

EDITORIAL
UNIAUTÓNOMA

Los Cordados

como modelos biológicos
en ecotoxicología y
estudios ambientales

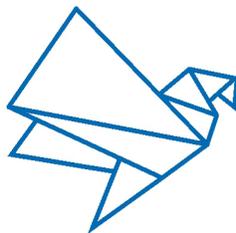


Diana Milena Muñoz Solarte PhD.
Autora

SELLO EDITORIAL UNIAUTÓNOMA DEL CAUCA

Los Cordados

como modelos biológicos
en ecotoxicología y
estudios ambientales



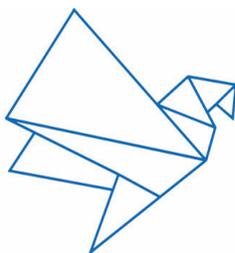
EDITORIAL
UNIAUTÓNOMA

Los Cordados

como modelos biológicos
en ecotoxicología y
estudios ambientales

Diana Milena Muñoz Solarte

La Autora



EDITORIAL
UNIAUTÓNOMA
Desplegamos Historias

POPAYÁN, 2024

Catalogación en la publicación – Biblioteca Nacional de Colombia

Los Cordados como modelos biológicos en ecotoxicología y estudios ambientales/ editora,
Diana Milena Muñoz Solarte. -- edición en español. -- Popayán: Sello Editorial Uniautónoma del
Cauca, 2024.

páginas. -- (Investigaciones)
Incluye datos curriculares de los autores.
ISBN: digital 978-628-7691-47-6

1. Investigación en Ciencias Ambientales
I. Muñoz Solarte, Diana Milena

CDD: 342.861087 ed.23

CO-BoBN- a1120603

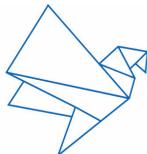
© Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, 2024

© Diana Milena Muñoz. 2024. (Autora)

ISBN Digital: 978-628-7691-47-6 ISBN

Primera edición en español

Sello Editorial Uniautónoma del Cauca Diciembre, 2024



EDITORIAL
UNIAUTÓNOMA
Desplegamos Historias

Diagramación: Imágenes Creativas - Nelson Guaitaco

Corrección de estilo: Sello Editorial Uniautónoma del Cauca

Diseño de carátula: Imágenes Creativas - Nelson Guaitaco

Sello Editorial Uniautónoma del Cauca

Serie: Investigaciones

Editor General de Publicaciones: Ramsés López Santamaría

Calle 5 No. 3-85

Popayán, Colombia

Teléfono: PBX: 8213000 - Fax: 8214000

<https://www.uniautonoma.edu.co/>

Info copia: 1 copia disponible en la Biblioteca Nacional de Colombia Existencias

Biblioteca Nacional de Colombia Copia Material Localización

1 libro Electrónico Biblioteca Nacional

Reservados todos los derechos. No se permite reproducir, almacenar en sistemas de recuperación de información, ni transmitir alguna parte de esta publicación, cualquiera que sea el medio empleado: electrónico, mecánico, fotocopia, etc., sin permiso previo de los titulares de los derechos de la propiedad intelectual.



“Propender por la protección de nuestra biodiversidad es garantizar la salud y equilibrio del ecosistema”

Dedicado a:

“A mis hijos Ana Isabela y Juan David, que nunca acabe su curiosidad e interés por los organismos vivos, es el paso para cultivar conciencia como futuros defensores de la salud ambiental de generaciones venideras”



Este libro reporta los resultados obtenidos del proyecto de investigación titulado: Estimación de riesgo ambiental en zonas contaminadas. Aprobado por la Vicerrectoría de Investigaciones de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, resolución 0239.

Agradecimientos:

A la comunidad de mineros y pescadores de Suárez (Cauca) por su colaboración con la logistística para ejecutar el proyecto que se presenta como caso estudio.. A Adriana Sanchez, Marcela Fernandez y Hector Barrinuevo por sus aportes en el proyecto titulado “Estudio de la contaminación producida por vertimientos de mercurio en el embalse la salvajina (suárez-cauca), mediante parámetros fisicoquímicos y ensayo biológico” financiado en el marco del proyecto “Mercurio proveniente de la extracción aurífera y su efecto en la calidad del agua. Bioacumulación y citotoxicidad en peces de interés comercial en la zona de influencia del embalse de Salvajina (municipio de Suárez Cauca)” proyecto de investigación Uniautónoma del Cauca, financiado por Innovación Cauca, resolución 115 de 2015.

Un agradecimiento muy especial a mi familia, por su apoyo incondicional y motivación para lograr metas. A Nelson Guitaco, por su apoyo, dedicación en el diseño y diagramación de éste texto.

*Diana Milena Muñoz Solarte
Docente Investigadora
Ingeniería ambiental y saneamiento
Corporación Universitaria Autónoma del Cauca*

CONTENIDO

Resumen	15
Abstract	17
Introducción	19
CAPÍTULO 1.	23
Importancia de los cordados como modelos biológicos	23
1.1. Cordados en ecotoxicología, perspectiva como bioindicadores.	23
1.2. Los peces como Bioindicadores Acuáticos.....	24
1.3. Anfibios y reptiles como indicadores de contaminación terrestre y acuática.	24
1.4. Fundamentos de ecotoxicología y estudios ambientales.	26
1.4.1 Toxicidad aguda y crónica.	31
1.4.2. Biomarcadores	32
1.4.3. Modelos biológicos en ecotoxicología.....	32
CAPÍTULO 2	35
Características de los cordados como modelos biológicos.	35
2.1. Cordados como indicadores de biodiversidad en ecosistemas.	35
2.1.1. Aplicaciones en Monitoreo y Gestión Ambiental.	37
2.2. Ecotoxicología de Peces como Bioindicadores Acuáticos.	37

2.2.1. Peces en el estudio de contaminantes químicos y biológicos.	38
2.2.2. Biomarcadores en peces: genotóxicos, bioquímicos y fisiológicos. ...	39
2.2.3. Ejemplo de especie para evaluación de contaminación en ecosistemas acuáticos.	40
2.3. Anfibios como centinelas de la calidad ambiental.	41
2.3.1. Sensibilidad de los anfibios a pesticidas y metales pesados.	43
2.3.2. Impacto del cambio climático y la contaminación en poblaciones de anfibios.	45
2.4. Reptiles como indicadores de contaminación terrestre y acuática.	47
2.4.1. Reptiles como Indicadores de Contaminación Terrestre.	47
2.4.2. Reptiles como Indicadores de Contaminación Acuática.	47
2.4.3. Monitoreo de calidad ambiental:.....	48
2.4.6. Métodos de Evaluación de Bioacumulación.	50
2.5. Aves y mamíferos en la monitorización de ecosistemas.	51
2.5.1. Rol de las aves en la evaluación de contaminantes atmosféricos y redes tróficas.	51
2.5.2. Rol en la biomagnificación:	52
2.5.3. Mamíferos terrestres como modelos para estudios toxicológicos	53

CAPÍTULO 3 **57**

Métodos Experimentales en Ecotoxicología con Cordados. **57**

3.1. Diseño de bioensayos ecotoxicológicos con modelos cordados.....	57
3.1.1. Estudios de laboratorio versus estudios de campo.....	60
3.1.2. Clave de Parámetros Experimentales.....	60
3.2. Uso de Biomarcadores en cordados.....	62
3.2.1. Biomarcadores Genotóxicos: ensayo de micronúcleos.....	62
3.2.2. Bioquímicos: estrés oxidativo, actividad enzimática.	62
3.2.3. Moleculares: expresión génica, proteómica.....	63
3.2.4. Biomarcadores Fisiológicos.....	65
3.3. Consideraciones éticas y legales.....	66
3.3.1 Regulaciones Internacionales para la Experimentación Animal, dentro de estas regulaciones se tiene en cuenta:	67

Abordaje practico en un caso estudio en Minería artesanal: Evaluación de la ecotoxicidad y genotoxicidad de Mercurio en eritrocitos de branquias en peces mediante la prueba de Micronúcleos 69

4.1. Introducción.....	69
4.2. Materiales y Métodos.	71
4.2.1. Muestreo de peces.....	72
4.2.2. Prueba de micronúcleos.	73
4.3. Resultados y Discusión.....	73
4.3.1. Concentración de Mercurio total (THg) en <i>Oreochromis niloticus</i> y <i>Oreochromis mossambicus</i>	75
4.3.2. Genotoxicidad del agua residual minera en peces de importancia comercial (cordados) mediante la prueba de micronúcleos.....	76
4.4. Conclusión.	79
Referencias Bibliográficas.	79

RESUMEN

Uno de los problemas ambientales de gran importancia es el riesgo ambiental y los efectos en diferentes matrices, ecosistemas y en organismos tanto vertebrados como invertebrados por contaminantes presentes en diferentes entornos contaminados. Los cordados han sido estudiados desde diferentes ramas de la biología, algunos presentan características no sólo biométricas, morfológicas y fisiológicas que los hacen susceptibles como indicadores de biodiversidad, también ofrecen otras bondades en investigación.

Los cordados ofrecen múltiples beneficios como organismos bioindicadores de contaminación y como modelos en bioensayos ecotoxicológicos, su sensibilidad a una amplia variedad de contaminantes, tanto químicos como biológicos, los convierte en herramientas esenciales para detectar cambios en la calidad ambiental antes de que se manifiesten impactos más severos en los ecosistemas. Por ejemplo, los peces, debido a su contacto directo con el agua y los sedimentos, son excelentes indicadores de la contaminación acuática, mientras que las aves pueden reflejar la bioacumulación de contaminantes en redes tróficas terrestres y marinas. Además, los cordados permiten la evaluación de efectos subletales, como daño genotóxico o alteraciones bioquímicas, a través de bioensayos como la prueba de micronúcleos o biomarcadores moleculares. Estas capacidades no solo facilitan la identificación temprana de riesgos ambientales, sino que también proporcionan datos esenciales para el diseño de políticas de manejo sostenible y estrategias de conservación.

El Objetivo de este libro es proporcionar una visión integral sobre los cordados, destacando su papel fundamental en los ecosistemas actuales. Además, se busca analizar su relevancia como indicadores biológicos en el campo de la ecotoxicología y su utilidad en los estudios ambientales contemporáneos. Este enfoque permitirá entender cómo los cordados responden a los impactos de la contaminación y otros factores antropogénicos, ofreciendo herramientas para la gestión sostenible de los recursos naturales y la mitigación de los efectos negativos sobre la biodiversidad.

Palabras clave: Contaminantes, Riesgo ambiental, Ecotoxicología, Bioindicadores.

ABSTRACT

One of the most significant environmental issues is the risk posed by contaminants in various matrices, ecosystems, and organisms, both vertebrates and invertebrates, present in polluted environments. Chordates have been studied from different areas of biology, as some exhibit not only biometric, morphological, and physiological characteristics that make them suitable as biodiversity indicators but also provide additional advantages in research.

Chordates offer multiple benefits as bioindicator organisms for contamination and as models in ecotoxicological bioassays. Their sensitivity to a wide range of contaminants, both chemical and biological, makes them essential tools for detecting changes in environmental quality before more severe impacts manifest in ecosystems. For instance, fish, due to their direct contact with water and sediments, are excellent indicators of aquatic pollution, while birds can reflect the bioaccumulation of contaminants in terrestrial and marine trophic networks. Additionally, chordates enable the evaluation of sublethal effects, such as genotoxic damage or biochemical alterations, through bioassays like the micronucleus test or molecular biomarkers. These capabilities not only facilitate the early identification of environmental risks but also provide essential data for designing sustainable management policies and conservation strategies.

The objective of this book is to provide a comprehensive perspective on chordates, highlighting their fundamental role in current ecosystems. Furthermore, it aims to analyze their relevance as biological indicators in

the field of ecotoxicology and their utility in contemporary environmental studies. This approach will enable a deeper understanding of how chordates respond to the impacts of pollution and other anthropogenic factors, offering tools for the sustainable management of natural resources and the mitigation of negative effects on biodiversity.

Keywords: Contaminants, Environmental Risk, Ecotoxicology, Bioindicators.

INTRODUCCIÓN

En un mundo enfrentado a crecientes problemas ambientales, como la contaminación, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, la ecotoxicología se ha convertido en una disciplina clave para comprender y mitigar los impactos de los contaminantes en los ecosistemas. Dentro de este marco, los cordados un grupo diverso de organismos que incluye peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos se destacan como modelos biológicos fundamentales para el monitoreo y la evaluación del estado ambiental. Su sensibilidad a agentes tóxicos, su distribución en diversos ecosistemas y su importancia ecológica y económica los convierten en indicadores críticos para identificar los efectos de las actividades humanas en el medio ambiente (Fenech et al., 2011; van der Oost et al., 2003a).

El propósito de este libro es explorar la relevancia de los cordados como herramientas científicas en el contexto actual de la ecotoxicología y los estudios ambientales. A través de una revisión de su uso en la investigación, se destacarán sus aplicaciones prácticas para evaluar la genotoxicidad, bioacumulación y efectos tóxicos en ecosistemas acuáticos y terrestres. También se abordarán los avances en técnicas de monitoreo y biomarcadores específicos utilizados en estos organismos, como la prueba de micronúcleos en peces y estudios de bioquímica molecular en aves y mamíferos (Ayllón & Garcia-Vazquez, 2001) (al-Sabti & Metcalfe, 1995).

En este contexto, los cordados no solo sirven como modelos experimentales, sino también como bioindicadores del estado de los ecosistemas, proporcionando datos críticos para la implementación de políticas ambientales y estrategias de conservación. Por ejemplo, los

peces son particularmente útiles en la evaluación de contaminantes acuáticos debido a su sensibilidad y fácil acceso para el muestreo (van der Oost et al., 2003a). De manera similar, las aves y los mamíferos pueden reflejar los efectos acumulativos de los contaminantes en redes tróficas complejas y alertar sobre riesgos a largo plazo en la salud del ecosistema y humana (Burger & Gochfeld, 2004).

Este libro no solo analizará casos de estudio, sino que también discutirá las limitaciones, los desafíos éticos y las perspectivas futuras asociadas con el uso de cordados como modelos biológicos. En un escenario global donde las presiones antropogénicas aumentan exponencialmente, se hace imperativo fortalecer nuestra comprensión sobre el papel de estos organismos en la evaluación y mitigación de impactos ambientales. La interacción entre ciencia y conservación, apoyada por datos obtenidos de cordados, representa una herramienta poderosa para abordar los retos ambientales del siglo XXI (Fenech et al., 2011).

CAPÍTULO 1.

Importancia de los cordados como modelos biológicos

1.1. Cordados en ecotoxicología, perspectiva como bioindicadores.

Los cordados son considerados una pieza clave en la ecotoxicología debido a su capacidad para reflejar la salud de los ecosistemas y su utilidad como modelos experimentales. A medida que la ecotoxicología avanza, los enfoques multidisciplinarios y las tecnologías emergentes ofrecen nuevas oportunidades para explorar los impactos de la contaminación de manera más ética y sostenible. Son un grupo diverso de organismos que incluye peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, a través de la historia han desempeñado un papel fundamental en el desarrollo de la ecotoxicología como disciplina científica. Su relevancia radica en su sensibilidad a diversos contaminantes y su capacidad para reflejar los efectos de la contaminación en diferentes ecosistemas. Este progreso no solo mejora nuestra comprensión de los efectos ambientales de los contaminantes, sino que también contribuye a diseñar estrategias efectivas para mitigar sus impactos y preservar la biodiversidad.

Los cordados, como grupo taxonómico incluye peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, han demostrado ser organismos clave en la ecotoxicología debido a su capacidad para reflejar la salud de los ecosistemas en los que habitan. Su utilidad como bioindicadores radica en su sensibilidad a una amplia variedad de contaminantes y su capacidad para acumular sustancias tóxicas en tejidos, lo que permite evaluar tanto la exposición como los efectos biológicos asociados (van der Oost et al., 2003a)

1.2. Los peces como Bioindicadores Acuáticos.

Los peces son uno de los grupos de cordados más utilizados en estudios ecotoxicológicos debido a su contacto íntimo con el agua y los sedimentos contaminados. Estudios han demostrado que los peces responden a contaminantes químicos como metales pesados, pesticidas y compuestos orgánicos persistentes mediante alteraciones en biomarcadores moleculares, bioquímicos y fisiológicos. Por ejemplo, la prueba de micronúcleos, que detecta daño genético en eritrocitos, es ampliamente aplicada en peces expuestos a aguas residuales industriales y agrícolas (Ayllón & Garcia-Vazquez, 2001). Además, biomarcadores enzimáticos como la actividad de la acetilcolinesterasa han sido utilizados para medir la exposición a pesticidas organofosforados (Arias et al., 2020).

Estas especies desempeñan un papel crucial en la ecotoxicología al proporcionar información valiosa sobre la calidad ambiental y los riesgos ecológicos. Su sensibilidad a contaminantes, combinada con su capacidad para acumular toxinas, los convierte en herramientas esenciales para el monitoreo y la evaluación del impacto ambiental.

1.3. Anfibios y reptiles como indicadores de contaminación terrestre y acuática.

Anfibios y reptiles son grupos clave en el monitoreo ambiental debido a su sensibilidad a los cambios en las condiciones ambientales ya la presencia de contaminantes en ecosistemas terrestres y acuáticos. Su fisiología, hábitos de vida y posición en la cadena trófica los convierten en excelentes bioindicadores. Los vertebrados reflejan los efectos de la contaminación y su relevancia para estudios ecotoxicológicos y conservación (Peluso & Carriquiriborde, 2021).

Los anfibios son especialmente vulnerables a los contaminantes debido a su piel permeable, que facilita la absorción de sustancias químicas del ambiente, ya su ciclo de vida dual, que abarca hábitats acuáticos y terrestres. Estas características los hacen particularmente útiles para evaluar contaminantes en ambos medios. En ambientes acuáticos, los anfibios son indicadores sensibles de contaminantes como pesticidas,

fertilizantes y metales pesados. Por ejemplo, la exposición a atrazina, un herbicida común, se ha asociado con alteraciones endocrinas en ranas como *Lithobates pipiens* (Fonseca Peña, 2024). En ambientes terrestres, los anfibios reflejan la presencia de contaminantes atmosféricos y del suelo. Su vulnerabilidad a pesticidas y fungicidas utilizados en la agricultura se ha vinculado a la disminución de poblaciones en diversas regiones del mundo (Berto Osorio, 2017).

Los reptiles también desempeñan un papel esencial como indicadores ambientales, aunque han sido menos estudiados que los anfibios en ecotoxicología. La acumulación de contaminantes en sus tejidos proporciona información sobre la contaminación ambiental a largo plazo, particularmente en ecosistemas terrestres y marinos. En hábitats terrestres, los reptiles reflejan la contaminación por metales pesados y pesticidas, un ejemplo son las lagartijas *Podarcis muralis* (Cabido Quintas et al., 2008)

Los avances en la ecotoxicología han incorporado técnicas genotóxicas y bioquímicas para evaluar efectos subletales en cordados. La prueba de micronúcleos, ampliamente utilizada en peces, permite detectar daños genéticos inducidos por contaminantes genotóxicos en eritrocitos periféricos (Ayllón & García-Vazquez, 2001). Este enfoque ha sido esencial para monitorear la genotoxicidad en ambientes acuáticos impactados por desechos industriales, mineros y agrícolas (al-Sabti & Metcalfe, 1995).

Además, los biomarcadores moleculares, como la actividad de enzimas antioxidantes y las alteraciones en la expresión génica, han ampliado la comprensión de los mecanismos de acción de los contaminantes en cordados (Arias et al., 2020). Estos biomarcadores permiten evaluar respuestas tempranas al estrés ambiental y han demostrado ser herramientas predictivas valiosas para estudios a largo plazo.

En la actualidad, los avances en la biología molecular y genómica han permitido desarrollar nuevas metodologías para estudiar los efectos de contaminantes en cordados. Los análisis transcriptómicos y proteómicos

ofrecen información detallada sobre los mecanismos celulares afectados, mientras que los biomarcadores moleculares, como los micronúcleos y la fragmentación de ADN, evalúan el daño genético en organismos expuestos a contaminantes (Bolognesi & Hayashi, 2011).

Además, los estudios ecotoxicológicos contemporáneos se han orientado hacia un enfoque ecosistémico, integrando datos sobre cordados con información de otras especies y matrices ambientales (como agua, suelo y aire). Las aves, por ejemplo, se utilizan para monitorear la bioacumulación de contaminantes persistentes, como los PCB y las dioxinas, en entornos terrestres y marinos (Bocanegra et al., 2024).

El estudio de los cordados en ecotoxicología sigue evolucionando hacia enfoques más integrados. La incorporación de análisis de Big data, modelado ecológico y tecnologías, abre nuevas posibilidades para evaluar los impactos de contaminantes de manera más precisa y predecir riesgos en escenarios futuros (Viana & SILVA, 2023). Asimismo, los cordados seguirán siendo herramientas esenciales para la conservación de la biodiversidad y la implementación de políticas ambientales efectivas.

1.4. Fundamentos de ecotoxicología y estudios ambientales.

La ecotoxicología y las ciencias ambientales son disciplinas complementarias que abordan el impacto de los contaminantes en los sistemas biológicos y en el medio ambiente. Estas ciencias buscan entender los efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas, proporcionando herramientas para mitigar daños y promover un desarrollo sostenible. La ecotoxicología, como rama interdisciplinaria, combina principios de la toxicología y la ecología para estudiar la interacción entre contaminantes y organismos vivos en su entorno (Walker, 2005).

Los contaminantes se dispersan a través de diversos compartimentos ambientales como agua, suelo, aire y sedimentos. Factores como la volatilidad, solubilidad y afinidad por partículas orgánicas influyen en su movilidad y persistencia, estos factores están relacionados

con procesos como la bioacumulación (acumulación en tejidos biológicos) y la biomagnificación (incremento de concentraciones a lo largo de la cadena trófica) son claves para entender los riesgos a nivel ecosistémico (Viana & SILVA, 2023).

Los contaminantes pueden inducir efectos tóxicos en organismos a niveles moleculares, celulares, individuales y poblacionales. Uno de los efectos más estudiados ocurre a nivel molecular. Los disruptores endocrinos son un grupo de contaminantes químicos que interfieren con los sistemas hormonales de los organismos, conocidos como disruptores endocrinos interfieren con sistemas hormonales. Estas sustancias pueden imitar o bloquear las hormonas naturales, alterando procesos biológicos esenciales como el desarrollo, la reproducción y el metabolismo; un claro ejemplo es el bisfenol A (BPA) y los ftalatos se han relacionado con desequilibrios hormonales y problemas de fertilidad en diversas especies (Encarnaçõ et al., 2019) (La Merrill et al., 2020).

Por otro lado, los metales pesados, como el mercurio, el plomo y el cadmio, inducen toxicidad molecular a través de la generación de estrés oxidativo. Este proceso implica la formación de especies reactivas de oxígeno (ROS) que dañan el ADN, las proteínas y los lípidos. Este daño puede tener consecuencias a largo plazo, como mutaciones y disfunciones celulares (Valko, M., et al, 2007). A nivel celular, los contaminantes pueden afectar la viabilidad de las células, alterar su función y desencadenar procesos de muerte celular, como apoptosis o necrosis. Estos efectos suelen ser resultado del daño estructural y funcional provocado por la acumulación de contaminantes o de sus metabolitos tóxicos(Jaishankar et al., 2014).

En organismos individuales, los contaminantes pueden manifestarse a través de problemas reproductivos, inmunológicos y neurológicos. Por ejemplo, la bioacumulación de metales pesados en peces no solo afecta su capacidad reproductiva, sino también su comportamiento y respuesta al estrés (Walker et al., 2016). Los disruptores endocrinos han mostrado causar anomalías en el desarrollo en anfibios y mamíferos, destacando la vulnerabilidad de las etapas tempranas del ciclo de vida (Encarnaçõ et al., 2019) (Azaretsky et al., 2018).

A nivel poblacional, los impactos de los contaminantes pueden observarse en la reducción de la biodiversidad, el colapso de ecosistemas y la disminución en las tasas de supervivencia y reproducción de especies. Un caso destacado es el declive de poblaciones de anfibios debido a la exposición combinada a pesticidas y disruptores endocrinos, lo que demuestra cómo los efectos individuales pueden amplificarse a escalas mayores (Walker et al., 2016) (Hayes et al., 2010).

En un nivel ecológico, los contaminantes pueden alterar la biodiversidad, las dinámicas de las comunidades y los ciclos biogeoquímicos esenciales. En estudios con éste enfoque se busca predecir los efectos adversos de los contaminantes antes de su liberación. Incluye estudios de toxicidad aguda y crónica, análisis de exposición y modelos de predicción de impactos a largo plazo (Newman, 2015).

Las ciencias ambientales integran múltiples disciplinas como química, biología, geología, climatología y sociología para comprender el funcionamiento de los sistemas naturales y el impacto de las actividades humanas. Se estudian procesos como el ciclo del carbono, nitrógeno, fósforo y agua, esenciales para el equilibrio ecológico, las alteraciones en estos ciclos, como el aumento de gases de efecto invernadero, están vinculadas al cambio climático y la degradación ambiental. Muchas de estas alteraciones del ecosistema tienen origen antrópico, mediante las actividades humanas, como la agricultura intensiva, urbanización y la industria, generan contaminantes y alteran los ecosistemas. La meta de las ciencias ambientales es encontrar soluciones que minimicen este impacto, promoviendo prácticas sostenibles como el uso de energías renovables y la restauración ecológica (Morales Jasso, 2017), empleando técnicas avanzadas, como sensores remotos y modelado computacional, para monitorear la calidad del aire, agua y suelo. A partir de estos datos, se diseñan estrategias de remediación, como la biorremediación, para restaurar ecosistemas degradados.

La ecotoxicología es una subdisciplina dentro de las ciencias ambientales que aporta un enfoque específico sobre el impacto de sustancias tóxicas en la salud de los organismos y ecosistemas. Ambas ciencias

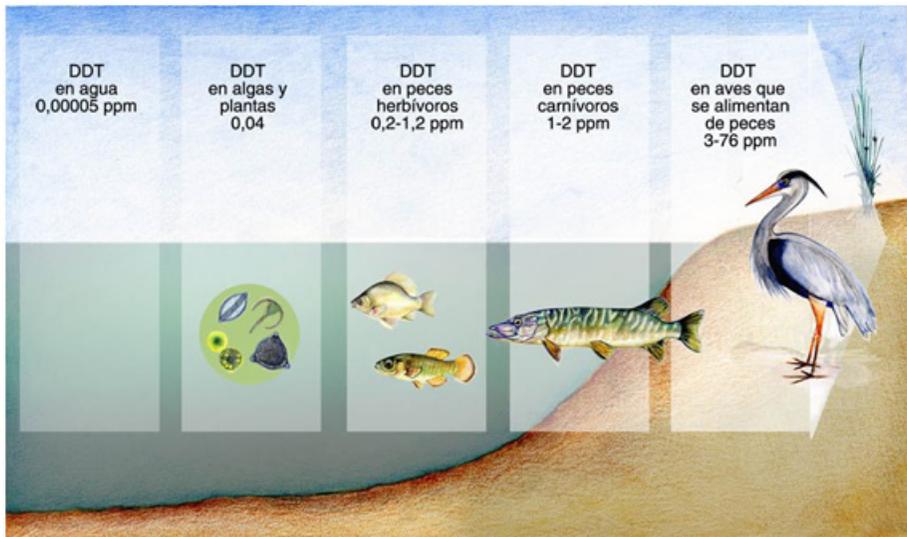
trabajan juntas en la formulación de políticas ambientales, evaluaciones de impacto y diseño de estrategias de mitigación frente a problemas como la contaminación química, el cambio climático y la pérdida de biodiversidad. La capacidad en la cual un contaminante genera efecto en un organismo vivo dependerá de la Bioacumulación en el organismo, proceso mediante el cual los organismos vivos acumulan contaminantes en sus tejidos en concentraciones superiores a las presentes en su entorno o en sus fuentes alimenticias. Según Newman (2014), “la bioacumulación se refiere al incremento en la concentración de una sustancia química en un organismo vivo debido a su absorción directa desde el ambiente o mediante la ingesta de alimentos contaminados”. Este concepto es central en la ecotoxicología, que estudia los efectos de los contaminantes sobre los organismos y los ecosistemas, puede ocurrir de dos formas principales:

- a) **Bioconcentración:** Proceso en el cual los contaminantes son absorbidos directamente desde el ambiente hacia los tejidos del organismo, sin intervención de la dieta. Por ejemplo, sustancias tóxicas en el agua pueden ingresar a los peces a través de sus branquias. (Walker et al., 2016) definen la bioconcentración como “la acumulación de un contaminante químico desde el medio circundante en un organismo a través de procesos pasivos o activos”.
- b) **Biomagnificación:** proceso por el cual las concentraciones de sustancias tóxicas aumentan progresivamente a medida que ascienden en la cadena trófica. Este fenómeno ocurre porque los contaminantes, como los pesticidas organoclorados (ejemplo: DDT) o metales pesados (como el mercurio), no se degradan fácilmente en el ambiente ni se excretan por completo por los organismos. En lugar de ello, estas sustancias se acumulan en los tejidos, especialmente en el tejido graso, incluye los siguientes pasos: Ingreso al ecosistema: Los contaminantes ingresan al ambiente a través de actividades humanas como la agricultura, la industria o el vertido de desechos. Bioacumulación inicial: Los organismos más pequeños, como el fitoplancton, absorben estas

sustancias del agua o del suelo. Cadena trófica: A medida que los organismos pequeños son consumidos por depredadores más grandes, las sustancias tóxicas se transfieren y concentran en los organismos de niveles tróficos superiores. Incremento exponencial: En cada nivel trófico, la concentración del contaminante es mayor, ya que los depredadores consumen grandes cantidades de presas con niveles de toxicidad acumulados.

Un ejemplo clásico es el de los pesticidas organoclorados como el DDT (Figura 1), que fueron ampliamente utilizados en el siglo XX. Estos compuestos se acumularon en el tejido adiposo de organismos acuáticos y luego se transfirieron a aves y mamíferos depredadores, provocando efectos adversos como alteraciones reproductivas y debilitamiento de cáscaras de huevos (Zaragoza-Bastida et al., 2016).

Figura 1. Proceso de Bioacumulación de DDT



Fuente: (Maritima, 2022)

La bioacumulación tiene implicaciones importantes en la ecotoxicología porque determina cómo los contaminantes persisten y afectan a los ecosistemas. Las sustancias bioacumulables suelen ser lipofílicas, resistentes a la degradación química y biológica, y pueden permanecer

en el ambiente. Además, este fenómeno es un indicador clave en la evaluación del riesgo ambiental de los compuestos químicos. Las regulaciones internacionales, como el Convenio de Estocolmo sobre Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs), han sido diseñadas para limitar la producción y el uso de sustancias que presentan un alto potencial de bioacumula.

1.4.1 Toxicidad aguda y crónica.

La toxicidad aguda describe los efectos adversos que ocurren en un corto período de tiempo tras una única exposición o una exposición breve y elevada a una sustancia tóxica. Generalmente, los síntomas aparecen rápidamente, dentro de las 24 horas posteriores al contacto con el tóxico (Klaassen, 2007). Como características principales a tener en cuenta:

- a) **Duración de exposición:** Corto plazo, generalmente minutos a horas.
- b) **Dosis:** Altas concentraciones en un único evento o en un breve período.
- c) **Síntomas comunes:** Náuseas, vómitos, mareos, dificultad respiratoria, convulsiones o incluso la muerte, dependiendo de la sustancia.

Un ejemplo clásico es la ingestión accidental de pesticidas o exposición a gases tóxicos como el monóxido de carbono.

La toxicidad crónica se refiere a los efectos adversos que resultan de la exposición repetida o prolongada a una sustancia tóxica durante un período de tiempo extendido, desde meses hasta años. Los efectos suelen desarrollarse lentamente y pueden ser irreversibles, dentro de las características principales:

- a) **Duración de exposición:** Prolongada o repetida, durante semanas, meses o años.
- b) **Dosis:** Generalmente bajas, pero acumulativas con el tiempo.
- c) **Síntomas comunes:** Daño hepático, alteraciones en el sistema nervioso, desarrollo de cáncer o enfermedades degenerativas.

Un ejemplo es la exposición prolongada al mercurio en la dieta o al humo del tabaco (US EPA, 2016).

1.4.2. Biomarcadores

Un biomarcador es definido como una señal medible de procesos biológicos normales, patológicos o de exposición a contaminantes. Según su función, los biomarcadores se clasifican en:

Biomarcadores de exposición: Indican la presencia y absorción de un contaminante en el organismo. Ejemplo: niveles de metales pesados en la sangre o tejidos.

Biomarcadores de efecto: Reflejan alteraciones funcionales o estructurales causadas por el contaminante. Ejemplo: actividad reducida de la enzima colinesterasa por exposición a pesticidas organofosforados.

Biomarcadores de susceptibilidad: Identifican organismos más vulnerables debido a factores genéticos o ambientales. Ejemplo: polimorfismos genéticos que influyen en la capacidad de metabolizar toxinas (van der Oost et al., 2003a).

1.4.3. Modelos biológicos en ecotoxicología.

Los modelos biológicos son herramientas esenciales en ecotoxicología para comprender los efectos de los contaminantes en los organismos vivos y predecir sus consecuencias en los ecosistemas. Estos modelos utilizan organismos vivos, sistemas celulares o simulaciones computacionales para evaluar la toxicidad, los mecanismos de acción y los riesgos ambientales de sustancias químicas (Newman, 2019). Se han utilizado diferentes

organismos modelo: Estos son organismos vivos utilizados como sistemas representativos para estudiar efectos tóxicos, como ventajas se destaca que son económicamente accesibles, reproducibles y ofrecen datos extrapolables a otros organismos, algunos ejemplos comunes incluye a *Daphnia magna* (Crustáceo utilizado en estudios de toxicidad acuática), *Danio rerio*-pez cebra (Modelo ampliamente utilizado para estudios genéticos y desarrollo), *Caenorhabditis elegans* (Un nematodo que permite estudios de toxicidad molecular y celular) (Bolognesi & Hayashi, 2011).

Son muy utilizados los **Modelos celulares** con cultivos celulares derivados de organismos para estudiar los efectos de los contaminantes a nivel celular, sus aplicaciones se orientan desde evaluación de la genotoxicidad utilizando ensayos de daño al ADN, estudios de metabolismo de contaminantes. Un claro ejemplos son los estudios de cultivos de hepatocitos de peces para evaluar el metabolismo de xenobióticos (Wade et al., 2024).

Actualmente los **Modelos computacionales**, se utilizan datos existentes para simular el comportamiento de contaminantes en organismos y ecosistemas, los cuales son muy útiles como modelos de predicción de bioacumulación, evaluaciones de riesgo ecológico. Un ejemplo son los modelos basados en la relación estructura-actividad cuantitativa (QSAR) para predecir la toxicidad de compuestos químicos (Cronin et al., 2022). A pesar de las múltiples ventajas de los modelos biológicos es importante considerar las siguientes limitaciones:

Extrapolación: Los resultados obtenidos en organismos modelo no siempre se aplican directamente a otras especies, incluidos los humanos.

Variabilidad ambiental: Factores externos, como la temperatura y la salinidad, pueden afectar la sensibilidad del organismo modelo.

Ética: El uso de modelos vivos plantea cuestiones éticas, lo que impulsa la adopción de modelos alternativos in vitro e in silico.

A modo de conclusión, los cordados como modelos biológicos desempeñan un papel crucial en ecotoxicología al proporcionar información esencial sobre los impactos de los contaminantes en organismos y ecosistemas, aunque tienen limitaciones, las innovaciones tecnológicas y la adopción de enfoques alternativos están transformando este campo, promoviendo un análisis más ético y preciso. Como perspectivas futuras es importante considerar la integración de enfoques de toxicología predictiva, como el uso de tecnologías ómicas (genómica, proteómica y metabolómica), y la mejora en los modelos computacionales permiten una mayor precisión en la evaluación de riesgos y una reducción en el uso de organismos vivos (Cronin et al., 2022).

CAPÍTULO 2

Características de los cordados como modelos biológicos.

Los cordados, un filo del reino animal que incluye vertebrados como peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, se destacan como modelos biológicos esenciales en investigación. Su utilidad radica en su diversidad morfológica, fisiológica y genética, lo que permite abordar una amplia gama de preguntas científicas, desde estudios de desarrollo hasta evaluaciones de toxicidad y ecotoxicología. características Clave de los Cordados como Modelos Biológicos. Dentro de sus características se destaca su estructura corporal bien definida, los cordados presentan una organización corporal compleja, caracterizada por una notocorda en algún estadio de su vida, un tubo neural dorsal, faringe perforada o arcos branquiales en fases de desarrollo temprano (Ruppert et al., 2004).

Estas características los convierten en excelentes modelos para estudiar procesos de desarrollo embrionario, regeneración y evolución, además se caracterizan por tener diversidad funcional y adaptativa, lo cual permite seleccionar especies específicas según el enfoque de la investigación.

2.1. Cordados como indicadores de biodiversidad en ecosistemas.

Los cordados, un grupo que incluye vertebrados como peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, son indicadores clave de biodiversidad en los ecosistemas debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, su papel ecológico y su relación con otros componentes del ecosistema. Estudiar los cordados permite evaluar la salud de los ecosistemas, identificar amenazas ambientales y diseñar estrategias de conservación.

Son altamente sensibles a cambios en su entorno, lo que los convierte en bioindicadores eficaces para medir el impacto de alteraciones en los ecosistemas. A continuación, los grupos principales que han sido estudiados como indicadores de diversidad y modelos ecotoxicológicos: **Anfibios:** Son especialmente útiles como indicadores debido a su piel permeable y su ciclo de vida bifásico (acuático y terrestre), lo que los hace vulnerables a contaminantes y cambios en la calidad del agua. La disminución global de poblaciones de anfibios refleja perturbaciones ecológicas significativas (Stuart et al., 2004).

Aves: Muchas especies de aves responden rápidamente a cambios en la estructura del hábitat y la disponibilidad de recursos. Un claro ejemplo son las aves rapaces son sensibles a la acumulación de contaminantes como pesticidas organoclorados, lo que las hace útiles para monitorear la contaminación ambiental (Sergio et al., 2005).

Mamíferos: Como depredadores o herbívoros clave, los mamíferos son esenciales para regular poblaciones y promover la regeneración del hábitat. La pérdida de grandes mamíferos, como los felinos o elefantes, puede desencadenar cascadas ecológicas negativas (Martínez-Garza et al., 2024).

Peces: En ecosistemas acuáticos, los peces reflejan la calidad del agua y las dinámicas tróficas. La composición de las comunidades de peces es un indicador importante de biodiversidad y salud ambiental, especialmente en ríos y lagos (Rodríguez et al., 2018).

Reptiles: Son sensibles a la degradación del hábitat y el cambio climático, lo que los hace útiles para evaluar amenazas como la desertificación y la pérdida de hábitats costeros (Gibbons J. et al, 2000).

Especies paraguas: Algunas especies de cordados, como el tigre (*Panthera tigris*) o el oso polar (*Ursus maritimus*), funcionan como “especies paraguas”. Su conservación implica la protección de grandes áreas de hábitat, beneficiando a numerosas otras especies (Lambeck, 1997).

2.1.1. Aplicaciones en Monitoreo y Gestión Ambiental.

Las principales aplicaciones del estudio de cordados a nivel de gestión ambiental, está relacionada con los Índices de biodiversidad, mediante los cuales los estudios de cordados ayudan a calcular índices como el Índice de Integridad Biótica (IBI), utilizado para evaluar la calidad ecológica de ríos y bosques. También son muy útiles en Proyectos de restauración, para monitorear la recuperación de poblaciones de cordados tras la restauración del hábitat es una estrategia clave en ecología de la conservación (Brown et al., 2009). Los cordados son indicadores efectivos de biodiversidad en los ecosistemas debido a su sensibilidad a cambios ambientales y su relevancia ecológica, su estudio no solo ayuda a comprender el estado de los ecosistemas, sino que también orienta las estrategias de conservación y restauración.

A pesar de su utilidad, existen desafíos en el uso de cordados como indicadores de biodiversidad, especialmente orientado al costo de monitoreo, dado que la investigación en cordados, especialmente mamíferos grandes, puede ser costosa y requerir mucho tiempo.

2.2. Ecotoxicología de Peces como Bioindicadores Acuáticos.

La ecotoxicología es una disciplina que estudia los efectos de los contaminantes químicos y biológicos en los organismos y los ecosistemas. En este contexto, los peces se han consolidado como bioindicadores clave debido a su sensibilidad a los cambios ambientales y su posición en la cadena trófica. Los peces no solo reflejan la calidad del medio acuático, sino que también proporcionan información sobre la acumulación y los efectos de contaminantes a lo largo de las redes tróficas, desempeñando un papel fundamental en la evaluación de riesgos ambientales y en la conservación de ecosistemas acuáticos (van der Oost et al., 2003a).

Los peces son particularmente útiles en ecotoxicología debido a su diversidad biológica, sus distintos hábitats (agua dulce, salada y estuarina) y su capacidad para acumular contaminantes tanto en tejidos como en órganos específicos. Estas características permiten identificar contaminantes como metales pesados, pesticidas, hidrocarburos y compuestos emergentes como disruptores

endocrinos y microplásticos. Además, los peces son organismos centinela eficaces, ya que sus respuestas fisiológicas, bioquímicas y genéticas ante los contaminantes se correlacionan con los niveles de exposición y toxicidad del entorno (Burggren, 2020).

El uso de peces como bioindicadores incluye el empleo de biomarcadores para detectar efectos subletales, como daño al ADN, estrés oxidativo o alteraciones endocrinas, que pueden preceder a cambios en las poblaciones y en el ecosistema. Por ejemplo, especies como *Danio rerio* (pez cebra), *Oreochromis niloticus* (tilapia) y *Cyprinus carpio* (carpa común) son ampliamente utilizadas en estudios de toxicidad aguda y crónica debido a su sensibilidad y facilidad de manejo en laboratorio (Lehutso et al., 2021a).

Este enfoque ecotoxicológico no solo proporciona datos sobre la exposición y los efectos de los contaminantes, sino que también permite monitorear tendencias en la contaminación acuática, evaluar la efectividad de las políticas de gestión ambiental y desarrollar estrategias de remediación. Por tanto, los peces son una herramienta esencial en la protección y sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos.

2.2.1. Peces en el estudio de contaminantes químicos y biológicos.

Los peces han sido muy útiles como modelo biológico para evaluar el efecto de diferentes elementos y/o compuestos químicos como:

Metales Pesados: Los peces son sensibles a la exposición a metales como mercurio, cadmio y plomo, que afectan funciones vitales como la actividad enzimática y el metabolismo. Por ejemplo, el mercurio puede acumularse en tejidos musculares de peces, lo que representa un riesgo tanto para los ecosistemas como para la salud humana debido al consumo de pescado contaminado (Ohwofasa, 2022).

Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs): Sustancias como los pesticidas organoclorados y los bifenilos policlorados (PCBs) interfieren con el sistema endocrino de los peces, afectando su

reproducción y desarrollo. Estudios en *Danio rerio* han demostrado que los COPs pueden alterar la expresión génica asociada con las hormonas reproductivas (Castro López et al., 2024).

Contaminantes Emergentes: Compuestos como microplásticos, fármacos y disruptores endocrinos han sido detectados en ecosistemas acuáticos. Estos contaminantes afectan procesos como el desarrollo embrionario y el comportamiento de los peces. Por ejemplo, la exposición a disruptores endocrinos como el bisfenol A puede causar feminización de los machos en algunas especies (Milquez Sanabria et al., 2023).

Pruebas de Toxicidad Aguda y Crónica: Se emplean para determinar concentraciones letales (LC50) y efectos subletales a largo plazo, como alteraciones en la reproducción y el comportamiento.

Algunos contaminantes Biológicos evaluados en Peces son:

Microorganismos Patógenos: Los peces pueden actuar como reservorios de bacterias, virus y parásitos que afectan tanto a otras especies acuáticas como a humanos. Por ejemplo, infecciones por *Aeromonas hydrophila* en peces reflejan condiciones de estrés ambiental, como contaminación orgánica en cuerpos de agua (Flores et al., 2021).

Toxinas Biológicas: Las cianotoxinas, producidas por floraciones de algas nocivas, pueden bioacumularse en peces y causar daño hepático y neurológico. Esto no solo afecta la salud de los peces, sino que también representa un riesgo para la salud humana al consumir pescado contaminado.

2.2.2. Biomarcadores en peces: genotóxicos, bioquímicos y fisiológicos.

Los biomarcadores en peces son herramientas esenciales en la ecotoxicología para evaluar la exposición y los efectos de contaminantes en los ecosistemas acuáticos. Estos indicadores permiten detectar cambios biológicos en los organismos como respuesta a sustancias químicas, ya sea a nivel molecular, celular o fisiológico. Los biomarcadores genotóxicos, bioquímicos y fisiológicos en peces son ampliamente utilizados debido a su sensibilidad y especificidad para identificar riesgos ambientales.

Específicamente, los biomarcadores moleculares y bioquímicos, pueden medir la actividad de colinesterasa o el daño al ADN, son considerados herramientas clave para evaluar la exposición y los efectos tóxicos en los peces (van der Oost et al., 2003b).

Uno de los modelos Genéticos más utilizado, incluye especies como el pez cebra (*Danio rerio*) se utilizan ampliamente debido a su genoma completamente secuenciado y su facilidad para realizar estudios genéticos y de toxicidad (Lehutso et al., 2021b). El uso combinado de biomarcadores genotóxicos, bioquímicos y fisiológicos permite una evaluación integral del impacto de los contaminantes en los peces y en la salud de los ecosistemas, estas herramientas son fundamentales para monitorear la calidad del agua, identificar fuentes de contaminación y desarrollar estrategias de manejo ambiental (Van der Oost et al., 2003).

2.2.3. Ejemplo de especie para evaluación de contaminación en ecosistemas acuáticos.

Peces como el *Danio rerio* (**pez cebra**) (Figura 2), es útil para estudios genéticos y toxicidad debido a su genoma completamente secuenciado, desarrollo externo y transparencia embrionaria, tiene un ciclo de vida rápido, alcanzando la madurez sexual en aproximadamente 2-3 meses, y una alta tasa de fecundidad, ya que cada hembra puede producir entre 100 y 200 huevos por semana. Esto permite realizar estudios de toxicidad multigeneracional en un período relativamente corto (Lawrence, 2020). Durante las primeras etapas de desarrollo, los embriones de pez cebra son completamente transparentes, lo que facilita la observación en vivo de procesos biológicos clave, como el desarrollo de órganos y la respuesta a contaminantes, ésta característica también permite el uso de técnicas de microscopía para estudios detallados (admin, 2021). El genoma del pez cebra está completamente secuenciado y presenta una alta homología con el genoma humano, compartiendo aproximadamente el 70% de los genes humanos. Esto facilita el estudio de los mecanismos moleculares y genéticos detrás de la toxicidad de ciertos compuestos (Timme-Laragy, 2024).

El pez cebra es particularmente sensible a una amplia gama de contaminantes, incluidos, metales pesados (mercurio, cadmio), pesticidas y plaguicidas, contaminantes emergentes como disruptores endocrinos y microplásticos. Esto lo convierte en un excelente modelo para evaluar tanto la toxicidad aguda como crónica en estudios ecotoxicológicos (Weber et al., 2022).

Figura 2. *Danio rerio* (pez cebra)



Fuente: (acuaristica, 2022)

El *Danio rerio* se ha consolidado como un modelo excepcional en ecotoxicología gracias a su sensibilidad, adaptabilidad y relevancia genética. Estas características lo convierten en una herramienta esencial para evaluar los efectos de contaminantes en el medio ambiente y su potencial impacto en la salud humana.

Los peces desempeñan un papel esencial en el estudio de contaminantes químicos y biológicos, actuando como indicadores sensibles de la calidad ambiental. Su análisis permite identificar riesgos para los ecosistemas y la salud humana, contribuyendo al desarrollo de estrategias de gestión ambiental y conservación.

2.3. Anfibios como centinelas de la calidad ambiental.

Anfibios como *Xenopus laevis* (Figura 3) es considerado un modelo clásico para estudios de biología del desarrollo y señalización

celular, éste anfibio es uno de los modelos biológicos más utilizados en estudios de biología del desarrollo y señalización celular debido a sus características únicas, que lo convierten en una herramienta invaluable para comprender procesos fundamentales en la embriología, la fisiología y la toxicología. Se caracteriza por su facilidad de manejo y alta fecundidad, las hembras de *Xenopus laevis* son capaces de producir grandes cantidades de óvulos, que pueden ser fertilizados de manera controlada en laboratorio. Su ciclo reproductivo continuo permite realizar experimentos durante todo el año, a diferencia de otras especies que tienen estacionalidad reproductiva (Nieuwkoop & Faber, 1994).

Los embriones de *Xenopus laevis* se desarrollan externamente, lo que facilita su manipulación experimental y observación directa sin necesidad de procedimientos invasivos. Además, el desarrollo embrionario es rápido, con etapas claramente definidas, lo que permite estudiar procesos como la gastrulación, la neurulación y la organogénesis en tiempo real (Sive et al., 2000). Los embriones son grandes (aproximadamente 1 mm de diámetro), lo que los hace ideales para microinyecciones de ARN, ADN, proteínas o moléculas fluorescentes. Su robustez permite realizar intervenciones experimentales como trasplantes tisulares y ablaciones celulares con alta precisión (Gurdon & Melton, 2008).

Xenopus laevis ha sido un modelo clave en la comprensión de vías de señalización celular esenciales, como las rutas de Bone Morphogenetic Protein (BMP), Nombre derivado de la combinación de los genes Wingless y Int-1 (Wnt), Nombre basado en el fenotipo “notch” (muesca) en alas de moscas de la fruta (Notch) y Nombre inspirado en el fenotipo de larvas mutantes de mosca con espinas similares a las de un erizo (Hedgehog), fundamentales para la diferenciación y el desarrollo celular. Estudios en *Xenopus* han contribuido significativamente al conocimiento de la inducción neural y la formación del eje corporal (Harland & Gerhart, 1997). Aunque el genoma de ésta especie es tetraploide, su pariente cercano *Xenopus tropicalis* tiene un genoma diploide completamente

secuenciado, lo que facilita la comparación y extrapolación de datos genéticos. Técnicas como edición genética mediante CRISPR-Cas9, ensayos de pérdida y ganancia de función, y transcriptómica se han adaptado eficazmente a este modelo (Session et al., 2016).

Figura 3. *Xenopus laevis* (Rana Africana de uñas)



Fuente: (lobo et al., 2013)

Xenopus es ampliamente utilizado para evaluar los efectos de contaminantes ambientales en el desarrollo embrionario, incluyendo disruptores endocrinos, metales pesados y plaguicidas. Su capacidad para acumular contaminantes en ambientes acuáticos lo convierte en un bioindicador relevante de calidad ambiental (Liu et al., 2022).

2.3.1. Sensibilidad de los anfibios a pesticidas y metales pesados.

Los anfibios son uno de los grupos de vertebrados más sensibles a los contaminantes ambientales, incluidos los pesticidas y los metales pesados. Su piel permeable, su ciclo de vida bifásico (acuático y terrestre) y su fisiología única los hacen particularmente vulnerables a la exposición a sustancias tóxicas presentes en su entorno. Estos factores los posicionan como bioindicadores clave en la evaluación del impacto ambiental de estos contaminantes (Sparling et al., 2010).

Los pesticidas, especialmente los organofosforados, carbamatos y piretroides, tienen efectos adversos significativos en los anfibios debido a su impacto en sistemas clave como el nervioso, endocrino y reproductivo. Uno de los efectos más discutido es la Neurotoxicidad, generada especialmente por exposición a pesticidas como los organofosforados inhiben la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE), interrumpiendo la neurotransmisión y causando alteraciones motoras y comportamentales. Esto ha sido documentado en especies como *Rana pipiens* expuestas a clorpirifós (M. E. Ortiz-Santaliestra & Egea-Serrano, 2013).

Disrupción endocrina: Herbicidas como el glifosato y atrazina interfieren con el sistema endocrino de los anfibios, causando alteraciones en la diferenciación sexual, como la feminización de machos en *Xenopus laevis*, estos efectos están vinculados a la capacidad de estos compuestos para alterar la síntesis y acción de hormonas sexuales (Bach, 2018). Otro de los efectos es en el desarrollo; Pesticidas como los piretroides pueden retrasar el desarrollo larval, reducir el éxito de la metamorfosis y disminuir la supervivencia. Por ejemplo, la exposición a permetrina se ha asociado con deformidades esqueléticas en renacuajos de *Bufo bufo* (Sparling et al., 2010).

Los metales pesados como mercurio, cadmio, plomo y cobre también afectan gravemente a los anfibios, acumulándose en sus tejidos y alterando funciones celulares críticas, el efecto dependerá del nivel de toxicidad y el estrés oxidativo generado en las células de estas especies. La toxicidad directa en el caso del mercurio, se considera particularmente tóxico para las larvas de anfibios, causando daño neurológico y disminución en las tasas de supervivencia, en la *rana clamitans*, el mercurio ha demostrado alterar la actividad locomotora y el comportamiento de escape, aumentando la vulnerabilidad a depredadores (Bergeron et al., 2010).

Se puede generar estrés oxidativo: Metales como el cadmio y el cobre generan especies reactivas de oxígeno (ROS) que causan daño celular, incluyendo peroxidación lipídica y daño al ADN. En *Hyla arborea*, la exposición a cadmio aumentó los niveles de estrés oxidativo y redujo la actividad de enzimas antioxidantes como la catalasa (Gervais, 2011)

Interferencia con la metamorfosis: Los anfibios expuestos a plomo y zinc presentan alteraciones en el desarrollo tiroideo, lo que interfiere con la metamorfosis y reduce el éxito reproductivo. Este efecto ha sido observado en especies como *Lithobates catesbeianus* (James & Little, 2003).

La exposición combinada a pesticidas y metales pesados puede tener efectos sinérgicos, exacerbando la toxicidad, un claro ejemplo es *Bufo bufo*, cuya exposición simultánea a atrazina y cobre aumentó significativamente el estrés oxidativo y disminuyó las tasas de supervivencia en comparación con la exposición a cada contaminante por separado (Sparling et al., 2010). La alta sensibilidad de los anfibios a pesticidas y metales pesados los convierte en bioindicadores fundamentales para monitorear la calidad ambiental y los riesgos ecológicos asociados con la contaminación, sin embargo, su vulnerabilidad a estos contaminantes plantea preocupaciones sobre la conservación de sus poblaciones y su papel en los ecosistemas.

2.3.2. Impacto del cambio climático y la contaminación en poblaciones de anfibios.

Los anfibios, considerados uno de los grupos de vertebrados más vulnerables, enfrentan serias amenazas debido al cambio climático y la contaminación ambiental. Estos factores interactúan y exacerbaban el riesgo de declive poblacional y extinción, afectando tanto su hábitat como su biología. La sensibilidad fisiológica de los anfibios, su ciclo de vida bifásico y su dependencia de microclimas específicos los convierten en bioindicadores clave de la salud de los ecosistemas (stuart et al., 2004). Dentro de los impactos a destacar se encuentran:

Alteraciones en los hábitats: El aumento de las temperaturas afecta la disponibilidad de cuerpos de agua temporales, esenciales para la reproducción de muchas especies de anfibios. Esto ha resultado en disminuciones significativas en poblaciones de especies como Rana temporaria en Europa (González, 2015). **Desincronización fenológica:** Cambios en las temperaturas y patrones de precipitación están alterando los períodos de reproducción de los anfibios, desincronizando su ciclo de vida con la disponibilidad de recursos y aumentando la

competencia intraespecífica (Carey & Alexander, 2003) y **Aumento de enfermedades:** El cambio climático también facilita la proliferación de enfermedades como la quitridiomycosis, causada por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, que ha sido un factor importante en el declive global de anfibios (Alan Pounds et al., 2006).

Contaminación química: Los pesticidas y herbicidas interfieren con el desarrollo y la reproducción de los anfibios. Por ejemplo, la exposición al herbicida atrazina ha sido vinculada con la feminización de machos en especies como *Xenopus laevis* (Hayes et al., 2002). Metales pesados como el cadmio y el mercurio causan estrés oxidativo y alteraciones neurológicas, lo que afecta el éxito de la metamorfosis y la supervivencia (Linder & Britta, 2000).

Contaminación de hábitats acuáticos: Los contaminantes orgánicos persistentes y nutrientes derivados de la agricultura provocan eutrofización de cuerpos de agua, afectando la calidad del hábitat larval de los anfibios y causando mortalidad masiva (Van Meter et al., 2018).

Microplásticos y contaminantes emergentes: Los microplásticos y otros contaminantes emergentes, como productos farmacéuticos, se acumulan en los hábitats acuáticos, causando efectos subletales en el comportamiento y la fisiología de los anfibios (Huerta Hernández, 2022).

El cambio climático y la contaminación a menudo interactúan, amplificando sus impactos negativos: Las temperaturas más altas aumentan la toxicidad de ciertos contaminantes químicos, como los pesticidas, exacerbando sus efectos en las poblaciones de anfibios (Blaustein, 2010). La degradación de los hábitats debido al cambio climático reduce la capacidad de los anfibios para escapar de áreas contaminadas, atrapándolos en zonas de alta toxicidad (Carey & Alexander, 2003). El impacto combinado está llevando a la fragmentación de las poblaciones de anfibios, disminuciones en la diversidad genética y extinciones locales, estos efectos subrayan la necesidad urgente de estrategias integradas de conservación que aborden tanto la mitigación del cambio climático como la regulación de contaminantes (Stuart et al., 2004).

2.4. Reptiles como indicadores de contaminación terrestre y acuática.

Los reptiles, con su sensibilidad fisiológica y estrecha dependencia de su entorno, son excelentes indicadores de la contaminación en ecosistemas terrestres y acuáticos. Su longevidad, bioacumulación de contaminantes y baja movilidad los hacen adecuados para evaluar la exposición a contaminantes químicos y biológicos, proporcionando información crucial para la gestión ambiental (Sparling et al., 2010).

2.4.1. Reptiles como Indicadores de Contaminación Terrestre.

Bioacumulación de metales pesados: Los reptiles terrestres, como lagartos y serpientes, acumulan metales pesados como plomo, cadmio y mercurio en sus tejidos debido a su dieta y proximidad al suelo. Por ejemplo, en *Sceloporus variabilis*, se ha encontrado una alta acumulación de plomo en áreas cercanas a carreteras, reflejando la contaminación por combustibles y desechos (M. Ortiz-Santaliestra & Egea-Serrano, 2013).

Exposición a pesticidas: La exposición a pesticidas organofosforados y carbamatos puede causar efectos neurotóxicos en reptiles, lo cual se ha documentado en lagartos que habitan áreas agrícolas, donde los pesticidas interfieren con la función neurológica y reproductiva (Weir et al., 2013).

Impacto de contaminantes orgánicos persistentes (COPs): Los COPs, como los bifenilos policlorados (PCBs) y el DDT, afectan negativamente a los reptiles al interrumpir su sistema endocrino. En especies como *Crotalus horridus*, estos compuestos se han asociado con una disminución de la fertilidad y alteraciones en el desarrollo (Linder & Britta, 2000).

2.4.2. Reptiles como Indicadores de Contaminación Acuática.

Las tortugas son excelente bioindicadores acuáticos, debido a su dieta omnívora y su capacidad para acumular contaminantes, son utilizadas para evaluar la contaminación en ríos, lagos y humedales. En *Trachemys scripta* (Figura 4), se ha observado bioacumulación de mercurio y PCBs en sus tejidos, lo que refleja la contaminación en el medio acuático (Sparling et al., 2010).

Figura 4. *Trachemys scripta*



Fuente: (Egaña-Callejo & Franch, 2007)

Metales pesados en cocodrilos, estas especies son indicadores clave de contaminación por metales pesados debido a su posición en la cima de la cadena trófica. Estudios en *Crocodylus acutus* han demostrado la acumulación de cadmio y mercurio en ecosistemas costeros contaminados, lo que refleja los niveles de exposición en redes tróficas acuáticas (Ashkoo et al., 2020).

Contaminación plástica y microplásticos: Los reptiles acuáticos también están expuestos a contaminantes emergentes como los microplásticos, en especies como *Chelonia mydas* (tortuga verde), la ingesta de plástico ha causado obstrucción intestinal y bioacumulación de aditivos tóxicos, lo que refleja el nivel de contaminación marina (Duncan et al., 2019).

2.4.3. Monitoreo de calidad ambiental:

Los reptiles permiten evaluar la calidad del suelo, agua y aire en áreas contaminadas debido a su alta fidelidad al hábitat y su capacidad de acumular contaminantes en sus tejidos (Sparling et al., 2010). Cambios en las poblaciones de reptiles pueden reflejar alteraciones en la disponibilidad de recursos y calidad del hábitat, proporcionando un

indicador indirecto del impacto humano en los ecosistemas (Britta & Schiesari, 2010). Son indicadores cruciales de contaminación terrestre y acuática debido a su sensibilidad a los contaminantes, su capacidad de bioacumulación y su papel ecológico, su estudio no solo permite evaluar la calidad ambiental, sino también diseñar estrategias efectivas para la conservación de los ecosistemas.

Evaluaciones toxicológicas: La presencia de biomarcadores de exposición en reptiles, como alteraciones enzimáticas y daño al ADN, ayuda a determinar los efectos subletales de los contaminantes y su riesgo ecológico (Bishop et al., 2012).

2.4.5. Evaluación de bioacumulación en cadenas tróficas terrestres.

La bioacumulación en cadenas tróficas terrestres es un proceso por el cual los contaminantes químicos, como metales pesados y compuestos orgánicos persistentes (COPs), se concentran en los organismos a medida que ascienden en la cadena alimentaria. Este fenómeno tiene implicaciones significativas para la salud de los ecosistemas terrestres y las especies que los habitan, incluyendo impactos en la biodiversidad y la función ecológica (Kelly & Gobas, 2001). Ocurre cuando un organismo absorbe contaminantes más rápido de lo que los elimina, lo que resulta en su acumulación en tejidos. Los contaminantes como mercurio y cadmio son ejemplos clásicos de sustancias que se bioacumulan en organismos terrestres, la situación puede empeorar si se dan procesos de Biomagnificación, se refiere al aumento progresivo de la concentración de un contaminante a medida que asciende en la cadena trófica (Ashkoo et al., 2020). En sistemas terrestres, esto se observa en depredadores tope, como aves rapaces y mamíferos carnívoros, que acumulan altos niveles de contaminantes a partir de sus presas (Gallego et al., 2007). Existen contaminantes clave en cadenas tróficas terrestres que conllevan los procesos anteriormente mencionados, estos son:

Metales Pesados: Metales como mercurio, cadmio, plomo y zinc son comunes en áreas terrestres contaminadas por actividades mineras e industriales, estos metales son absorbidos por plantas y posteriormente transferidos a herbívoros y depredadores. En

un estudio realizado en zonas agrícolas contaminadas, especies como *Apodemus sylvaticus* (ratón de campo) mostraron altas concentraciones de plomo, indicando su transferencia a través de la dieta (Kim et al., 2015).

Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs): Los COPs, como los pesticidas organoclorados (ej., DDT) y los bifenilos policlorados (PCBs), son lipofílicos y se acumulan en el tejido graso de organismos terrestres. Estos contaminantes han sido detectados en mamíferos carnívoros y aves rapaces, como el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) y el águila real (*Aquila chrysaetos*), reflejando biomagnificación (Zhou et al., 2019).

Contaminantes emergentes: Sustancias como los retardantes de llama bromados y los microplásticos están comenzando a ser estudiados en sistemas terrestres. Estos contaminantes pueden ser ingeridos por especies terrestres, como lombrices de tierra, y transferidos a sus depredadores, lo que sugiere la necesidad de evaluaciones más detalladas (Jones & Sweeney, 2018).

2.4.6. Métodos de Evaluación de Bioacumulación.

Análisis de tejidos: El análisis de concentraciones de contaminantes en tejidos, como hígado, riñón y grasa, es un enfoque común para estudiar la bioacumulación. Por ejemplo, altos niveles de mercurio en zorros árticos (*Vulpes lagopus*) han sido asociados con su dieta basada en aves marinas contaminadas (Evans et al., 2016).

Factores de bioacumulación (BAF): Este índice cuantifica la relación entre la concentración de contaminantes en un organismo y su concentración en el ambiente o en su alimento. Los estudios de BAF en aves rapaces han demostrado una fuerte correlación con la concentración de PCBs en sus presas (Kelly et al., 2007).

Modelos tróficos: Los modelos ecológicos, como los basados en relaciones tróficas, permiten predecir la biomagnificación en sistemas terrestres complejos, integrando datos de dieta y transferencia trófica (Bartrons et al., 2012).

La bioacumulación afecta la salud de los organismos en la cima de la cadena trófica, lo que puede llevar a disminuciones poblacionales en especies clave, como los grandes depredadores terrestres. Además, los contaminantes bioacumulativos pueden alterar las funciones ecosistémicas al impactar negativamente la biodiversidad y las interacciones tróficas (Jones, 2018).

La evaluación de la bioacumulación en cadenas tróficas terrestres es esencial para comprender el impacto de los contaminantes en los ecosistemas terrestres. Este enfoque no solo ayuda a identificar las especies más vulnerables, sino también a desarrollar estrategias de gestión ambiental que mitiguen la contaminación y sus efectos.

2.5. Aves y mamíferos en la monitorización de ecosistemas.

Las aves son indicadores clave en ecotoxicología debido a su amplia distribución, diversidad ecológica y sensibilidad a contaminantes ambientales. Su papel como bioindicadores de contaminantes atmosféricos y su posición en las redes tróficas las convierten en herramientas fundamentales para evaluar los impactos de la contaminación en ecosistemas terrestres y acuáticos (Viana & SILVA, 2023).

2.5.1. Rol de las aves en la evaluación de contaminantes atmosféricos y redes tróficas.

Las aves como Indicadores de Contaminantes Atmosféricos, presenta características como la sensibilidad a la contaminación del aire, existen estudios que reportan que éste grupo son particularmente sensibles a contaminantes atmosféricos como los óxidos de azufre (SO_x), los óxidos de nitrógeno (NO_x), las partículas suspendidas y los metales pesados. Estas sustancias pueden afectar directamente su fisiología, causando problemas respiratorios, disminución de la capacidad reproductiva y mortalidad (Chace & Walsh, 2006). Las plumas de las aves pueden acumular metales pesados como plomo, mercurio y cadmio, que se originan en fuentes antropogénicas como industrias, minería y tráfico vehicular, estas plumas son herramientas no invasivas para medir contaminantes en el ambiente (Estrada-Guerrero & Soler-Tovar, 2014). Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) y los contaminantes

emergentes, como retardantes de llama bromados y compuestos organofosforados, se han detectado en aves que habitan áreas urbanas e industriales. Estos compuestos afectan la fisiología endocrina y reproductiva de las aves (Gómez-Ramírez et al., 2014).

2.5.2. Rol en la biomagnificación:

Las aves, especialmente las que están en la cima de la cadena trófica, como rapaces y aves marinas, acumulan contaminantes a través de la biomagnificación. Este proceso permite evaluar la presencia y el impacto de sustancias tóxicas en las redes tróficas, como los PCB y el DDT, que afectan la reproducción y el desarrollo embrionario (Beyer et al., 2020). Cambios en la dieta de las aves debido a la contaminación pueden indicar alteraciones en la estructura de las redes tróficas. Por ejemplo, la exposición al mercurio en aves piscívoras refleja la contaminación de ecosistemas acuáticos y sus efectos en los niveles tróficos inferiores (Scheuhammer et al., 2007). El águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*), una especie carnívora y emblemática de América del Norte, es un ejemplo destacado en la evaluación de contaminantes atmosféricos y su transferencia a través de las redes tróficas. Su papel como depredador tope en ecosistemas acuáticos y terrestres lo convierte en un bioindicador clave de la salud ambiental y de la biomagnificación de contaminantes (Elliott & Harris, 2001).

Figura 5. *Haliaeetus leucocephalus* (Águila calva)



Fuente: (Buehler, 2022)

Las aves son especies paraguas en muchas redes tróficas. La disminución de sus poblaciones debido a la exposición a contaminantes no solo afecta a su propia especie, sino que también altera la estructura y función de los ecosistemas (Furness & Camphuysen, 1997).

2.5.3. Mamíferos terrestres como modelos para estudios toxicológicos

Mamíferos como *Mus musculus* (ratón) es considerado el modelo preferido en investigaciones biomédicas, incluidos estudios de enfermedades humanas y genética, es uno de los modelos biológicos más utilizados en investigación biomédica debido a sus similitudes genéticas con los humanos, su adaptabilidad a estudios en laboratorio y la gran cantidad de herramientas genéticas disponibles para su manipulación. Es clave para investigar enfermedades humanas, genética, farmacología y terapias innovadoras, dada la alta similitud genética con los humanos; el genoma del ratón está secuenciado y comparte aproximadamente un 85% de homología genética con los humanos, lo que permite extrapolar hallazgos en ratones a enfermedades humanas, muchas vías moleculares y celulares relacionadas con procesos biológicos fundamentales son conservadas entre humanos y ratones (Escribano, 2017).

Los ratones tienen una extraordinaria facilidad para manipulación genética, lo que permite la creación de modelos transgénicos, knock-in y knock-out. Estas tecnologías son esenciales para estudiar enfermedades genéticas como fibrosis quística, diabetes y cáncer, las herramientas más recientes, como CRISPR-Cas9, han potenciado aún más el uso de ratones en estudios genéticos (Flaherty et al., 2020). Los ratones tienen un ciclo reproductivo rápido, con una gestación de aproximadamente 20 días y una capacidad de producir grandes camadas (6-12 crías por camada). Su vida útil de 2 a 3 años permite realizar estudios longitudinales para investigar enfermedades crónicas y envejecimiento en un tiempo relativamente corto (Rosenthal & Brown, 2007).

Mus musculus (Figura 6), se utiliza para investigar una amplia variedad de patologías humanas, incluyendo: Enfermedades metabólicas (diabetes, obesidad), enfermedades neurodegenerativas (Alzheimer, Parkinson), trastornos cardiovasculares, cáncer y metástasis. Los ratones

son especialmente útiles para estudiar la eficacia de nuevos fármacos y terapias antes de su aprobación en humanos (Escribano, 2017), su pequeño tamaño, bajo costo de mantenimiento y fácil manejo hacen que los ratones sean ideales para investigaciones a gran escala, pueden mantenerse en instalaciones controladas para estudios específicos de patógenos o condiciones ambientales, los ratones tienen un sistema inmunológico similar al humano, lo que los convierte en un modelo preferido para estudiar respuestas inmunitarias, enfermedades infecciosas y vacunas, su capacidad para ser “humanizados” (modificados genéticamente para expresar genes humanos) los hace ideales para investigar enfermedades como el VIH o COVID-19 (Session et al., 2016).

Figura 6. *Mus musculus* (Rata blanca)



Fuente: (Circulo ADN, 2023)

Existen extensas bases de datos genómicas y fenotípicas relacionadas con ratones, como el Mouse Genome Informatics (MGI), que facilita la comparación de datos y el diseño de estudios (Rosenthal & Brown, 2007). Los consorcios internacionales han desarrollado líneas específicas de ratones para investigar diversas enfermedades, como el International Mouse Phenotyping Consortium (IMPC).

A pesar de su similitud genética, existen diferencias metabólicas, inmunológicas y fisiológicas con los humanos que pueden limitar la extrapolación directa de algunos resultados. Aspectos éticos relacionados con su uso exigen el cumplimiento de estrictas regulaciones para su manejo.

Los cordados comparten muchos genes y vías metabólicas con los humanos, lo que facilita extrapolaciones sobre toxicidad, efectos farmacológicos y enfermedades genéticas. Los sistemas cardiovasculares, inmunitarios y endocrinos son especialmente relevantes en este contexto. Especies como el pez cebra y el ratón tienen ciclos de vida cortos, alta fecundidad y son económicos para mantener en laboratorio, lo que los hace ideales para estudios a gran escala (Session et al., 2016).

CAPÍTULO 3

Métodos Experimentales en Ecotoxicología con Cordados.

Los métodos experimentales en ecotoxicología con cordados se desarrollan en tres principales enfoques: estudios *in vivo*, *in vitro* e *in silico*. Los estudios *in vivo* se enfocan en observar respuestas integradas en organismos completos expuestos a contaminantes bajo condiciones controladas o naturales. Por su parte, los métodos *in vitro* utilizan cultivos celulares derivados de cordados para investigar mecanismos específicos de toxicidad, mientras que los modelos *in silico* complementan los experimentos biológicos mediante simulaciones computacionales y predicciones (Ankley et al., 2010).

Cordados como peces y anfibios son especialmente valiosos en ecotoxicología debido a su ciclo de vida rápido y sensibilidad a contaminantes acuáticos, mientras que reptiles, aves y mamíferos aportan información sobre biomagnificación y efectos de contaminantes en redes tróficas terrestres. Estos métodos experimentales no solo contribuyen a evaluar el riesgo ambiental de sustancias químicas, sino también a desarrollar estrategias de manejo ambiental y políticas regulatorias que minimicen el impacto en la biodiversidad y la salud humana (Van der Oost et al., 2003).

3.1. Diseño de bioensayos ecotoxicológicos con modelos cordados.

El diseño de bioensayos ecotoxicológicos con modelos cordados es una herramienta fundamental para evaluar los efectos de los contaminantes en organismos y ecosistemas. Estos bioensayos

permiten investigar la toxicidad aguda, subcrónica y crónica de sustancias químicas, así como sus mecanismos de acción a diferentes niveles de organización biológica (Walker et al., 2012).

Dentro de los objetivos del diseño de bioensayos se encuentran:

- Determinar concentraciones letales (LC50) y efectos subletales, como alteraciones fisiológicas y comportamentales, mediante la evaluación de toxicidad en diferentes especies de cordados (OECD, 2019).
- Investigar cómo los contaminantes interactúan con sistemas biológicos específicos, como el sistema endocrino o nervioso, como estudio de mecanismos de acción. Identificar cambios en biomarcadores genotóxicos, bioquímicos o fisiológicos en respuesta a la exposición a contaminantes, mediante el monitoreo de Biomarcadores (Van der Oost et al., 2003).
- Extrapolar datos experimentales para predecir el impacto de los contaminantes en poblaciones y ecosistemas, mediante la evaluación de riesgos ambientales.

Como elementos del diseño experimental, es necesario tener en cuenta:

- **Selección del modelo cordado:** La elección de la especie depende del objetivo del bioensayo y del tipo de contaminante, ejemplo: Peces (*Danio rerio*): Útiles para estudios de toxicidad acuática y desarrollo embrionario. Anfibios (*Xenopus laevis*): Adecuados para evaluar disruptores endocrinos. En cuanto a Aves (*Gallus gallus*): Indicadores de contaminación atmosférica y redes tróficas (Ankley et al., 2010).
- **Definición de endpoints toxicológicos:** Los endpoints pueden incluir mortalidad, comportamiento, reproducción, desarrollo embrionario y alteraciones bioquímicas.
- **Condiciones experimentales:** El diseño debe controlar factores como temperatura, pH, oxígeno disuelto y fotoperiodo para minimizar variabilidad y maximizar la reproducibilidad.
- **Dosis y exposición:** Se establecen concentraciones basadas en datos preliminares o normativas internacionales, utilizando diseños como dosis única o escalonada (OECD, 2019).

- **Controles:** Se incluyen controles negativos (sin exposición al contaminante) y positivos (exposición a una sustancia de toxicidad conocida).

Ejemplos de Bioensayos con Cordados

- **Bioensayos en peces:** Pruebas de toxicidad aguda en *Danio rerio* para determinar LC50 de pesticidas en 96 horas.
- **Ensayos en anfibios:** Evaluación de disruptores endocrinos mediante la inducción de vitelogenina en machos de *Xenopus laevis*.
- **Estudios con aves:** Evaluación de efectos de contaminantes atmosféricos en la reproducción de aves mediante el análisis de huevos contaminados con metales pesados (Gervais, 2011).
- **Integración de biomarcadores moleculares:** Estudios de transcriptómica y proteómica para comprender mecanismos de acción a nivel genético y celular (Ankley et al., 2010).
- **Uso de tecnologías alternativas:** Modelos *in vitro* y simulaciones *in silico* están siendo complementados con bioensayos *in vivo* para reducir el uso de animales.
- **Normativas internacionales:** La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD) ha desarrollado guías para estandarizar bioensayos ecotoxicológicos, como las TG 203 (peces) y TG 231 (anfibios), (OECD, 2019).

El diseño de bioensayos ecotoxicológicos con modelos cordados es una herramienta esencial para evaluar la toxicidad de contaminantes y su impacto ambiental. Al combinar enfoques tradicionales y tecnologías emergentes, estos estudios proporcionan datos críticos para la gestión de riesgos ambientales y la conservación de la biodiversidad.

La investigación ecotoxicológica puede llevarse a cabo en laboratorio o en campo, cada enfoque con ventajas y desventajas específicas. Mientras que los estudios de laboratorio permiten el control preciso de las variables experimentales, los estudios de campo ofrecen una representación más realista de los efectos de los contaminantes en los ecosistemas. La combinación de ambos enfoques es esencial para una evaluación integral del impacto ambiental de las sustancias químicas (Ankley et al., 2010).

3.1.1. Estudios de laboratorio versus estudios de campo.

- **Estudios de laboratorio:** Dentro de las ventajas se tiene control estricto de variables ambientales como temperatura, pH, y concentración del contaminante, permitiendo determinar relaciones dosis-respuesta y calcular parámetros clave como la concentración letal media (CL50) o la concentración efectiva media (EC50) (OECD, 2019). Además facilitan el uso de biomarcadores moleculares y celulares para evaluar mecanismos de toxicidad. Un ejemplo es la evaluación de la toxicidad aguda del glifosato en larvas de *Danio rerio*, con determinación de CL50 en 96 horas (OECD TG 203).

En relación a las desventajas, se tiene la falta de representatividad ecológica, ya que las condiciones experimentales no siempre reflejan las complejidades de los ecosistemas. Pueden generarse efectos potencialmente diferentes debido a la ausencia de factores interactivos, como predadores o competencia por recursos (Basto, 2018)

Estudios de campo: Dentro de las ventajas se considera que este tipo de estudio proporcionan datos más representativos del impacto de los contaminantes en el contexto del ecosistema, permitiendo evaluar interacciones ecológicas, como la biomagnificación en redes tróficas y los efectos indirectos de los contaminantes. Como ejemplo se considera el análisis de biomagnificación de mercurio en aves acuáticas en ecosistemas estuarinos, utilizando huevos y tejidos como matrices de bioacumulación (Kehrig et al., 2017).

Una de las desventajas es la dificultad para controlar variables ambientales, lo que puede introducir variabilidad en los resultados. Además requieren más tiempo y recursos, además de enfrentar limitaciones logísticas.

3.1.2. Clave de Parámetros Experimentales.

Determinación de Dosis (CL50, EC50): La CL50 (Concentración Letal 50) es la concentración de un contaminante que causa la muerte del 50% de los organismos en un tiempo definido, mientras que la EC50 (Concentración Efectiva 50) mide el nivel de un contaminante que causa un efecto subletal en el 50% de la población, como inhibición del crecimiento o comportamiento anormal (Newman, 2015).

El tiempo de Exposición: Exposiciones son Agudas: Evaluaciones a corto plazo, generalmente menores a 96 horas, enfocadas en medir efectos inmediatos como mortalidad, un ejemplo es la evaluación de toxicidad aguda de plaguicidas en *Oreochromis niloticus* (OECD TG 203); y la exposición crónica: Estudios prolongados que evalúan efectos subletales como reproducción, crecimiento y cambios comportamentales, representando exposiciones ambientales más realistas (Seabra Pereira et al., 2014).

Factores como temperatura, pH, salinidad y oxígeno disuelto deben controlarse cuidadosamente en laboratorio para reducir la variabilidad experimental y simular condiciones ambientales reales (OECD, 2019), un claro ejemplo son los cambios en el pH que afectan la toxicidad del amoníaco en organismos acuáticos (Callow & Forbes, 2003). Para establecer tal efecto se debe considerar el tamaño muestral adecuado, considerándose como suficiente aquel que asegura que los resultados sean representativos y estadísticamente robustos, se recomienda ≥ 5 réplicas por tratamiento para detectar diferencias significativas (OECD, 2019).

Para integrar múltiples variables, como efectos combinados de contaminantes y condiciones ambientales (Session et al., 2016). En relación a los métodos de análisis de datos para bioensayos, se utilizan análisis de regresión para determinar curvas dosis-respuesta y calcular parámetros como CL50 y EC50 mediante modelos probit o log-logístico (Session et al., 2016) o métodos multivariados como análisis de componentes principales (PCA), pruebas de significancia como ANOVA y pruebas post-hoc para comparar tratamientos y pueden evaluar efectos múltiples simultáneamente. La replicación experimental es clave para minimizar errores aleatorios y aumentar la precisión. En estudios de laboratorio, se sugiere un mínimo de tres réplicas por tratamiento (Newman, 2015).

La combinación de estudios de laboratorio y de campo, junto con un diseño experimental robusto, es esencial para evaluar de manera precisa los impactos de los contaminantes en los ecosistemas. El

uso de parámetros experimentales clave y un diseño estadístico adecuado garantiza que los resultados sean relevantes tanto desde una perspectiva científica como regulatoria.

3.2. Uso de Biomarcadores en cordados.

3.2.1. Biomarcadores Genotóxicos: ensayo de micronúcleos.

Los biomarcadores genotóxicos evalúan el daño en el ADN causado por contaminantes, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), metales pesados y pesticidas.

Daño al ADN: Ensayos como el ensayo del cometa (electroforesis de células individuales) detectan rupturas en el ADN, indicando estrés genotóxico. Este método es ampliamente utilizado en peces expuestos a contaminantes como el mercurio y el cadmio (Rodríguez-Rey et al., 2016).

Micronúcleos: La formación de micronúcleos en eritrocitos de peces es un indicador clave de daño cromosómico. Este biomarcador se ha utilizado para evaluar la contaminación en cuerpos de agua expuestos a desechos industriales y agrícolas (Van Meter et al., 2018).

3.2.2. Bioquímicos: estrés oxidativo, actividad enzimática.

Los biomarcadores bioquímicos evalúan cambios en actividades enzimáticas y procesos metabólicos en respuesta a la exposición a contaminantes.

Actividad de colinesterasas (ChE): La inhibición de colinesterasas en tejidos de peces indica exposición a organofosforados y carbamatos, que son pesticidas neurotóxicos. Este biomarcador es particularmente útil para evaluar la contaminación por agroquímicos (Helman, 2013).

Estrés oxidativo: Enzimas antioxidantes como la catalasa (CAT), la superóxido dismutasa (SOD) y la glutatión peroxidasa (GPx) se utilizan para medir el estrés oxidativo causado por contaminantes como los HAPs y metales pesados. Aumentos en la actividad de

estas enzimas reflejan respuestas defensivas a especies reactivas de oxígeno generadas por los contaminantes (Carvajal Carvajal, 2019).

Inducción de CYP450: La familia de enzimas citocromo P450 (CYP450) metaboliza contaminantes orgánicos como los PCBs y los HAPs. Su expresión aumentada en peces expuestos a estas sustancias es un biomarcador temprano de exposición (Rodríguez González & Rodeiro Guerra, 2014).

3.2.3. Moleculares: expresión génica, proteómica.

Los biomarcadores moleculares son herramientas clave en la ecotoxicología para evaluar la exposición y los efectos de contaminantes a nivel celular y molecular. Entre ellos, los relacionados con la expresión génica y la proteómica destacan por su capacidad para proporcionar información temprana y específica sobre los mecanismos de toxicidad y las respuestas biológicas de los organismos expuestos. Estos biomarcadores permiten estudiar cómo los contaminantes interactúan con el genoma y las proteínas, proporcionando una visión integral de sus efectos (Ankley et al., 2010).

La expresión génica se refiere al proceso mediante el cual la información codificada en los genes se traduce en ARN y proteínas funcionales. Los cambios en los niveles de expresión de genes específicos pueden ser indicativos de exposición a contaminantes y de los mecanismos de acción involucrados. Como aplicaciones en ecotoxicología se tiene en cuenta:

Respuesta a contaminantes específicos: Genes relacionados con el estrés oxidativo, como superóxido dismutasa (SOD) y catalasa (CAT), muestran aumentos en su expresión en respuesta a contaminantes como metales pesados y pesticidas (Fischer-Rousseau et al., 2010).

Disrupción endocrina: La expresión de genes asociados con las vías hormonales, como vitellogenina en peces machos, es un biomarcador ampliamente utilizado para detectar contaminantes con actividad estrogénica, como los disruptores endocrinos (Azaretsky et al., 2018b).

Técnicas utilizadas: RT-qPCR (Reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real): Permite medir los niveles de transcripción de genes específicos con alta sensibilidad y especificidad y Transcriptómica: Análisis global de la expresión génica mediante técnicas como microarreglos o secuenciación de ARN (RNA-seq), que permite identificar rutas metabólicas afectadas (Session et al., 2016).

La proteómica analiza el conjunto completo de proteínas expresadas en un organismo bajo ciertas condiciones. Debido a que las proteínas son los ejecutores funcionales de los procesos celulares, su estudio proporciona una visión más cercana a los efectos fenotípicos de los contaminantes. Como aplicaciones en ecotoxicología se tiene:

Alteraciones en vías metabólicas: Cambios en la abundancia de proteínas relacionadas con el metabolismo energético, como las enzimas de la cadena respiratoria mitocondrial, son indicadores de exposición a compuestos tóxicos. Respuesta al estrés: La sobreexpresión de proteínas de choque térmico (Heat Shock Proteins, HSPs) es un biomarcador universal de exposición a estrés ambiental, incluyendo metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (Pacheco-Gómez et al., 2021).

Las Técnicas utilizadas con frecuencia son:

Espectrometría de masas (MS): Identificación y cuantificación de proteínas en muestras complejas, como tejidos de organismos expuestos (Kontostathi et al., 2019).

Electroforesis bidimensional (2D-PAGE): Separación de proteínas según su punto isoeléctrico y peso molecular, seguida de análisis por espectrometría de masas para identificar cambios en proteínas específicas.

Proteómica dirigida: Uso de técnicas como MRM (Multiple Reaction Monitoring) para cuantificar proteínas específicas involucradas en la respuesta a contaminantes.

Como ventajas y desafíos de los Biomarcadores moleculares se tiene:

Alta sensibilidad: Detectan cambios a niveles bajos de exposición antes de que se presenten efectos subletales o letales.

Especificidad: Permiten identificar contaminantes específicos mediante rutas metabólicas afectadas.

Potencial para predicción: Ayudan a entender los mecanismos moleculares y a extrapolar resultados a niveles de organización biológica superiores (Ankley et al., 2010).

Desafíos técnicos: El análisis de grandes conjuntos de datos transcriptómicos y proteómicos requiere infraestructura computacional avanzada.

Validación: Es necesario validar los biomarcadores moleculares en condiciones de campo para garantizar su aplicabilidad.

Nuevas tecnologías: La integración de la multi-ómica (genómica, transcriptómica, proteómica y metabolómica) ofrece un enfoque holístico para evaluar el impacto de los contaminantes (Rodríguez, 2024).

Los biomarcadores de expresión génica y proteómica representan herramientas avanzadas en ecotoxicología para evaluar los efectos de contaminantes de manera específica y temprana. Su integración en estudios experimentales y de campo proporciona información clave para la evaluación de riesgos ambientales y el diseño de estrategias de manejo sostenible.

3.2.4. Biomarcadores Fisiológicos.

Los biomarcadores fisiológicos reflejan efectos a nivel de sistemas completos, como alteraciones en la reproducción, el crecimiento y el comportamiento, son aplicados comúnmente para evaluar:

Alteraciones endocrinas: Los disruptores endocrinos, como el bisfenol A y los ftalatos, interfieren con el sistema hormonal de los peces. Biomarcadores como los niveles plasmáticos de vitelogenina, una proteína precursora de la yema, se utilizan para detectar efectos estrogénicos en peces machos (Pombo, 2020).

Tasa de crecimiento: Cambios en el crecimiento de los peces están relacionados con exposiciones crónicas a contaminantes que afectan el metabolismo energético, como metales pesados y pesticidas (Tomaila & Iannacone, 2018).

Conducta de nado: Alteraciones en el comportamiento, como patrones de nado erráticos o reducción en la actividad, indican estrés tóxico en peces. Este biomarcador es útil para evaluar efectos subletales en ecosistemas contaminados (Senasa, 2022).

3.3. Consideraciones éticas y legales.

El uso de cordados en investigaciones ecotoxicológicas y biomédicas plantea importantes desafíos éticos y legales. Estas consideraciones no solo buscan garantizar el bienestar animal, sino también promover prácticas de investigación responsables que minimicen el impacto en las poblaciones naturales. La implementación de principios éticos, regulaciones internacionales y métodos alternativos es esencial para equilibrar la necesidad de generar conocimiento científico con el respeto por los organismos y sus ecosistemas (OECD, 2019).

Dentro de los aspectos éticos para el uso de Cordados en investigación, se tiene en cuenta el principio de las 3Rs (Reemplazo, Reducción, Refinamiento)(Ankley et al., 2010):

- **Reemplazo:** Consiste en evitar el uso de animales cuando sea posible, utilizando alternativas como modelos in vitro, simulaciones computacionales (in silico) y organismos menos complejos, como invertebrados. Por ejemplo, cultivos celulares derivados de peces pueden ser empleados para evaluar toxicidad en lugar de usar organismos completos.

- **Reducción:** Se busca minimizar el número de animales utilizados en experimentos, sin comprometer la validez científica. Métodos estadísticos robustos y diseños experimentales optimizados ayudan a lograr este objetivo.
- **Refinamiento:** Mejora de los métodos experimentales para minimizar el sufrimiento animal y garantizar su bienestar. Esto incluye la optimización de técnicas de manipulación, anestesia y eutanasia, y el uso de indicadores no invasivos para monitorear efectos tóxicos.

3.3.1 Regulaciones Internacionales para la Experimentación Animal, dentro de estas regulaciones se tiene en cuenta:

Directrices de la OCDE: La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) ha desarrollado guías específicas para la experimentación animal, como las Test Guidelines (TG), que establecen protocolos estandarizados para estudios de toxicidad en cordados, incluyendo peces y anfibios (OECD, 2019).

Directiva 2010/63/UE de la Unión Europea: Esta regulación establece normas estrictas para la protección de animales utilizados con fines científicos en Europa, exigiendo la implementación de las 3Rs y la evaluación ética previa de los experimentos.

Ley de Bienestar Animal de EE. UU.: Proporciona un marco legal para garantizar el trato humanitario de los animales utilizados en investigación, incluyendo la necesidad de un comité institucional de cuidado y uso de animales (IACUC, por sus siglas en inglés) (Rodriguez, 2024).

Se debe minimizar el impacto en especies amenazadas, y la protección de especies vulnerables: La investigación con cordados debe evitar el uso de especies amenazadas, priorizando alternativas o utilizando especies modelo con menor preocupación de conservación, como *Danio rerio* (pez cebra) o *Xenopus laevis* (anfibio). Los proyectos que involucren especies silvestres deben contar con permisos específicos y evaluaciones de impacto ambiental que garanticen la sostenibilidad de las poblaciones estudiadas (Gibbons et al., 2000). Además se sugiere

generar alternativas a la Captura de Organismos Silvestres, cultivo en laboratorio: La cría en cautiverio de organismos modelo, como peces y anfibios, reduce la necesidad de capturar individuos de poblaciones silvestres, disminuyendo su impacto en los ecosistemas naturales (Ankley et al., 2010). Otra alternativa es el uso de datos secundarios: La integración de bases de datos existentes y estudios previos puede minimizar la necesidad de experimentos adicionales, optimizando el uso de recursos disponibles (OECD, 2019).

Monitoreo no invasivo es una de las técnicas como el análisis de ADN ambiental (eDNA) permiten estudiar poblaciones silvestres sin capturar ni manipular organismos, lo que reduce significativamente el impacto en su hábitat (Thomsen & Willerslev, 2015).

La investigación con cordados requiere un enfoque ético y responsable que equilibre el avance científico con la protección del bienestar animal y la conservación de los ecosistemas. La implementación de las 3Rs, el cumplimiento de regulaciones internacionales y el desarrollo de métodos alternativos son pilares fundamentales para garantizar la sostenibilidad y la ética en la investigación científica.

CAPÍTULO 4

Abordaje practico en un caso estudio en Minería artesanal: Evaluación de la ecotoxicidad y genotoxicidad de Mercurio en eritrocitos de branquias en peces mediante la prueba de Micronúcleos

4.1. Introducción.

Colombia es reconocida a nivel mundial por sus recursos hídricos; sin embargo, el aumento en la utilización de aguas superficiales ha incrementado las tasas de descarga de aguas residuales, afectando ecosistemas acuáticos y terrestres. Con su riqueza en minerales, especialmente carbón y oro, la actividad minera en Colombia es mayoritariamente artesanal y a pequeña escala, y a menudo depende de técnicas inadecuadas como el uso de mercurio para la extracción de oro (Rivas-Jordán & Ayala-Mosquera, 2021).

El mercurio, un peligro significativo para la salud y el medio ambiente, es una preocupación mundial abordada por diversas organizaciones, incluidas la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Executive Board, 1992), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), el Comité Intergubernamental de Negociación sobre Mercurio (INC) (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA, 2014) y la Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI) (ONUDI, 2023). En 2013, se estableció el Convenio de Minamata sobre el Mercurio, y para 2017, había sido ratificado por 120 países, incluidos 18 de

América Latina y el Caribe, entre ellos Colombia, con el objetivo de proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones de mercurio (UNEP, 2017).

La contaminación por mercurio, especialmente derivada de la minería, representa riesgos ambientales y de salud en los sistemas fluviales de América del Sur. La minería artesanal de oro, predominante en regiones como Brasil, Venezuela, Perú, Ecuador y Colombia, ha introducido altos niveles de mercurio en los entornos acuáticos, contaminando significativamente el agua y la biota. Este problema tiene raíces históricas, con acumulación de mercurio en los ecosistemas que se remonta a más de cuatro siglos (Mancera & Álvarez, 2006) (Machado et al., 2010) (Valbuena-Rodríguez & Navarro-Ramírez, 2021). En Colombia, estudios iniciados en la década de 1970 documentaron concentraciones de metales pesados en agua, sedimentos, peces y plantas acuáticas, particularmente en áreas influenciadas por la minería, como el río Magdalena, la región de La Mojana, y partes de Bolívar y el Magdalena medio (Olivero-Verbel et al., 2004) (Marrugo-Negrete et al., 2015).

La prueba de micronúcleos en eritrocitos de peces es considerada efectiva debido a la sensibilidad de los peces a los contaminantes en ambientes acuáticos. Especies como *Oreochromis niloticus* (tilapia del Nilo) y *Cyprinus carpio* (carpa común) han sido frecuentemente estudiadas, destacándose frecuencias elevadas de micronúcleos en peces expuestos a aguas contaminadas. Los estudios indican que los contaminantes, particularmente metales pesados como el mercurio y el cadmio, pueden causar efectos genotóxicos, evidentes en el aumento de frecuencias de micronúcleos en los eritrocitos, lo que convierte a la prueba en un indicador confiable de genotoxicidad en entornos acuáticos (Ayllón & García-Vázquez, 2001; Hayashi et al., 1998).

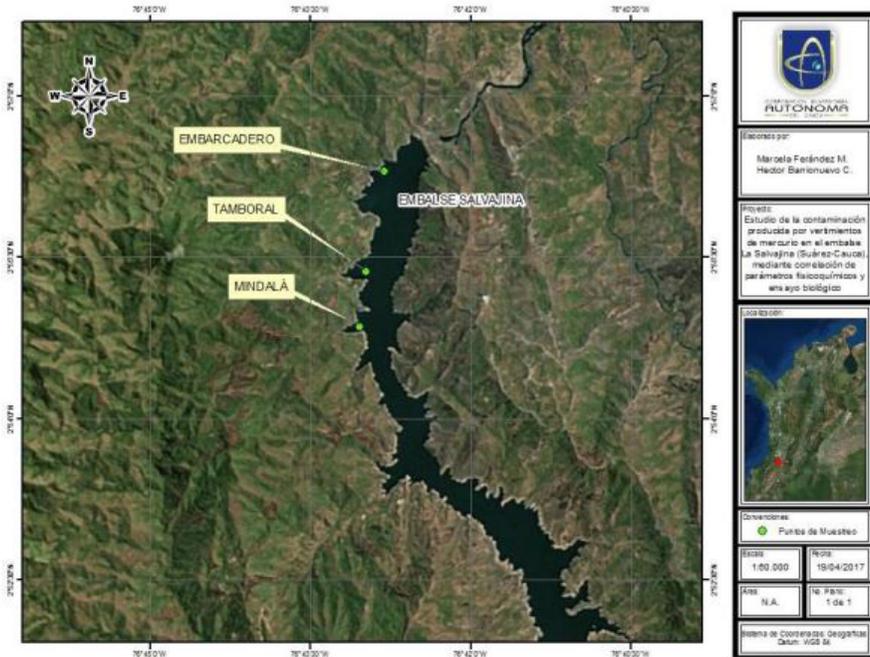
El departamento del Cauca, particularmente el municipio de Suárez, se encuentra entre las áreas de mayor uso de mercurio en Colombia, especialmente en ubicaciones cercanas al embalse de La Salvajina (Pinzón & Gomez, 2018). Las especies de peces

dentro de estos sistemas acuáticos actúan como indicadores de contaminación por mercurio debido a los procesos de bioacumulación y biomagnificación, planteando riesgos a través del consumo humano (Isung et al., 2021). Investigaciones en regiones como Antioquia, Ayapel, Orinoquía, Catatumbo y la Amazonía han encontrado niveles de mercurio en peces por encima de los límites legales, generando preocupaciones para la salud pública (Gibb & O'Leary, 2014) (Sharma et al., 2024). El objetivo del presente estudio fue evaluar la genotoxicidad en eritrocitos de branquias utilizando la Prueba de Micronúcleos en peces (cordados) influenciados por la actividad minera artesanal en el suroccidente de Colombia.

4.2. Materiales y Métodos.

El área de estudio se encuentra en el embalse de La Salvajina, en el departamento del Cauca, al suroccidente de Colombia. Abarca 26 km con un volumen de 906 millones de m³, una superficie de 2,031 ha y una profundidad máxima de 125 m (Sandoval et al., 2010). La economía local depende en gran medida de los sectores primarios, especialmente la minería de oro, que se desarrolla en el lado occidental del embalse. La minería artesanal y a pequeña escala, que implica un uso significativo de mercurio, se concentra en áreas como Turbina y Tamboral, identificadas como puntos críticos de contaminación por mercurio en el Cauca (Gutiérrez et al., 2020a). Adicionalmente, un punto de muestreo en la vereda Mindala refleja la actividad piscícola activa de la Asociación de Piscicultores de Mindala, uno de los grupos más destacados de acuicultura a pequeña escala en el Cauca (Figura 7).

Figura 7. Puntos de muestreo en el embalse Salvajina: Embarcadero (P1), Tamboral (P2) y Mindala (P3)



Fuente: (Fernandez et al., 2017)

4.2.1. Muestreo de peces.

Las especies fueron seleccionadas con base a las entrevistas previas realizadas a los habitantes locales de Suárez, pescadores y comerciantes de pescado, con el objetivo de identificar las especies de mayor interés comercial y consumo. Las especies seleccionadas para el estudio fueron *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus* debido a su frecuente consumo y alta demanda. Se recolectaron un total de 20 muestras de tilapia durante tres días diferentes en noviembre de 2017, diciembre de 2017 y enero de 2018. Tras la captura, se realizaron la identificación taxonómica y mediciones morfométricas (talla y peso). La extracción de órganos se realizó con equipo de disección de acero inoxidable y se tomaron únicamente muestras de músculo y piel, partes que normalmente se consumen. Las muestras se almacenaron en bolsas plásticas selladas y etiquetadas, y se congelaron inmediatamente para su conservación,

transporte y posterior análisis en el laboratorio de la Universidad Tecnológica de Pereira (Colombia) (Fernandez et al., 2017).

El análisis de mercurio total (THg) para las muestras de peces y agua, la concentración de THg se determinó mediante espectrometría de absorción atómica con vapor frío, siguiendo el método estándar 3112 B. El límite de detección del equipo para mercurio en peces y agua fue de 0.2 µg/g y 0.8 µg/L, respectivamente. La concentración de THg en peces se reportó en base a peso húmedo (w.w.).

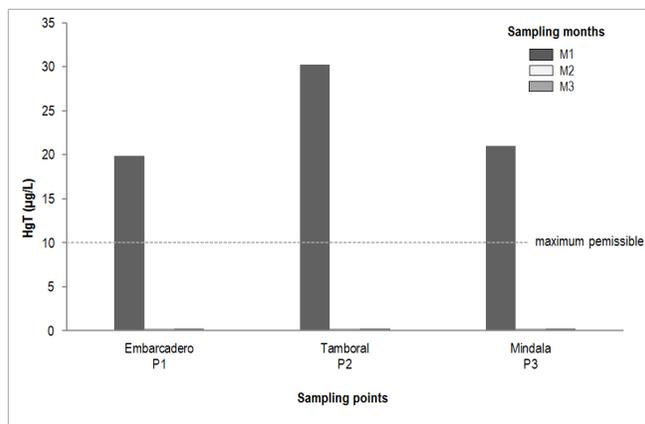
4.2.2. Prueba de micronúcleos.

La prueba de frecuencia de micronúcleos (FMN) se realizó siguiendo el método descrito por Koppe-Grisolia y Torres-Cordeiro (2000) (Grisolia & Cordeiro, 2000), con cada muestra preparada por duplicado. Los extendidos fijados se tiñeron con una solución de Giemsa 1:10 durante 10 minutos. La solución se centrifugó y filtró previamente para reducir la formación de agregados que pudieran interferir con la identificación precisa de micronúcleos (MN). Para cada espécimen, se analizaron 1,000 células (500 por preparación) bajo un microscopio de luz con un aumento de 100x, y la FMN se registró como el número de células con micronúcleos por cada 1,000 células contadas. Los criterios para identificar MN se adaptaron de (Heddle, 1973) (Grisolia & Cordeiro, 2000) (Muñoz Solarte & Guerreiro Pepinosa, 2003): el tamaño del MN debe ser menor a un tercio del núcleo principal, el MN no debe superponerse al núcleo principal; si están en contacto, los bordes de cada uno deben ser claramente distinguibles, y el MN debe tener el mismo color e intensidad de tinción que el núcleo principal. Los estudios confirman la confiabilidad y estandarización de la prueba de FMN en la evaluación de genotoxicidad, particularmente en organismos acuáticos expuestos a contaminantes ambientales (Cháves-Campos et al., 2022).

4.3. Resultados y Discusión.

Se observaron variaciones en los niveles de mercurio total (THg) en diferentes meses y puntos de muestreo. La Figura 8 ilustra las concentraciones de THg medidas durante el período de estudio, que abarcó noviembre de 2017, diciembre de 2017 y enero de 2018.

Figura 8. Concentraciones de mercurio total en el agua



Fuente: (Fernandez et al., 2017)

En noviembre de 2017, los niveles de THg detectados superaron el límite máximo permitido establecido por la normativa colombiana (ANLA, 2015). Según la legislación de Colombia, la concentración de mercurio total en aguas superficiales no debe exceder los 10 µg/L para preservar la flora y fauna. Aunque no se establece un límite específico para el uso del agua, se estipula que debe estar libre de sustancias tóxicas. En noviembre de 2017, los niveles de THg registrados en la estación M1 oscilaron entre 21 y 30.2 µg/L en los puntos de muestreo (Turbina, Tamboral y Mindala), indicando un riesgo químico para la vida acuática en el embalse de La Salvajina y en las corrientes de agua aguas abajo afectadas por actividades mineras. La presencia de mercurio se confirmó en los tres puntos de muestreo en noviembre de 2017 (M1), pero no se detectó en diciembre de 2017 (M2) ni en enero de 2018 (M3). Esta variación sugiere que las concentraciones de mercurio en el agua están distribuidas temporalmente, probablemente influenciadas por los niveles de agua del embalse. La concentración más alta de mercurio (30.2 µg/L) se registró en la estación Tamboral en noviembre, coincidiendo con el nivel más bajo del embalse (1,118.50 m). En los meses siguientes, con el aumento de las precipitaciones, los niveles del embalse se incrementaron a 1,131.70 m en diciembre y 1,145.45 m en enero. Esta fluctuación en el volumen de almacenamiento probablemente explica las variaciones en las concentraciones de mercurio.

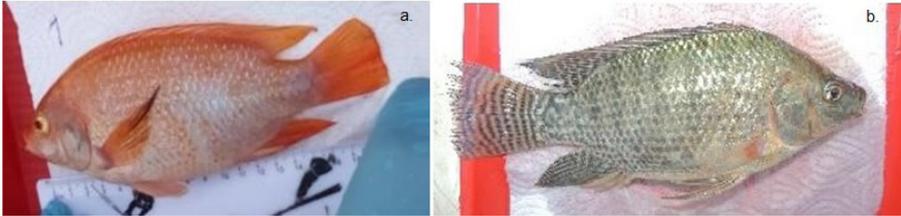
Entre los puntos de muestreo, P2 (Tamboral) presentó los niveles más altos de mercurio en comparación con P1 (Embarcadero) y P3 (Mindala). Esta disparidad se debe probablemente a las intensificadas actividades de minería de oro en el área de P2, donde un mayor número de mineros descargan efluentes cargados de mercurio directamente en los cuerpos de agua que alimentan el embalse. La zona de P2 ha sido identificada como un importante “punto crítico” de mercurio en Colombia. Un estudio del Ministerio de Minas y Energía sobre la cadena de suministro de mercurio en 2014 destacó a P2 como un área de preocupación debido al elevado uso de mercurio en los procesos de minería artesanal (Gutiérrez et al., 2020) (UNEP The Minamata Convention on Mercury and its implementation in the Latin America and Caribbean region 2014., 2017). Informes recientes enfatizan aún más los riesgos ambientales y de salud que representan dichos puntos críticos, subrayando la necesidad de prácticas mineras sostenibles (Isung et al., 2021) (Sharma et al., 2024).

4.3.1. Concentración de Mercurio total (THg) en *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus*.

El contenido total de mercurio (THg) se calculó en 20 muestras de peces, 10 de cada especie de interés comercial (*Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus*). De las 20 muestras, solo una de *Oreochromis niloticus* recolectada en Tamboral (P2) en enero de 2017 (M3) presentó un contenido de THg de 0.41 $\mu\text{g/g}$, con 26.0 cm de longitud y 345 g de peso. En las 19 muestras restantes de especies de *Oreochromis*, los niveles de THg fueron menores a 0.4 $\mu\text{g/g}$. En Colombia, el Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos (INVIMA) establece que el límite máximo de mercurio en peces es de 0.5 $\mu\text{g/g}$, por lo que la concentración encontrada en la muestra de *Oreochromis niloticus* no excede este valor y no representa un riesgo para la comunidad consumidora de estas especies.

En cuanto a las variables como tamaño (cm), peso (kg) y concentración de mercurio ($\mu\text{g/kg}$) entre las dos especies de interés comercial en los tres puntos de muestreo, no hay diferencia significativa con un $p = 0.95$, es decir, $p > 0.05$, lo que indica que estas variables no son comparativamente relevantes para los indicadores biológicos seleccionados en este estudio (Figura 9 y Tabla 1).

Figura 9. a. *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae), b. *Oreochromis niloticus* (Cichlidae)



Fuente: Fotografías propias

Tabla 1. Comparación de variables (concentración de mercurio, tamaño, peso) en dos especies de *Oreochromis*

Fishes	Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Weight (Kg)	Size (cm)
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.41	0.345	24.4
<i>Oreochromis mossambicus</i>	0,32	0.260	22.1

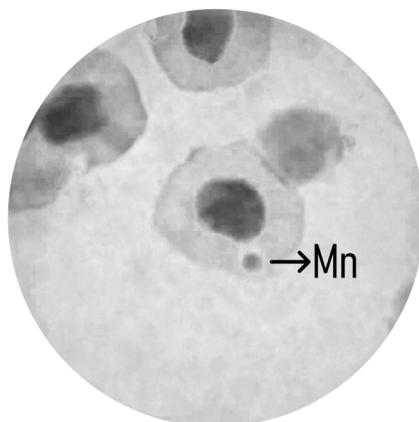
4.3.2. Genotoxicidad del agua residual minera en peces de importancia comercial (cordados) mediante la prueba de micronúcleos.

La Tabla 2 presenta el número promedio de micronúcleos identificados en el análisis de 2,000 eritrocitos branquiales por tratamiento. Los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza; por lo tanto, se aplicó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Se observó una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre los tres puntos de muestreo en el embalse, con un promedio de micronúcleos de 5.32, 8.95 y 2.71 por cada 2,000 eritrocitos para *Oreochromis niloticus* versus un promedio de 2.38, 3.57, 3.14 por cada 2,000 eritrocitos en *Oreochromis mossambicus* para los puntos P1, P2 y P3, respectivamente, el efecto genotóxico (Figura 10) fue evidente en el punto P2 (Tamboral), con un aumento significativo $p=0.024$ en el número promedio de micronúcleos en comparación con el punto P1 (Embarcadero) y P3 (Mindalá).

Tabla 2. Resultados de Micronúcleos promedio en 2000 eritrocitos de branquias de *O. niloticus* y *O. mossambicus*.

Especies		Mn Promedio/2000 cell	P
<i>Oreochromis niloticus</i>	P1	5.32	
	P2	8.95	p= 0.024
	P3	2.71	
<i>Oreochromis mossambicus</i>	P1	2.38	
	P2	3.57	p= 0.048
	P3	3.14	

Figura 10. Micronúcleo (Mn) en eritrocitos branquiales de *Oreochromis niloticus* en P2 (Tamboral), Objetivo 100X.



Fuente: Fotografía propia

Los hallazgos de este estudio indican que los peces del embalse la Salvajina están expuestos a concentraciones elevadas de mercurio total debido a la minería de oro artesanal en la zona en época de bajas precipitaciones, sin embargo, los niveles de mercurio total detectados en las especies *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus*, de interés comercial, no superan el límite máximo establecido en Colombia (0.5 $\mu\text{g/g}$). No se observó acumulación de este metal en el músculo de los peces, no existe relación significativa con su tamaño

o peso. Sin embargo a nivel de genotoxicidad mediante la prueba de micronúcleos en eritocitos de branquias se encontró un número promedio significativo con $Mn= 8.95/2000$ células en *O. niloticus* en el punto P2 (Tamboral). Esto sugiere la exposición crónica y la posibilidad de procesos de biomagnificación en *Oreochromis niloticus* en puntos de descarga de aguas residuales de actividad minera artesanal, mientras que *Oreochromis mossambicus* no existe impacto evidente por contaminación con mercurio en esta área.

Estudios previos han demostrado que las especies *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus* son altamente sensibles a compuestos químicos (Obiakor et al., 2014), lo que las posiciona como excelentes bioindicadores de contaminación acuática. Investigaciones realizadas en la cuenca del río Magdalena y sus afluentes han mostrado una relación directa entre la proximidad a zonas mineras y concentraciones de mercurio en peces que superan los límites permitidos. Factores como el ambiente, la capacidad de absorción y los hábitos alimenticios de los peces influyen en las concentraciones de mercurio. En especies detritívoras y carnívoras, que están en la cúspide de la cadena trófica, se reportan mayores niveles de acumulación debido a su dieta basada en sedimentos o en presas con altos niveles de metilmercurio.

En el caso del embalse La Salvajina, sus características mesotróficas ofrecen una diversidad de fuentes de alimento. Esto, sumado a la alimentación omnívora y al hecho de que los organismos *Oreochromis* estudiados no están en contacto directo con los sedimentos del fondo del embalse, contribuye a que no se detecten niveles preocupantes de mercurio en la masa muscular de los peces (Meza & Rincón, 2016). Además, los peces analizados en el punto de muestreo P3, cultivados en jaulas flotantes con fines comerciales, tienen menos exposición a fuentes de contaminación por mercurio asociadas con los sedimentos, lo que explica los bajos niveles detectados.

Este estudio aporta información valiosa al conocimiento científico sobre la contaminación por mercurio y su impacto en peces de interés comercial. Los resultados son de interés para instituciones que trabajan

en el control ambiental y la salud pública, y refuerzan la importancia de diseñar estrategias y políticas que regulen el uso de sustancias químicas en actividades mineras. Esto es clave para proteger los ecosistemas acuáticos y la calidad de vida de las comunidades que dependen de ellos.

4.4. Conclusión.

En el embalse La Salvajina, los niveles de mercurio detectados en las especies *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis mossambicus* fueron muy bajos en comparación con sistemas acuáticos similares. A pesar de las altas concentraciones de mercurio total encontradas en el agua, los peces no reflejan niveles significativos de acumulación, excepto en *O. niloticus* encontrado en el Tamboral en época de bajas precipitaciones, lo que sugiere que los procesos de metilación del mercurio pueden estar favorecidos en este ecosistema y podrían generar procesos de exposición crónica en especies acuáticas y biomagnificación por medio de la cadena trófica en temporadas de sequía.

Referencias Bibliográficas.

- acuaristica. (2022, abril 17). Danio rerio (Pez cebrá o danio cebrá): Cuidados y cría en el Mercado Acuático. <https://mercadoacuatico.com/tipos-de-peces/pez-cebra-cuidados-y-cria/>
- admin. (2021, marzo 8). Gran utilidad del pez cebrá por su semejanza con el humano. Gaceta UNAM. <https://www.gaceta.unam.mx/el-pez-cebra-de-gran-utilidad-en-biomedicina-y-neurociencias/>
- al-Sabti, K., & Metcalfe, C. D. (1995). Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Research*, 343(2-3), 121-135. [https://doi.org/10.1016/0165-1218\(95\)90078-0](https://doi.org/10.1016/0165-1218(95)90078-0)
- Alan Pounds, J., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., La Marca, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sánchez-Azofeifa, G. A., Still, C. J., & Young, B. E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439(7073), 161-167. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Ankley, G. T., Bennett, R. S., Erickson, R. J., Hoff, D. J., Hornung, M. W., Johnson, R. D., Mount, D. R., Nichols, J. W., Russom, C. L., Schmieder, P. K., Serrano, J. A., Tietge, J. E., & Villeneuve, D. L. (2010). Adverse outcome pathways: A

- conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(3), 730-741. <https://doi.org/10.1002/etc.34>
- ANLA. (2015). Marco Normativo—ANC. <https://www.anla.gov.co/tramites-y-servicios/permisos-tramites-ambientales/autorizaciones-no-cites/marco-normativo-anc>
- Arias, A., Recabarren Villalón, T., & Ronda, A. (2020). Uso de biomarcadores en la evaluación ambiental de ecosistemas marinos en América. *JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático*, 1, 1-18. <https://doi.org/10.26359/52462.0719>
- Ashkoo, A., Amininasab, S. M., & Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R. (2020). Bioacumulación de metales pesados en la cáscara y el contenido de los huevos de aves marinas: Charrán chico (*Thalasseus bengalensis*) y charrán crestado (*Thalasseus bergii*). *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111126>
- Ayllón, F., & Garcia-Vazquez, E. (2001). Micronúcleos y otras lesiones nucleares como indicadores de genotoxicidad en la trucha arcoíris *Oncorhynchus mykiss*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49(3), 221-225. <https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2065>
- Azaretzky, M., Ponzo, O. J., Viale, M. L., Fernandez, G. I., Sedlinsky, C. E., Lasaga, M., Scaglia, H. E., Lewitan, G. E., Pozniak, S., Leiderman, S., Azaretzky, M., Ponzo, O. J., Viale, M. L., Fernandez, G. I., Sedlinsky, C. E., Lasaga, M., Scaglia, H. E., Lewitan, G. E., Pozniak, S., & Leiderman, S. (2018a). Disruptores endocrinos: Guía de reconocimiento, acciones y recomendaciones para el manejo médico. *Revista argentina de endocrinología y metabolismo*, 55(2), 21-30. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1851-30342018000200021&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Azaretzky, M., Ponzo, O. J., Viale, M. L., Fernandez, G. I., Sedlinsky, C. E., Lasaga, M., Scaglia, H. E., Lewitan, G. E., Pozniak, S., Leiderman, S., Azaretzky, M., Ponzo, O. J., Viale, M. L., Fernandez, G. I., Sedlinsky, C. E., Lasaga, M., Scaglia, H. E., Lewitan, G. E., Pozniak, S., & Leiderman, S. (2018b). Disruptores endocrinos: Guía de reconocimiento, acciones y recomendaciones para el manejo médico. *Revista argentina de endocrinología y metabolismo*, 55(2), 21-30. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1851-30342018000200021&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Bach, N. C. (2018). Efectos de herbicidas sobre la diferenciación sexual de *Leptodactylus latrans*. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/94114>
- Bartrons, M., Grimalt, J. O., & Catalan, J. (2011). Altitudinal distributions of BDE-209

- and other polybromodiphenyl ethers in high mountain lakes. *Environmental Pollution*, 159(7), 1816-1822. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.027>
- Basto. (2018, abril 18). La importancia de los experimentos ecológicos a largo plazo para Colombia | Revista Pesquisa Javeriana. <https://www.javeriana.edu.co/pesquisa/la-importancia-de-los-experimentos-ecologicos-a-largo-plazo-para-colombia/>
- Bergeron, C. M., Bodinof, C. M., Unrine, J. M., & Hopkins, W. A. (2010). Mercury accumulation along a contamination gradient and nondestructive indices of bioaccumulation in amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(4), 980-988. <https://doi.org/10.1002/etc.121>
- Berto Osorio, M. R. (2017). “Evaluación de la contaminación del suelo producida por la acción de los insecticidas empleados en el cultivo de granadilla en la microcuenca San Alberto—Oxapampa“. Repositorio institucional – UNAC. <https://repositorio.unac.edu.pe/handle/20.500.12952/3249>
- Blaustein. (2010). Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. <https://www.mdpi.com/1424-2818/2/2/281>
- Bocanegra, D., Cespedes Caceres, C., Sánchez, K., Lavado, R., Ticuña Blas, W., & Iannacone, J. (2024). Efectos ecotoxicológicos del plomo (Pb) sobre la familia Anátidae: Una revisión sistemática. *Campus*, 29, 129-166. <https://doi.org/10.24265/campus.2024.v29n37.07>
- Bolognesi, C., & Hayashi, M. (2011). Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis*, 26, 205-213. <https://doi.org/10.1093/mutage/geq073>
- Britta, G., & Schiesari, L. (2010). The Ecotoxicology of Metals in Reptiles. En *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles* (pp. 337-448). <https://doi.org/10.1201/EBK1420064162-c12>
- Brown, L., Gregory, M., & May, J. (2009). Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States. *Urban Ecosystems*, 12, 391-416. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0082-2>
- Buehler, D. A. (2022). Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus*), version 2.0. https://doi.org/10.2173/bow.baleag.02species_shared.bow.project_name
- Burger, J., & Gochfeld, M. (2004). Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *EcoHealth*, 1, 263-274. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0096-4>
- Burggren, W. W. (2020). Phenotypic Switching Resulting From Developmental Plasticity: Fixed or Reversible? *Frontiers in Physiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fphys.2019.01634>
- Cabido Quintas, C., Gonzalo Martínez, A., López Martínez, P., & Martín Rueda, J.

- (2008). Poblaciones urbanas de la lagartija Ibérica: Uso como bioindicador de los efectos del ambiente urbano. <https://digital.csic.es/handle/10261/89572>
- Carey C & Alexander. (2003). El cambio climático y la disminución de los anfibios: ¿existe una relación? - Carey—2003—Diversidad y distribución—Biblioteca en línea de Wiley. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x>
- Carvajal Carvajal, C. (2019). Especies reactivas del oxígeno: Formación, función y estrés oxidativo. *Medicina Legal de Costa Rica*, 36(1), 91-100. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1409-00152019000100091&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Castro López, C. R., Castillo Rodríguez, L. M., Castro López, C. R., & Castillo Rodríguez, L. M. (2024). Contaminantes orgánicos persistentes: Impactos y medidas de control. *Manglar*, 21(1), 135-148. <https://doi.org/10.57188/manglar.2024.014>
- Cháves-Campos, A., Valle Bourrouet, L., Malespín-Bendaña, W., Ramírez-Mayorga, V., Cháves-Campos, A., Valle Bourrouet, L., Malespín-Bendaña, W., & Ramírez-Mayorga, V. (2022). Ensayo de micronúcleos con bloqueo de la citocinesis como biomarcador de daño genético en poblaciones sobreexpuestas a radiaciones ionizantes. *Población y Salud en Mesoamérica*, 19(2), 553-572. <https://doi.org/10.15517/psm.v0i19.48078>
- Circulo ADN. (2023). Circulo ADN | Equipo de uso veterinario para Bioterio | Animales de Laboratorio | Insumos, bebederos y accesorios. Circulo ADN. <https://www.circuloadn.com.mx/>
- Cronin, M. T. D., Enoch, S. J., Madden, J. C., Rathman, J. F., Richarz, A.-N., & Yang, C. (2022). Una revisión de los enfoques de toxicología in silico para respaldar la evaluación de seguridad de los materiales relacionados con los cosméticos. *Computational Toxicology*, 21, 100213. <https://doi.org/10.1016/j.comtox.2022.100213>
- Egaña-Callejo, A., & Franch, M. (2007). La comunidad de galápagos en la muralla de Hondarribia (País Vasco). *MunibeSuplemento*, 25, 282-290.
- Encarnação, T., Pais, A. A., Campos, M. G., & Burrows, H. D. (2019). Endocrine disrupting chemicals: Impact on human health, wildlife and the environment. *Science Progress*, 102(1), 3-42. <https://doi.org/10.1177/0036850419826802>
- Escribano. (2017). El genoma de ratón y su importante papel en el estudio de las enfermedades humanas. *Genotipia*. https://genotipia.com/genetica_medica_news/genoma-de-raton/
- Estrada-Guerrero, D. M., & Soler-Tovar, D. (2014). Birds as bioindicators of heavy metal contamination in wetlands.
- Executive Board, 89. (1992). International Programme on Chemical Safety (IPCS)

- (EB89.R9). Article EB89.R9. <https://iris.who.int/handle/10665/170790>
- Fenech, M., Kirsch-Volders, M., Natarajan, A. T., Surrallés, J., Crott, J. W., Parry, J., Norppa, H., Eastmond, D. A., Tucker, J. D., & Thomas, P. (2011). Molecular mechanisms of micronucleus, nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells. *Mutagenesis*, 26(1), 125-132. <https://doi.org/10.1093/mutage/geq052>
- Fernandez, M. Y., Barrionuevo, H. F., & Muñoz Solarte, D. M. (2017). Estudio de la contaminación producida por vertimientos de mercurio en el embalse la salvajina (Suarez Cauca), mediante parámetros fisicoquímicos y ensayo biológico. *Uniautónoma*.
- Fischer-Rousseau, L., Chu, K. P., & Cloutier, R. (2010). Developmental plasticity in fish exposed to a water velocity gradient: A complex response. *Journal of Experimental Zoology. Part B, Molecular and Developmental Evolution*, 314(1), 67-85. <https://doi.org/10.1002/jez.b.21311>
- Flores, B., González, N., Bravo, A., Mora-Sánchez, B., Torres, D., Jirón, W., Sheleby-Eliás, J., Balcázar, J. L., Flores, B., González, N., Bravo, A., Mora-Sánchez, B., Torres, D., Jirón, W., Sheleby-Eliás, J., & Balcázar, J. L. (2021). Identificación de bacterias patógenas en peces capturados en el Pacífico frente a Nicaragua. *Ciencias marinas*, 47(3), 175-184. <https://doi.org/10.7773/cm.v47i3.3212>
- Fonseca Peña, S. V. D. (2024). Efecto de los insecticidas neonicotinoides y diamidas antranílicas sobre la metamorfosis de anfibios anuros [Tesis, Universidad Nacional de La Plata]. <https://doi.org/10.35537/10915/166329>
- Furness, R. W., & Camphuysen, K. (C. J.). (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54(4), 726-737. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0243>
- Gallego, E., Grimalt, J., Bartrons, M., Lopez, J., Camarero, L., Catalan, J., Stuchlik, E., & Battarbee, R. (2007). Altitudinal gradients of PBDEs and PCBs in fish from European High Mountain Lakes. *Environmental science & technology*, 41, 2196-2202. <https://doi.org/10.1021/es062197m>
- Gervais, J. (2011). *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, Second edition by Donald W. Sparling; Greg Linder; Christine A. Bishop; Sherry K. Krest. *The Journal of Wildlife Management*, 75, 749-750. <https://doi.org/10.2307/41418099>
- Gibb, H., & O'Leary, K. G. (2014). Mercury Exposure and Health Impacts among Individuals in the Artisanal and Small-Scale Gold Mining Community: A Comprehensive Review. *Environmental Health Perspectives*, 122(7), 667-672. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307864>

- Gibbons J. et al. (2000). Declive global de reptiles, anfibios en estado de abandono | *Biociencia* | Oxford Academic. <https://academic.oup.com/bioscience/article/50/8/653/243214>
- González, E. M. L. (2015). UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA.
- Grisolia, C. K., & Cordeiro, C. M. T. (2000). Variability in micronucleus induction with different mutagens applied to several species of fish. *Genetics and Molecular Biology*, 23, 235-239. <https://doi.org/10.1590/S1415-4757200000100041>
- Gurdon, J. B., & Melton, D. A. (2008). Nuclear reprogramming in cells. *Science (New York, N.Y.)*, 322(5909), 1811-1815. <https://doi.org/10.1126/science.1160810>
- Gutiérrez, A. P., Cortés, C. M., García, C. R. M., García, C. L. E., Abaunza, D. A., Rasmussen, D. M. M., Ávila, E. C., Marotta, F. N., Sastoque, F. Z., Lozano, H. S., Castiella, Í. del G., Salamanca, J. A. S., Neira, J. F., Barboza, J. C. M., Bustos, L., Albornoz, M. A. G., Moscote, M. A. A., Marmolejo-Cervantes, M. Á., Hernández, P. A. C., ... Ordóñez, S. R. (2020). Temas de derecho minero-energético. Universidad Externado.
- Harland, R., & Gerhart, J. (1997). Formation and function of Spemann's organizer. *Annual Review of Cell and Developmental Biology*, 13, 611-667. <https://doi.org/10.1146/annurev.cellbio.13.1.611>
- Hayes, T. B., Khoury, V., Narayan, A., Nazir, M., Park, A., Brown, T., Adame, L., Chan, E., Buchholz, D., Stueve, T., & Gallipeau, S. (2010). Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(10), 4612-4617. <https://doi.org/10.1073/pnas.0909519107>
- Heddle, J. A. (1973). A rapid in vivo test for chromosomal damage. *Mutation Research*, 18(2), 187-190. [https://doi.org/10.1016/0027-5107\(73\)90035-3](https://doi.org/10.1016/0027-5107(73)90035-3)
- Helman, R. J. M. (2013). Efectos del glifosato en peces dulceacuícolas. Biomarcadores de estrés ambiental.
- Huerta Hernández, V. (2022). COMPARACIÓN DEL NICHOS TRÓFICO Y BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN DOS COLONIAS DE CRÍA DE SULA NEBOUXII Y SULA LEUCOGASTER EN EL GOLFO DE CALIFORNIA [masterThesis, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.]. <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/3124>
- Isung, C. B., Salifu, Y., & Agana, T. A. (2021). The Socio-Economic Implications

- of Artisanal and Small-Scale Mining on Mining Communities in Northern Ghana. *Open Access Library Journal*, 8(3), Article 3. <https://doi.org/10.4236/oalib.1107010>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- James, S. M., & Little, E. E. (2003). The effects of chronic cadmium exposure on American toad (*Bufo americanus*) tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(2), 377-380.
- Jones. (2018). *Microplastics in Terrestrial Environments: Emerging Contaminants and Major Challenges*. <https://www.nhbs.com/microplastics-in-terrestrial-environments-book>
- Kehrig, H. A., Baptista, G., Di Benedetto, A. P. M., Almeida, M. G., Rezende, C. E., Siciliano, S., de Moura, J. F., & Moreira, I. (2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Revista de biología marina y oceanografía*, 52(2), 233-244. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572017000200004>
- Kelly, B. C., & Gobas, F. A. (2001). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's Central and Western Arctic. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 325-334. <https://doi.org/10.1021/es0011966>
- Kim, K.-H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *The Science of the Total Environment*, 575, 525-535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>
- Klaassen, C. D. (2007). *Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons*, Seventh Edition. McGraw Hill Professional.
- Kontostathi, G., Makridakis, M., Zoidakis, J., & Vlahou, A. (2019). Applications of multiple reaction monitoring targeted proteomics assays in human plasma. *Expert Review of Molecular Diagnostics*, 19(6), 499-515. <https://doi.org/10.1080/14737159.2019.1615448>
- La Merrill, M. A., Vandenberg, L. N., Smith, M. T., Goodson, W., Browne, P., Patisaul, H. B., Guyton, K. Z., Kortenkamp, A., Cogliano, V. J., Woodruff, T. J., Rieswijk, L., Sone, H., Korach, K. S., Gore, A. C., Zeise, L., & Zoeller, R. T. (2020). Consensus on the key characteristics of endocrine-disrupting chemicals as a basis for hazard identification. *Nature Reviews Endocrinology*, 16(1), 45-57.

- <https://doi.org/10.1038/s41574-019-0273-8>
- Lambeck, R. J. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11(4), 849-856. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>
- Lehutso, R. F., Wesley-Smith, J., & Thwala, M. (2021a). Aquatic Toxicity Effects and Risk Assessment of 'Form Specific' Product-Released Engineered Nanomaterials. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(22), 12468. <https://doi.org/10.3390/ijms222212468>
- Lehutso, R. F., Wesley-Smith, J., & Thwala, M. (2021b). Aquatic Toxicity Effects and Risk Assessment of 'Form Specific' Product-Released Engineered Nanomaterials. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(22), 12468. <https://doi.org/10.3390/ijms222212468>
- Linder, G., & Britta, G. (2000). Ecotoxicology of amphibians and reptiles. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Ecotoxicology of metals*, 325-459.
- Liu, B., Chen, B., Ling, J., Ye, X., Dong, G., Matchinski, E. J., & Zhang, B. (2022). Ecotoxicity Studies for On-Site Disposal of Decant Water During Oil Spills: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.944010>
- lobo, gabriel, Vidal, M., Correa, C., Labra, A., Diaz, H., Charrier, A., Rabanal, F., Díaz, S., & Tala, C. (2013). Anfibios de Chile, un desafío para la conservación.
- Machado, L. G., Ospina, J. H., Henao, N. A., & Marín, F. D. (2010). Problemática ambiental ocasionada por el mercurio proveniente de la minería aurífera tradicional, en el corregimiento de Providencia, Antioquia. <https://bibliotecadigital.udea.edu.co/handle/10495/1301>
- Maritima, U. V. (2022, diciembre 7). Qué es la bioacumulación. *Visión Marítima*. <https://www.visionmaritima.com.uy/que-es-la-bioacumulacion/>
- Marrugo-Negrete, J., Navarro-Frómeta, A., & Ruiz-Guzmán, J. (2015). Total mercury concentrations in fish from Urrá reservoir (Sinú river, Colombia). Six years of monitoring. *Revista MVZ Córdoba*, 20(3), Article 3. <https://doi.org/10.21897/rmvz.45>
- Martínez-Garza, C., Heredia, V. C., González-Leiva, L., & Osorio-Beristain, M. (2024). Impacto de las actividades humanas en las interacciones entre plantas y animales: Efectos en cascada. *Inventio*, 20(50), Article 50. <https://doi.org/10.30973/inventio/2024.20.50/3>
- Meza, D. M. P., & Rincón, P. A. S. (2016). EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES

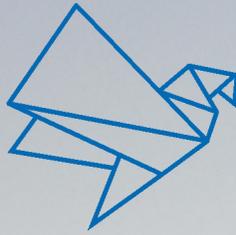
- DE METALES PESADOS (Cd y Pb) EN ESPECIES ÍCTICAS COMERCIALIZADAS EN LA PLAZA DEL PESCADO DE LA CIUDAD DE BARRANQUILLA Y RIESGO POTENCIAL PARA LA SALUD HUMANA.
- Milquez Sanabria, H. A., Montagut, J. C., Milquez Sanabria, H. A., & Montagut, J. C. (2023). Impacto de los contaminantes emergentes en el entorno acuático y los tratamientos para el control y remoción en los cuerpos hídricos. *Revisión literaria. Ingeniería y competitividad*, 25(3). <https://doi.org/10.25100/iyv.v25i3.12551>
- Morales Jasso, G. (2017). Las ciencias ambientales. Una caracterización desde la epistemología sistémica. *Nova scientia*, 9(18), 646-697. <https://doi.org/10.21640/ns.v9i18.869>
- Muñoz Solarte, D. M. M., & Guerreo Pepinosa, N. Y. G. (2003). INDUCCION DE MICRONÚCLEOS in vivo EN ERITROCITOS DE BRANQUIAS DE *Oreochromis niloticus* POR EFECTO DE ROUNDUP.
- Newman, M. C. (2015). *Fundamentos de ecotoxicología: La ciencia de la contaminación*, cuarta edición. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/b17658/fundamentals-ecotoxicology-michael-newman-michael-newman>
- Nieuwkoop, P. D., & Faber, J. (1994). *Normal Table of Xenopus Laevis (Daudin): A Systematical and Chronological Survey of the Development from the Fertilized Egg Till the End of Metamorphosis*. Garland Pub.
- Obiakor, M. O., Okonkwo, J. C., & Ezeonyejiaku, C. D. (2014). La genotoxicidad del ecosistema de agua dulce muestra daño al ADN en los peces predominantes, como lo valida la inducción de micronúcleos in vivo en eritrocitos de branquias y riñones. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 775-776, 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2014.09.010>
- OECD. (2019). *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems* [Text]. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-guidelines-for-the-testing-of-chemicals-section-2-effects-on-biotic-systems_20745761
- Ohwofasa, I. T. (2022). Impact Surfactants on Aquatic Resources with References to Neurological Inhibition, Antioxidant Defenses, and Endocrine Disruption in *Oreochromis niloticus* induced with Alpha-Olefin Sulfonate. *Journal of Toxicology and Risk Assessment*, 8(2), 050. <https://doi.org/10.23937/2572-4061.1510050>
- Olivero-Verbel, J., Johnson-Restrepo, B., Mendoza-Marín, C., Paz-Martínez, R., & Olivero-Verbel, R. (2004). Mercury in the Aquatic Environment of the Village of Caimito at the Mojana Region, North of Colombia. *Water, Air, and Soil Pollution*,

- 159(1), 409-420. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000049162.54404.76>
- ONU. (2023). Mercury. UNIDO. <https://www.unido.org/mercury>
- Ortiz-Santaliestra, M. E., & Egea-Serrano, A. (2013). Análisis del impacto de la contaminación química sobre la herpetofauna: Nuevos desafíos y aplicaciones prácticas.
- Ortiz-Santaliestra, M., & Egea-Serrano, A. (2013). Análisis del impacto de la contaminación química sobre la herpetofauna: Nuevos desafíos y aplicaciones prácticas. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 24, 4-34.
- Pacheco-Gómez, V., Caballero-Zamora, A., Martínez-González, S., Prado-Rebolledo, O., García-Casillas, A., Pacheco-Gómez, V., Caballero-Zamora, A., Martínez-González, S., Prado-Rebolledo, O., & García-Casillas, A. (2021). Bioquímica y vías metabólicas de polisacáridos, lípidos y proteínas. *Abanico veterinario*, 11. <https://doi.org/10.21929/abavet2021.47>
- Peluso, M. L., & Carriquiriborde, P. (2021). Bioensayos de toxicidad. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP). <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/131173>
- Pinzón, C. P., & Gomez, C. A. F. (2018). Impacto del mercurio en los ecosistemas colombianos y las técnicas aplicables para su biorremediación. *Documentos de Trabajo ECAPMA*, 2(1), Article 1. <https://doi.org/10.22490/ECAPMA.2774>
- Pombo. (2020). Una revisión sobre los disruptores endocrinos y su posible impacto sobre la salud de los humanos. *Revista Española Endocrinología Pediátrica*, 11. <https://doi.org/10.3266/RevEspEndocrinolPediatr.pre2020.Nov.619>
- Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. (2014). El Convenio de Minamata sobre el Mercurio y su implementación en la región de América Latina y el Caribe | SINIA. <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/convenio-minamata-mercurio-implementacion-region-america-latina>
- Rivas-Jordán, J., & Ayala-Mosquera, H. J. (2021). La minería asociada con la contaminación de mercurio en el Chocó, Colombia, y posible estrategia de fitorremediación con macrófitas. *Revista Bioetnia*, 18(1), Article 1. <https://doi.org/10.51641/bioetnia.v18i1.253>
- Rodríguez González, J. C., & Rodeiro Guerra, I. (2014). El sistema citocromo P450 y el metabolismo de xenobióticos. *Revista Cubana de Farmacia*, 48(3), 495-507. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-75152014000300015&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Rodríguez, J. C. H., Acevedo, C. S., & Cataño, A. (2018). Los peces y sus servicios ecosistémicos en la cuenca del río Porce. *Actualidades Biológicas*, 40(108), Article 108. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a07>

- Rodríguez, J. H. U. (2024). GUILLERMO ALFONSO JARAMILLO MARTÍNEZ.
- Rodríguez-Rey, A., Noris-García, E., & Fundora Torres, M. T. (2016). Principios y relevancia del ensayo cometa. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 35(2), 184-194. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0864-03002016000200007&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Rosenthal & Brown. (2007). El ascenso del ratón: Perspectivas para los modelos de enfermedades humanas | *Nature Cell Biology*. <https://www.nature.com/articles/ncb437>
- Ruppert, E. E., Fox, R. S., & Barnes, R. D. (2004). *Invertebrate Zoology: A Functional Evolutionary Approach*. Thomson-Brooks/Cole.
- Sandoval, M., Bocanegra Vinasco, R. A., Santacruz, S., & Ramírez Callejas, C. (2010). INCIDENCIA DEL EMBALSE DE SALVAJINA SOBRE EL RÉGIMEN DE CAUDALES DEL RÍO CAUCA EN SU VALLE ALTO. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 89-99.
- Seabra Pereira, C. D., Abessa, D. M. S., Choueri, R. B., Almagro-Pastor, V., Cesar, A., Maranhão, L. A., Martín-Díaz, M. L., Torres, R. J., Gusso-Choueri, P. K., Almeida, J. E., Cortez, F. S., Mozeto, A. A., Silbiger, H. L. N., Sousa, E. C. P. M., Del Valls, T. A., & Bainy, A. C. D. (2014). Ecological relevance of Sentinels' biomarker responses: A multi-level approach. *Marine Environmental Research*, 96, 118-126. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.11.002>
- Senasa. (2022). Síndromes que afectan a los animales acuáticos. Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/senasa/sindromes-que-afectan-los-animales-acuaticos>
- Sergio, F., Newton, I., & Marchesi, L. (2005). Conservation: Top predators and biodiversity. *Nature*, 436, 192. <https://doi.org/10.1038/436192a>
- Session, A. M., Uno, Y., Kwon, T., Chapman, J. A., Toyoda, A., Takahashi, S., Fukui, A., Hikosaka, A., Suzuki, A., Kondo, M., van Heeringen, S. J., Quigley, I., Heinz, S., Ogino, H., Ochi, H., Hellsten, U., Lyons, J. B., Simakov, O., Putnam, N., ... Rokhsar, D. S. (2016). Genome evolution in the allotetraploid frog *Xenopus laevis*. *Nature*, 538(7625), 336-343. <https://doi.org/10.1038/nature19840>
- Sharma, A. K., Sharma, M., Sharma, S., Malik, D. S., Sharma, M., Sharma, M., & Sharma, A. K. (2024). A systematic review on assessment of heavy metals toxicity in freshwater fish species: Current scenario and remedial approaches. *Journal of Geochemical Exploration*, 262, 107472. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107472>
- Sive, H., Grainger, R., & Harland, R. (2000). Early development of *Xenopus laevis*:

- A laboratory manual.
- Sparling, D. W., Linder, G., Bishop, C. A., & Krest, S. (2010). *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. CRC Press.
- Sparling Donald, Gerg Linder, Bishop Cristine, & Krest Sherry. (2010). *Ecotoxicología de anfibios y reptiles*.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004a). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* (New York, N.Y.), 306(5702), 1783-1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004b). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* (New York, N.Y.), 306(5702), 1783-1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Timme-Laragy, A. R. (2024). *Especies reactivas de oxígeno y estrés redox*. En *Toxicología de los peces*. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9781003160694-4/reactive-oxygen-species-redox-stress-alicia-timme-laragy-richard-di-giulio-joel-meyer>
- Tomaille, J., & Iannacone, J. (2018). Toxicidad letal y subletal del arsénico, cadmio, mercurio y plomo sobre el pez *Parachaeirodon innesi* neon tetra (Characidae). *Revista de Toxicología*, 35(2), 95-105. <https://www.redalyc.org/journal/919/91960137004/html/>
- UNEP The Minamata Convention on Mercury and its implementation in the Latin America and Caribbean region 2014. (2017, abril 10). El Convenio de Minamata sobre el Mercurio: Hacia su pronta entrada en vigor y su aplicación efectiva. <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/minamata-convention-mercury-towards-its-early-entry-force-and>
- US EPA, O. (2016, septiembre 22). EPA's Collaboration with the World Health Organization (WHO) [Overviews and Factsheets]. <https://www.epa.gov/international-cooperation/epas-collaboration-world-health-organization-who>
- Valbuena-Rodríguez, S., & Navarro-Ramírez, M. Á. (2021). Mercurio total en bagre rayado y bocachico del río Meta, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 24(2), Article 2. <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n2.2021.1880>
- Valko, M., et al. (2007). Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 39(1), 44-84. <https://doi.org/10.1016/j.biocel.2006.07.001>
- van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003a). Fish bioaccumulation

- and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57-149. [https://doi.org/10.1016/s1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/s1382-6689(02)00126-6)
- van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003b). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57-149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6)
- Van Meter, R. J., Glinski, D. A., Purucker, S. T., & Henderson, W. M. (2018). Influencia de la exposición a mezclas de pesticidas sobre el perfil metabolómico de ranas verdes post-metamórficas (*Lithobates clamitans*). *Science of The Total Environment*, 624, 1348-1359. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.175>
- Viana, D., & SILVA, S. (2023). Ensayos Ecotoxicológicos Empleados en el Análisis de Muestras Acuáticas Contaminadas con Hidrocarburos.
- Wade, M. J., Bucci, K., Rochman, C. M., & Meek, M. H. (2024). Microplastic exposure is associated with epigenomic effects in the model organism *Pimephales promelas* (fathead minnow). *Journal of Heredity*, esae027. <https://doi.org/10.1093/jhered/esae027>
- Walker, C. H. (2005). Principios de ecotoxicología. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781439894224/principles-ecotoxicology-walker-peakall-sibly-sibly>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (2016). *Principles of Ecotoxicology*. CRC Press.
- Weir, S. M., Dobrovolny, M., Torres, C., Torres, C., Goode, M., Rainwater, T. R., Salice, C. J., & Anderson, T. A. (2013). Organochlorine pesticides in squamate reptiles from southern Arizona, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(6), 654-659. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-0990-y>
- Zaragoza-Bastida, A., Valladares-Carranza, B., Ortega-Santana, C., Zamora-Espinosa, J., Velázquez-Ordoñez, V., Aparicio-Burgos, J., Zaragoza-Bastida, A., Valladares-Carranza, B., Ortega-Santana, C., Zamora-Espinosa, J., Velázquez-Ordoñez, V., & Aparicio-Burgos, J. (2016). Repercusiones del uso de los organoclorados sobre el ambiente y salud pública. *Abanico veterinario*, 6(1), 43-55. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Zhou, S., Zhu, H., Huang, S., Zhou, J., Zhang, S., & Wang, C. (2019). Biomagnification and risk assessment of polychlorinated biphenyls in food web components from Zhoushan fishing ground, China. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 613-619. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.024>



EDITORIAL
UNIAUTÓNOMA



LA AUTORA

Diana Milena Muñoz Solarte Ph.D.

Profesora investigadora de la Corporación Universitaria Autónoma del Cauca. Bióloga, Magister en Biología en la línea genética, regeneración y cáncer de la Universidad de Antioquia y PhD. En Ciencias Ambientales de la Universidad del Cauca. Coordinadora de la línea y semillero de investigación Gestión ambiental e integrante del grupo de Investigación tecnología y ambiente GITA. Investigadora principal de diferentes proyectos en las líneas, gestión ambiental, salud ambiental, ecología, epidemiología ambiental, toxicología genética y citogenética, biología celular y molecular. Conferencista y par revisor de revistas indexadas.
e-mail: diana.munoz.s@uniautonomia.edu.co

