES

1. El estudio bibliográfico permitió identificar patrones de acumulación de plomo (Pb) y mercurio (Hg) en cuatro especies sudamericanas —abejas, peces, aves y murciélagos—, confirmando su utilidad como biomonitores. Se evidenció que cada grupo presenta acumulaciones diferenciadas según su hábitat, dieta, nivel trófico y características fisiológicas, lo cual proporciona información ambiental complementaria.

2. Se observaron niveles elevados de Hg en plumas de aves y músculo de peces predadores, así como altos niveles de Pb en el pelaje y tejidos óseos de murciélagos expuestos a zonas urbanas o mineras. Además, se encontraron diferencias de concentración entre el cuerpo y productos derivados de las abejas como la miel, debido a la presencia de metalotioneínas, proteínas que desempeñan un papel en el control homeostático de metales esenciales. Por ende, las especies evaluadas demostraron eficacia diferencial como bioindicadores, por lo que se deben elegir especies biomonitoras según el tipo de ecosistema y contaminante objetivo.

3. Se identificó que las técnicas ICP-MS y LC-MS ofrecen la mayor sensibilidad para detectar metales en matrices biológicas complejas, permitiendo incluso estudios de especiación. Sin embargo, su aplicación está limitada por el costo y la infraestructura. En contraste, FAAS y GF-AAS, aunque menos sensibles, siguen siendo ampliamente utilizadas por su accesibilidad en contextos latinoamericanos. La técnica CV-AAS resultó clave para estudios centrados en mercurio inorgánico. En todos los casos, las muestras fueron sometidas a digestión ácida, estandarizando su estado físico previo al análisis.

4. Se evidenció una falta de normativas para matrices no convencionales como plumas, polen, cera o vísceras, a pesar de que muchas presentan niveles alarmantes de

contaminantes. Esto limita la aplicación de los resultados en políticas ambientales. Es necesario promover una actualización normativa que considere otras matrices y especies bioindicadoras, fortaleciendo así la vigilancia ambiental y la protección de la salud humana y animal en Latinoamérica.

7. RECOMENDACIONES

Se recomienda a la comunidad científica latinoamericana continuar fortaleciendo las investigaciones en biomonitoreo ambiental, aprovechando la riqueza biológica y ecosistémica de la región. Profundizar en el estudio de especies nativas como bioindicadores no solo permitirá trazar rutas emergentes de contaminación por metales pesados, sino también generar evidencia sólida y contextualizada que impulse la actualización de normativas ambientales. Respecto al establecimiento de líneas base de contaminación por plomo (Pb) y mercurio (Hg) en entornos naturales, se recomienda el uso de aves silvestres, particularmente aquellas con amplia distribución territorial y hábitos tróficos conocidos, pues permiten el muestreo no letal mediante plumas, las cuales acumulan altos niveles de metales pesados y reflejan exposiciones históricas debido a su rol en la excreción de contaminantes. Además, su presencia en distintos niveles tróficos y hábitats (acuáticos y terrestres) ofrece una visión integrada del estado ambiental.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agency for Toxic Substances and Disease Registry ATSDR. (6 de mayo del 2016).

Resúmenes de Salud Pública – Plomo.
https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html#:~:text=El%20plomo%20es%20liberado%20al,liberado%20al%20ambiente%20en%20EE.

Agilent Technologies. (2016). Fundamentos de Espectroscopia Atómica.

https://www.agilent.com/cs/library/eseminars/public/59916593_Agilent_Atomic_Spectroscopy_Hardware_ES.pdf

Agilent Technologies. (2025). *Fundamentos de cromatografía líquida/ espectrometría de*

masas. Agilent. <https://www.agilent.com/en/product/liquid-chromatography-mass-spectrometry-lc-ms/lcms-fundamentals>

Alvarado, S., R, C. U., Abarca, J., Inostroza, J., Codoceo, J., & Ruz, M. (2013). Cadmium and

Lead content in Liver and Kidney tissues of Wild Turkey Vulture *Cathartes aura* (Linneo, 1758) from Chañaral, Atacama desert, Chile. *Gayana*, 77(2), 97-104.

<https://doi.org/10.4067/s0717-65382013000200004>

Amador, L. R. T., Martínez, F. D. G., Hernández, L. J. M., Vergara, L. a. W., & Suárez, J. N.

C. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. *Revista Nacional De Odontología*, 11(21).

<https://doi.org/10.16925/od.v11i21.895>

Arantes, F. P., Savassi, L. A., Santos, H. B., Gomes, M. V. T., & Bazzoli, N.

(2016). Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil.

Anais Da Academia Brasileira de Ciências, 88(1), 137–147. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620140434>

- Araújo, C. V., & Cedeño-Macias, L. A. (2016). Heavy metals in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) landed on the Ecuadorian coast. *The Science Of The Total Environment*, 541, 149-154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.090>
- Azevedo, B. F., Furieri, L. B., Peçanha, F. M., Wiggers, G. A., Vassallo, P. F., Simões, M. R., Vasttsallo, D. V. (2012). Toxic Effects of Mercury on the Cardiovascular and Central Nervous Systems. *Journal Of Biomedicine And Biotechnology*, 2012, 1-11. <https://doi.org/10.1155/2012/949048>
- Baczewska-Dąbrowska, A. H., Gworek, B., & Dmuchowski, W. (2023). The Use of Mosses in Biomonitoring of Air Pollution in the Terrestrial Environment: A Review. *Ochrona Srodowiska I Zasobów Naturalnych - Environmental Protection And Natural Resources*, 34(2), 19-30. <https://doi.org/10.2478/oszn-2023-0005>
- Balza, U., Brasso, R., Lois, N. A., Pütz, K., & Rey, A. R. (2021). The highest mercury concentrations ever reported in a South American bird, the Striated Caracara (*Phalacrocorax australis*). *Polar Biology*, 44(11), 2189-2193. <https://doi.org/10.1007/s00300-021-02938-w>
- Baquerizo, M., & Salas, J. A. (2021). Cuantificación de Plomo (Pb) en tejidos blandos y óseo de murciélagos (*Mammalia: Chiroptera*) provenientes de zonas de influencia Urbana en la costa occidental de Ecuador. *Neotropical Biodiversity*, 7(1), 560–569. <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.1982585>
- Barillaro, J., Da Costa, L. S., Gómez-Corea, W. N., García, F. J., De Souza, A. P., & Bovendorp, R. (2024). Landscape degradation drives metal bioaccumulation in bats from Atlantic Forest cacao region, Brazil. *Environmental Science And Pollution Research*, 31(55), 63819-63833. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35478-x>
- Bayat, S., Geiser, F., Kristiansen, P., & Wilson, S. C. (2014). Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environment International*, 63, 40-52. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009>

- Bello, O. S., Agboola, O. S., & Adegoke, K. A. (2023). Sources of various heavy metal ions. En *ACS symposium series* (pp. 59–69). <https://doi.org/10.1021/bk-2023-1456.ch004>
- Beltrán-Machado, J., & Aguilar, J. M. (2022). Análisis de la contaminación por metales pesados en la ciudad de Cuenca mediante el uso de bioindicadores. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 14(2). <https://doi.org/10.18272/aci.v14i2.2600>
- Bernhoft, R.A. (2012) Mercury Toxicity and Treatment: A Review of the Literature. *Journal of Environmental and Public Health*, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/460508>
- Bracamonte, J. (2018). Protocolo de muestreo para la estimación de la diversidad de murciélagos con redes de niebla en estudios de ecología. *Ecología austral*, 28(2), 446-454. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2018000300012&lng=es&tlng=es.
- Buck, K. A., Varian-Ramos, C. W., Cristol, D. A., & Swaddle, J. P. (2016). Blood mercury levels of zebra finches are heritable: Implications for the evolution of mercury Resistance. *PLoS ONE*, 11(9), e0162440. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162440>
- Buelvas-Soto, J., Marrugo-Madrid, S., & Marrugo-Negrete, J. (2022). Bioacumulación de mercurio y plomo en el pato *Dendrocygna autumnalis* en la subregión de la Mojana, Colombia. *Revista Mvz Córdoba*, 27(1), e2337. <https://doi.org/10.21897/rmvz.2337>
- Butcher, D. J. (2021). Innovations and developments in graphite furnace atomic absorption spectrometry (GFAAS). *Applied Spectroscopy Reviews*, 58(1), 65-82. <https://doi.org/10.1080/05704928.2021.1919896>
- Cáceres, I. (2014). *Determinación de los niveles de plomo en miel de abeja por voltamperometría y su aplicación como bioindicador de contaminación ambiental, Arequipa-2012*. [Tesis de licenciatura de la Universidad Católica Santa María], Arequipa, Perú. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/handle/20.500.12920/4311>
- Campos, N. A., Holanda, G. H., Recktenvald, M. C., Costa-Júnior, W. A., Ronqui, L., Parpinelli, R. S., Froelich, J. D., Bastos, W. R., & Oliveira, D. F. (2024). Mercury in honey of stingless bee species from Brazil's south, southeast and north (Amazon) regions.

- Journal Of Food Composition And Analysis*, 129, 106084.
<https://doi.org/10.1016/j.jfca.2024.106084>
- Canham, R., González- Prieto, A. M., & Elliott, J. E. (2020). Mercury Exposure and Toxicological Consequences in Fish and Fish- Eating Wildlife from Anthropogenic Activity in Latin America. *Integrated Environmental Assessment And Management*, 17(1), 13-26. <https://doi.org/10.1002/ieam.4313>
- Carrasco-Rueda, F., Loiselle, B. A., & Frederick, P. C. (2020). Mercury bioaccumulation in tropical bats from a region of active artisanal and small-scale gold mining. *Ecotoxicology*, 29(7), 1032-1042. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02195-3>
- Carrquiriborde, P. (2021). *Principios de Ecotoxicología*. Biodisponibilidad, biotransformación, bioacumulación y biomagnificación de los contaminantes. Edulp. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/200167/CONICET_Digital_Nro.ab0983c8-83d1-44dc-8211-569dc06ac913_L.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Cecchi, M., Basso, M., Cantatore, D., Moliné, M. de la P., Fernández, N., Domínguez, E., Churio, S., & Gende, L. B. (2023). Las abejas melíferas (*Apis mellifera*) como biomonitores de contaminación ambiental mediada por metales pesados. *EUNK Revista Científica De Abejas Y Apicultores*, 2(1), 3–12. <https://doi.org/10.52559/eunk.v2i1.31>
- Chakraborty, D., & Choudhury, B. (2023). Toxic Effects Of Mercury On Crop Plants And Its Physiological And Biochemical Responses - A Review. *International Journal Of Advanced Research*, 11(02), 168-174. <https://doi.org/10.21474/ijar01/16236>
- Chaudhary, S., Passi, A., Jindal, S., & Goyal, K. (2025). LC-MS/MS: a powerful tool for modern analytical science: Fundamentals, techniques, applications and innovations. *Journal Of Liquid Chromatography & Related Technologies*, 1-11. <https://doi.org/10.1080/10826076.2025.2491475>
- Chávez, I. (2016). Metodologías analíticas utilizadas actualmente para la determinación de mercurio en músculo de pescado. *Pensamiento Actual*, 26, 113-122. ISSN 2215-3586. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/5821455.pdf>

- Chojnacka, K., & Mikulewicz, M. (2014). Bioaccumulation. *Encyclopedia of Toxicology*, 456–460. doi:10.1016/b978-0-12-386454-3.01039-3
- Cizdziel, J. V., Tolbert, C., & Brown, G. (2009). Direct analysis of environmental and biological samples for total mercury with comparison of sequential atomic absorption and fluorescence measurements from a single combustion event. *Spectrochimica Acta Part B Atomic Spectroscopy*, 65(2), 176-180. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2009.12.002>
- Codex Alimentarius Commission. (1981). *Norma para la miel (CXS 12-1981)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations & World Health Organization. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B12-1981%252FCXS_012s.pdf
- Codex Alimentarius Commission. (1995). *General standard for contaminants and toxins in food and feed (CXS 193-1995)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/agns/pdf/CXS_193e.pdf
- Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Ali, M. N. V. S., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>
- Cóndor, F. (2015). *Determinación de metales pesados en miel de abeja para su evaluación como indicador ambiental en zonas contaminadas, en la provincia de Pichincha-Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE]. Repositorio ESPE. <http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/10886>
- Congreso de la República de Colombia. (2013). *Ley 1658 de 2013: Por la cual se establece el Plan de Eliminación del uso del mercurio en Colombia y se dictan otras*

disposiciones.

<https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=53932>

Cordero, P., Zambrano, Y., Heras, D., & Matovelle, C. (2023). El bioindicador idóneo para la detección de plomo atmosférico a partir de una experiencia en Cuenca, Ecuador.

Revista Politécnica, 52(2), 7–18. <https://doi.org/10.33333/rp.vol52n2.01>

Córdova Luis, E. (2020). *Presencia de metales en miel de abeja como indicador ambiental en el estado de Puebla* [Tesis de maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla]. <https://hdl.handle.net/20.500.12371/10204>

Costa, C., & Teixeira, J. P. (2022). Biomonitoring. En *Enciclopedia de Toxicología* (pp. 141-144). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-824315-2.00343-2>

Crotti, S., Isak, I., & Traldi, P. (2017). Advanced spectroscopic detectors for identification and quantification: Mass spectrometry. *Liquid Chromatography*, 431–462. doi:10.1016/b978-0-12-805393-5.00018-x

Dadhich, A., Padmavathi, B. Ananda, G. et al. (2010). A comparative removal study of Pb (II) from aqueous solution using a mineral and carbonaceous adsorbent alone and in a blend. *Pollution Research*, 29(3), 405-411. https://www.researchgate.net/publication/287844722_A_comparative_removal_study_of_Pb_II_from_aqueous_solution_using_a_mineral_and_carbonaceous_adsorbent_alone_and_in_a_blend

De Souza Hacon, S., Oliveira-Da-Costa, M., De Souza Gama, C., Ferreira, R., Basta, P. C., Schramm, A., & Yokota, D. (2020). Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, 17(15), 5269. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>

Dickenson, C. A., Woodruff, T. J., Stotland, N. E., Dobraca, D., & Das, R. (2013). Elevated mercury levels in pregnant woman linked to skin cream from Mexico. *American Journal*

of *Obstetrics and Gynecology*, 209(2), e4–e5.

<https://doi.org/10.1016/j.ajog.2013.05.030>

Dong, Y., Chen, D., & Lin, H. (2022). The behavior of heavy metal release from sulfide waste rock under microbial action and different environmental factors. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(50), 75293–75306.

<https://doi.org/10.1007/s11356-022-20555-w>

Drouillard, K. (2008). Biomagnification. En *Elsevier eBooks* (pp. 353–358).

<https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63768-0.00377-2>

Ebert, L. A., Branco, J. O., & Barbieri, E. (2020). Evaluation of trace elements in feathers of young kelp gull *Larus dominicanus* along the coast of Santa Catarina, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111676.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111676>

Environmental Protection Agency EPA. (22 de mayo de 2025). *Información básica sobre el plomo en el agua potable*.

<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water>

Environmental Protection Agency EPA. (5 de diciembre de 2024). *Información básica sobre el mercurio*.

<https://www.epa.gov/mercury/basic-information-about-mercury>

Estado Plurinacional de Bolivia. (1993). *Decreto Supremo N.º 2400: Reglamento en materia de contaminación atmosférica*. Lexivox.

<https://www.lexivox.org/norms/BO-DS-N2400.html>

Firth, I., & Capil, R. (2020). Metals in the workplace. En *Routledge eBooks* (pp. 207-241).

<https://doi.org/10.4324/9781003116820-8>

Forbes, P. B., Van Der Wat, L., & Kroukamp, E. M. (2015). Biomonitors. En *Comprehensive analytical chemistry* (pp. 53-108).

<https://doi.org/10.1016/bs.coac.2015.09.003>

Gallego-Ríos, S. E., Ramírez-Botero, C. M., López-Marín, B. E. & Velásquez-Rodríguez, C. M. (2018). Evaluation of mercury, lead, and cadmium in the waste material of crevalle jack fish from the Gulf of Urabá, Colombian Caribbean, as a possible raw material in the production of sub-products. *Environmental Monitoring and Assessment*,

190(3). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6480-2>

- González, D., Bernal, D. Á., Mora, M., Osben, H. R. B., & Ruelas-Insunza, J. R. (2018). Biomonitorio de metales pesados en plumas de aves acuáticas residentes del lago de Chapala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(2), 215-224. <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.03>
- Grupo Mercado Común. (2011). *Resolución GMC N° 12/11: Reglamento técnico MERCOSUR sobre el límite máximo de contaminantes inorgánicos en alimentos*. MERCOSUR. http://www.puntofocal.gob.ar/doc/r_gmc_12-11.pdf
- Gulin, J., Florijančić, T., Bilandžić, N., Ozimec, S., Bošković, I., & Lončarić, Z. (2023). Heavy metals (As, Cd, Hg and Pb) in hare tissues: a survey. *Poljoprivreda*, 29(2), 86–96. <https://doi.org/10.18047/poljo.29.2.11>
- Gupta, S. K., Thulasidas, S. K., Goyal, N., & Godbole, S. V. (2013). A modular-type atomic absorption instrument with the graphite furnace in a glove box for nuclear applications. *Instrumentation Science & Technology*, 42(2), 161-172. <https://doi.org/10.1080/10739149.2013.845848>
- Gutiérrez, I. (2016). Empleo de *Apis mellífera* como bioindicador de la contaminación de metales pesados en el término municipal de Córdoba. [Tesis Doctoral Universidad de Córdoba]. <https://helvia.uco.es/bitstream/handle/10396/13253/2016000001367.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Gutiérrez, P., Luís, V., Bonive, F. T., Paz, L. A., Vielma, J. R., Carrero, P. E., Delgado, Y. J., Cerinza, J. P., & Vit, P. (2014). Uso del polen apícola como bioindicador ambiental en la determinación de plomo en el municipio Antonio Pinto Salinas, del estado Mérida-Venezuela. *Revista del Instituto Nacional de Higiene Rafael Rangel*, 45(1), 191–210. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-04772014000100010&lng=es&tlng=es
- Heinert, M. E. J., De las Mercedes Grijalva Endara, A., & Solórzano, H. X. P. (2020). Plasma acoplado inductivamente en espectroscopia de emisión óptica (ICP-OES). *RECIMUNDO*, 4(4), 4-12. [https://doi.org/10.26820/recimundo/4.\(4\).octubre.2020.4-12](https://doi.org/10.26820/recimundo/4.(4).octubre.2020.4-12)

- Hill, S. J., & Fisher, A. S. (2017). Atomic Absorption, Methods and Instrumentation. *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry*, 37–43. doi:10.1016/b978-0-12-803224-4.00099-6
- Hong, Y. S., Kim, Y. M., & Lee, K. E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of preventive medicine and public health = Yebang Uihakhoe chi*, 45(6), 353–363. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.353>
- Hopkins, B. C., Willson, J. D., & Hopkins, W. A. (2013). Mercury Exposure is Associated with Negative Effects on Turtle Reproduction. *Environmental Science & Technology*, 47(5), 2416–2422. <https://doi.org/10.1021/es304261s>
- Ilyas, M. Z., Sa, K. J., Ali, M. W., & Lee, J. K. (2023). Toxic effects of lead on plants: integrating multi-omics with bioinformatics to develop Pb-tolerant crops. *Planta*, 259(1). <https://doi.org/10.1007/s00425-023-04296-9>
- Inobeme, A., Mathew, J. T., Jatto, E., Inobeme, J., Adetunji, C. O., Muniratu, M., Onyeachu, B. I., Adekoya, M. A., Ajai, A. I., Mann, A., Olori, E., Akhor, S. O., Eziukwu, C. A., Kelani, T., & Omali, P. I. (2023). Recent advances in instrumental techniques for heavy metal quantification. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11058-3>
- Iyiola, A. O., Kolawole, A. S., Setufe, S. B., Bilikoni, J., Ofori, E., & Ogwu, M. C. (2024). Fish as a Sustainable Biomonitoring Tool in Aquatic Environments. En *Biomonitoring Of Pollutants In The Global South* (pp. 421-450). https://doi.org/10.1007/978-981-97-1658-6_12
- Janzen, H. H., & Ellert, B. H. (2017). Role of Long-Term Experiments in Understanding Ecosystem Response to Global Change. En *CRC Press eBooks* (pp. 489-504). <https://doi.org/10.1201/9781315368252-24>
- Jayalakshmi, N., & Venkatachalam, P. (2011). Biochemical and molecular effects of lead heavy metal toxicity in plants: a phytoremediation approach. SCIENCEDOMAIN International.

- Johnson, C., Affolter, M., Inkenbrandt, P. & Mosher, C. (6 de noviembre de 2023). 5.2: *Weathering and erosion*. Geosciences LibreTexts. [https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Geology/Book%3A_An_Introduction_to_Geology_\(Johnson_Affolter_Inkenbrandt_and_Mosher\)/05%3A_Weathering_Erosion_and_Sedimentary_Rocks/5.02%3A_Weathering_and_Erosion](https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Geology/Book%3A_An_Introduction_to_Geology_(Johnson_Affolter_Inkenbrandt_and_Mosher)/05%3A_Weathering_Erosion_and_Sedimentary_Rocks/5.02%3A_Weathering_and_Erosion)
- Jomova, K., Alomar, S. Y., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2024). Heavy metals: toxicity and human health effects. *Archives of Toxicology*. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
- Josef R. (2013). Industrial poisoning from fumes, gases and poisons of manufacturing processes. HardPress Publishing.
- Karaouzas, I., Kapetanaki, N., Mentzafou, A., Kanellopoulos, T. D., & Skoulikidis, N. (2020). Heavy metal contamination status in Greek surface waters: A review with application and evaluation of pollution indices. *Chemosphere*, 263, 128192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128192>
- Khodadadi, A., Hayaty, M., Mohammadi, M. R. T., Partani, S., Marzban, M., & Hashemi, H. (2013). Risk Assessment of Contamination by Heavy Metals in Zanjan of Iran using SAW method. *E3S Web of Conferences*, 1, 41013. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130141013>
- Kim, H., Jang, T., Chae, H., Choi, W., Ha, M., Ye, B., Hong, Y. (2015). Evaluation and management of lead exposure. *Annals Of Occupational And Environmental Medicine*, 27(1). <https://doi.org/10.1186/s40557-015-0085-9>
- Kim, K., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2016). A review on the distribution of Hg in the environment and its human health impacts. *Journal Of Hazardous Materials*, 306, 376-385. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.031>
- Kurylo, B. (6 de mayo de 2025). *The environmental impact of illegal mining in Latin America*. Earth.Org. <https://earth.org/the-environmental-impact-of-illegal-mining-in-latin-america/>

- Kutscher, D., Cui, J., & Cojocariu, C. (2022). Key Steps to Create a Sample Preparation Strategy for Inductively Coupled Plasma (ICP) or ICP–Mass Spectrometry (ICP-MS) Analysis. *Spectroscopy*, 38-42. <https://doi.org/10.56530/spectroscopy.zs7576k7>
- La Colla, N. S., Botté, S. E., Oliva, A. L., & Marcovecchio, J. E. (2017). Tracing Cr, Pb, Fe and Mn occurrence in the Bahía Blanca estuary through commercial fish species. *Chemosphere*, 175, 286-293. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.002>
- Lee, J., Choi, H., Hwang, U., Kang, J., Kang, Y. J., Kim, K. I., & Kim, J. (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>
- Lobet, I. (3 de septiembre de 2021). El final de la gasolina con plomo tardó pero llegó. *National Geographic*. <https://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/2021/09/el-final-de-la-gasolina-con-plomo-tardo-pero-llego>
- Mager, E. M. (2011). Lead. En *Fish physiology* (pp. 185–236). [https://doi.org/10.1016/s1546-5098\(11\)31026-6](https://doi.org/10.1016/s1546-5098(11)31026-6)
- Martins, M. F., Costa, P. G., Gadig, O. B., & Bianchini, A. (2020). Metal contamination in threatened elasmobranchs from an impacted urban coast. *The Science Of The Total Environment*, 757, 143803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143803>
- Mason, R. P. (2015). Mercury and lead. En *Issues in environmental science and technology* (pp. 107–149). <https://doi.org/10.1039/9781782622178-00107>
- Mateus-Anzola, J. P., Arias-Bernal, L., & Vargas-Melo, B. A. (2019). Concentraciones basales de plomo en sangre de catártidos en cautiverio. *Revista de Medicina Veterinaria*, 1(37), 57-63. <https://doi.org/10.19052/mv.vol1.iss37.7>
- Meza, V. (2023). Las cenizas volcánicas y los riesgos a la Salud. Revisión sistemática de la literatura. *Inteligencia Epidemiológica*, 13(1), 16-37. <https://ddsisem.edomex.gob.mx:24243/index.php/iecevece/article/view/261>
- Milinkovitch, T., Geffard, O., Geffard, A., Mouneyrac, C., Chaumot, A., Xuereb, B., Sanchez, W. (2019). Biomarkers as tools for monitoring within the Water Framework Directive

context: concept, opinions and advancement of expertise. *Environmental Science And Pollution Research*, 26(32), 32759-32763. [https://doi.org/10.1007/s11356-019-06434-](https://doi.org/10.1007/s11356-019-06434-x)

[x](#)

Ministerio de Salud de Chile. (1996). *Decreto 977: Reglamento sanitario de los alimentos* (actualizado al 26 de enero de 2023) [Art. 160]. <https://www.dinta.cl/wp-content/uploads/2023/03/RSA-decreto-977-96-act-al-26-01-23.pdf>

Ministerio de Salud Pública del Ecuador. (2013). *Norma técnica sanitaria sustitutiva para la obtención, almacenamiento, transporte, comercialización y expendio de miel de abeja*. [NTE INEN 183:2013]. FAOLEX. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/ecu122184anexo.pdf>

Mistretta, V., & Charlier, C. (2013). Biomonitoring of exposure to chemical products in environmental and workplace toxicology. *Annales de Biologie Clinique*, 71(3), 257-267. <https://doi.org/10.1684/abc.2013.0820>

Mohammed, T. (2023). Atomic absorption spectrophotometry. En *Elsevier eBooks* (pp. 549-586). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-91150-4.00007-0>

Moldovan, M. (2013). Atomic Absorption Spectrometry—Flame. En *Elsevier eBooks*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409547-2.00022-6>

Montiel, J., Marmolejo, Y., Castellanos, I., Pérez, F., Prieto, F., Gaytán, J., et al. (2020). Niveles de cadmio, cromo y plomo en abejas (*Apis mellifera*) y sus productos en Hidalgo, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 7, 57-68. <https://www.reibci.org/publicados/2020/jul/3900105.pdf>

Müller, L., Traub, H., & Jakubowski, N. (2016). Novel Applications of Lanthanoides as Analytical or Diagnostic Tools in the Life Sciences by ICP-MS-based Techniques. *Physical Sciences Reviews*, 1(11). <https://doi.org/10.1515/psr-2016-0064>

Naik, M. M., & Dubey, S. K. (2016). Lead- and Mercury-Resistant Marine Bacteria and Their Application in Lead and Mercury Bioremediation. En *Springer eBooks* (pp. 29-40). https://doi.org/10.1007/978-981-10-1044-6_3

- Naorem, A., Huirem, B., & Udayana, S. K. (2022). Ecological and Health Risk Assessment in Sewage Irrigated Heavy Metal Contaminated Soils. En *Springer eBooks* (pp. 29-50). https://doi.org/10.1007/978-3-030-85226-9_2
- Nesterenko, P. N., & Palamareva, M. D. (2018). Liquid Chromatography: Principles. Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering. doi: 10.1016/B978-0-12-409547-2.14215-5
- Nevárez-Rodríguez, M., Moreno-López, M., Leal-Quezada, L. (2013). Metales Pesados en Peces de las Presas del Municipio de Chihuahua Durante las Estaciones del Año. *Congreso Internacional de Docencia e Investigación en Química*. <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/7727692>
- Oviedo-Anchundia, R., Moína-Quimí, E., Naranjo-Morán, J., & Barcos-Arias, M. (2017). Contaminación por metales pesados en el sur del Ecuador asociada a la actividad minera. *Bionatura*, 2(4), 437-441. <https://doi.org/10.21931/rb/2017.02.04.5>
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A.. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Panasiuk, D., & Głodek, A. (2013). Substance flow analysis for mercury emission in Poland. *E3S Web of Conferences*, 1, 38001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130138001>
- Papa, G., Pellicchia, M., Capitani, G., & Negri, I. (2024). The use of honey bees (*Apis mellifera* L.) to monitor airborne particulate matter and assess health effects on pollinators. *Environmental Science And Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33170-8>
- Paris, O. J., Swaddle, J. P., & Cristol, D. A. (2018). Exposure to Dietary Methyl-Mercury Solely during Embryonic and Juvenile Development Halves Subsequent Reproductive Success in Adult Zebra Finches. *Environmental Science & Technology*, 52(5), 3117–3124. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04752>

- Park, J. D., & Zheng, W. (2012). Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. *Journal of preventive medicine and public health = Yebang Uihakhoe chi*, 45(6), 344–352. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.344>
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. (2023). *Reglamento (UE) 2023/915 relativo a los niveles máximos de determinados contaminantes en los alimentos y por el que se deroga el Reglamento (CE) n.º 1881/2006*. EUR-Lex. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj/eng>
- Paschoalini, A. L., Savassi, L. A., Arantes, F. P., Rizzo, E., & Bazzoli, N. (2019). Heavy metals accumulation and endocrine disruption in *Prochilodus argenteus* from a polluted neotropical river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.047>
- Pedraza, M. L., & Ramírez, A. J. E. (2022). El legado del arsénico y mercurio en el Complejo Cenagoso Ramsar de Ayapel, (Córdoba, Colombia): aproximación a la macrocuenca Magdalena-Cauca. *Acta Biológica Colombiana*, 27(2). <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.89084>
- Pisconte, J. N., Vega, C. M., Sayers, C. J., Sevillano-Ríos, C. S., Pillaca, M., Quispe, E., Tejada, V., Ascorra, C., Silman, M. R., & Fernandez, L. E. (2024). Elevated mercury exposure in bird communities inhabiting Artisanal and Small-Scale Gold Mining landscapes of the southeastern Peruvian Amazon. *Ecotoxicology*, 33(4-5), 472-483. <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02740-4>
- Portillo, A., Vega, C. M., Mena, J. L., Bonifaz, E., Ascorra, C., Silman, M. R., & Fernandez, L. E. (2023). Mercury bioaccumulation in bats in Madre de Dios, Peru: implications for Hg bioindicators for tropical ecosystems impacted by artisanal and small-scale gold mining. *Ecotoxicology*, 33(4-5), 457-469. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02719-7>
- Prastiya, R. A., Sardjito, T., Abdillah, A. M., Murgiyana, R. W., Multianingsih, T., Andris, A. J., & Sasi, S. M. (2024). Impact of urban lead pollution on the hematology and reproductive histopathology of stray cats in Indonesian megacities. *Journal of Animal*

Behaviour and Biometeorology, 12(4), 2024028.

<https://doi.org/10.31893/jabb.2024028>

- Purać, J., Nikolić, T. V., Kojić, D., Ćelić, A. S., Plavša, J. J., Blagojević, D. P., & Petri, E. T. (2018). Identification of a metallothionein gene in honey bee *Apis mellifera* and its expression profile in response to Cd, Cu and Pb exposure. *Molecular Ecology*, 28(4), 731-745. <https://doi.org/10.1111/mec.14984>
- Qian, H., Kessler, M., Zhang, J., Jin, Y., Soltis, D. E., Qian, S., Zhou, Y., & Soltis, P. S. (2023). Angiosperm phylogenetic diversity is lower in Africa than South America. *Science Advances*, 9(46). <https://doi.org/10.1126/sciadv.adj1022>
- Racero-Casarrubia, J., Pinedo-Hernández, J., Ballesteros-Correa, J., Marrugo-Negrete, J. (2017). *Metales pesados en especies de murciélagos (Quiróptera) asociados a una finca bajo manejo silvopastoril en el departamento de Córdoba, Colombia*. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372017000100045&lng=es&tlng=es.
- Ramos-H, D., Medellín, R. A., & Morton-Bermea, O. (2020). Insectivorous bats as biomonitor of metal exposure in the megalopolis of Mexico and rural environments in Central Mexico. *Environmental Research*, 185, 109293. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109293>
- Rantaša, M., Majer, D., & Finšgar, M. (2023). Preparation of Food Samples Using Homogenization and Microwave-Assisted Wet Acid Digestion for Multi-Element Determination with ICP-MS. *Journal Of Visualized Experiments*, 202. <https://doi.org/10.3791/65624>
- Rashed, M. (2015). Biomonitoring and bioindicators for environmental pollution with heavy metals. *Advances in Environmental Research*, 43, p. 25-56. ISBN 978-163483006-5, 978-163482969-4
- Rice, K. M., Walker, E. M., Jr, Wu, M., Gillette, C., & Blough, E. R. (2014). Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of preventive medicine and public health = Yebang Uihakhoe chi*, 47(2), 74–83. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74>

- Robinson, J. W., Frame, E. S., & Frame, G. M., II. (2014). Undergraduate Instrumental Analysis. En *CRC Press eBooks*. <https://doi.org/10.1201/b15921>
- Roig, D. (28 de enero de 2025). Mercurio (Hg). Propiedades químicas del mercurio de la tabla periódica. *National Geographic España*. <https://www.nationalgeographic.com.es>
- Rombolà, P., Battisti, S., & Scaramozzino, P. (2012). Biomonitoring animal and microcontaminants in public health: review. *Epidemiologia e prevenzione*, 36(5 Suppl 4), 5–14. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23139184/>
- Salvaggio, A., Pecoraro, R., Scalisi, E. M., Tibullo, D., Lombardo, B. M., Messina, G., Loreto, F., Copat, C., Ferrante, M., Avola, R., D'amante, G., Genovese, C., Raccuia, S. A., & Brundo, M. V. (2017). Morphostructural and immunohistochemical study on the role of metallothionein in the detoxification of heavy metals in *Apis mellifera* L., 1758. *Microscopy Research And Technique*, 80(11), 1215-1220. <https://doi.org/10.1002/jemt.22919>
- Sánchez-Pérez, R., Aranda-Coello, M., & Chávez, O. R. (2023). Bioindicadores y murciélagos: las batiseñales de la naturaleza. *Therya Ixmana*, 2(3), 75-77. https://doi.org/10.12933/therya_ixmana-23-360
- Sayers, C. J., Evers, D. C., Ruiz-Gutierrez, V., Adams, E., Vega, C. M., Piscante, J. N., Tejeda, V., et al. (2023). Mercury in Neotropical birds: a synthesis and prospectus on 13 years of exposure data. *Ecotoxicology*, 32(8), 1096-1123. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02706-y>
- Secretaría de Salud de México. (1984). *NOM-130-SSA1-1995: Norma sanitaria sobre límites máximos permisibles de contaminantes en alimentos, bebidas no alcohólicas y materias primas*. FAOLEX. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mex17901.pdf>
- Secretaría de Salud de México. (1993). *NOM-027-SSA1-1993: Bienes y servicios. Productos de la pesca. Crustáceos y moluscos frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias*. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ssa1/ssa1027.pdf>
- Sengar, R., Gautam, M., Sengar, K., Chaudhary, R., & Garg, S. (2010). Physiological and metabolic effect of mercury accumulation in higher plants system. *Toxicological &*

Environmental Chemistry Reviews, 92(7), 1265–1281.

<https://doi.org/10.1080/02772240903450678>

Servicio Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES). (2016). *Resolución de Dirección Ejecutiva N.º 057-2016-SANIPES-DE: Aprueban el “Reglamento sobre límites máximos de residuos y contaminantes en productos hidrobiológicos y piensos de uso en acuicultura”*.

https://www.sanipes.gob.pe/normativas/15_R_DE_N_057_2016_A1.pdf

Sevik, H., Ozel, H. B., Cetin, M., Özel, H. U., & Erdem, T. (2018). Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality Atmosphere & Health*, 12(2), 189–195.

<https://doi.org/10.1007/s11869-018-0641-x>

Sierra-Marquez, L., Peñuela-Gomez, S., Franco-Espinosa, L., Gomez-Ruiz, D., Diaz-Nieto, J., Sierra-Marquez, J., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury levels in birds and small rodents from Las Orquideas National Natural Park, Colombia. *Environmental Science And Pollution Research*, 25(35), 35055-35063. [https://doi.org/10.1007/s11356-018-](https://doi.org/10.1007/s11356-018-3359-2)

[3359-2](https://doi.org/10.1007/s11356-018-3359-2)

Silva, A., & Pereira, A. F. (2023). Wildlife in South America: The Use of Assisted Reproduction Techniques as Conservation Tools. En *CRC Press eBooks* (pp. 1-4).

<https://doi.org/10.1201/9781003231691-1>

Sinche, S. R. L. (2022). *Determinación de plomo, cadmio y arsénico en carne de pollo expendido en el mercado de Caquetá - San Martín de Porres. Lima - Perú*. Noviembre del 2020 [Tesis de pregrado, Universidad Norbert Wiener]. En Repositorio Institucional de la Universidad de Wiener. <https://hdl.handle.net/20.500.13053/10434>

Snell-Rood, E. C., Kjaer, S. J., Marek-Spartz, M., Devitz, A., & Jansa, S. A. (2024). Pronounced declines in heavy metal burdens of Minnesotan mammals over the last century. *Environmental Science And Pollution Research*, 31(39), 52473-52484.

<https://doi.org/10.1007/s11356-024-34667-y>

- Soares, M. B., Rodrigues, R. R., Péres, L. O., Cerri, C. E. P., & Alleoni, L. R. F. (2024). Impact of climatic seasons on the dynamics of carbon, nitrogen and mercury in soils of Brazilian biomes affected by gold mining. *The Science of the Total Environment*, 176279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176279>
- Solera, K., De Freitas, F., Lopes, V. J. S., Machado, G. A., De Andrade, R. L. T., & Battirola, L. D. (2024). Honey production in the south by the Legal Amazon: a study on the potential contamination of mercury in apiaries. *Environmental Science And Pollution Research*, 31(58), 66422-66434. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35574-y>
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise, S., Benedetto, A., & Abete, M. (2013). Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere*, 90(2), 358-365. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.028>
- Sriram, A., Roe, W., Booth, M., & Gartrell, B. (2018). Lead exposure in an urban, free-ranging parrot: Investigating prevalence, effect and source attribution using stable isotope analysis. *The Science of the Total Environment*, 634, 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.267>
- Sullivan, M. (2014). *Tainted Earth: Smelters, Public Health, and the Environment*. Rutgers University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctt5hig9k>
- Sumudumali, R. G. I., & Jayawardana, J. M. C. K. (2021). A Review of Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems Approaches: with Special Reference to Macroinvertebrates and Pesticide Pollution. *Environmental Management*, 67(2), 263-276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Tahir, R., Samra, Ghaffar, A., Sharif, M. M., Afzal, F., Jamil, H., Habiba, U., Sher, A. A., Sher, A., & Ashraf, W. (2024). Review on Lead Contamination in Drinking Water of Pakistan, Consequences on Animal Health and Environmental Integrity: Modulation Through Possible Bioremediation. *Pakistan Journal of Scientific & Industrial Research Series A: Physical Sciences*, 67(3), 299–322.

- Tandel, D. J., Panchal, H. N., & Desai, S. (2024). Types of Heavy Metals Found in the Environment and Their Toxicological Properties. En *CRC Press eBooks* (pp. 58-70). <https://doi.org/10.1201/9781032685793-5>
- Titov, A. F., Kaznina, N. M., Karapetyan, T. A. y Dorshakova, N. V. (2020). El efecto del plomo en los organismos vivos. *Revista de Biología General*, 81(2), 147–160. <https://doi.org/10.31857/s0044459620020086>
- Todolí, J. (2018). Atomic Mass Spectrometry—Inductively coupled plasma. En *Elsevier eBooks*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409547-2.14473-7>
- Vallés, M., Fuentes, E. & Pons, J. (26 de noviembre de 2018). *El plomo: un problema medioambiental y para la salud*. Divulga UAB - Revista De Difusión De La Investigación De La Universidad Autónoma de Barcelona. <https://www.uab.cat/web/detalle-noticia/el-plomo-un-problema-medioambiental-y-para-la-salud-1345680342040.html?noticiaid=1345777559254>
- Velardo, F. (2019). Mercury Pollution and Its Impact on Human Health: The Minamata Case. En *Routledge eBooks* (pp. 243-255). <https://doi.org/10.4324/9780429354694-16>
- Villoslada, O. G., & Regodón, J. M. A. (2017). The value of long-term studies in behavioural ecology. *Ecosistemas*, 26(3), 21–31. <https://doi.org/10.7818/ecos.2017.26-3.04>
- Wacławek, M., Świsłowski, P., & Rajfur, M. (2022). The Biological Monitoring as a Source of Information on Environmental Pollution with Heavy Metals. *Chemia, Dydaktyka, Ekologia, Metrologia*, 27(1-2), 53-78. <https://doi.org/10.2478/cdem-2022-0006>
- Williams, M., Ramos, D., Butrón, A., Gonzales-Zúñiga, S., Ortiz, N., & La Torre, B. (2010). Concentraciones de metales pesados en murciélagos del lodge "Cock of the Rocks" y alrededores, Kosñipata, Cuzco, Perú. *Ecología Aplicada*, 9(2),133-139 ISSN: 1726-2216. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34116957008>
- Wilschefski, S., & Baxter, M. (2019). Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects. *Clinical Biochemist Reviews*, 40(3), 115-133. <https://doi.org/10.33176/aacb-19-00024>

- Zhang, C., Chen, Y., Zhao, H., Yao, Z. & Guo, W. (2017). Division of metallogenic units and geological characteristics in South America. *Geological Bulletin Of China*, 36(12), 2134-2142. <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85042604724&origin=scopusAI>
- Zhou, Z. S., Wang, S. J., & Yang, Z. M. (2009). Biological detection and analysis of mercury toxicity to alfalfa (*Medicago sativa*) plants. *Chemosphere*, 70(8), 1500–1509. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.028>
- Zukal, J., Pikula, J., & Bandouchova, H. (2015). Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mammalian Biology*, 80(3), 220-227. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.001>