

Universidad de El Salvador
Facultad de Ciencias Agronómicas
Escuela de Posgrado y Educación Continua



Evaluación de metales pesados en músculo de tilapia (*Oreochromis spp*)
cultivada en jaulas en el lago de Güija y su correlación con niveles en
agua y sedimento

Por:

Guillermo Jacob Pineda Magaña

Requisito para optar al título académico:
Maestro en Ciencias en Gestión Integral del Agua

San Salvador, Ciudad Universitaria mayo 2025

Universidad de El Salvador
Facultad de Ciencias Agronómicas
Escuela de Posgrado y Educación Continua



Evaluación de metales pesados en músculo de tilapia (*Oreochromis spp*)
cultivada en jaulas en el lago de Güija y su correlación con niveles en
agua y sedimento

Por:

Guillermo Jacob Pineda Magaña

Requisito para optar al título académico:
Maestro en Ciencias en Gestión Integral del Agua

San Salvador, Ciudad Universitaria mayo 2025

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

Rector de la Universidad:

Ing. M. Sc. Juan Rosa Quintanilla

Secretario General de la Universidad:

Lic. Pedro Rosalío Escobar Castaneda

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS

Decano de la Facultad:

Ing. MAECE Nelson Bernabé Granados Alvarado

Secretario de la Facultad:

Ing. M. Sc. Edgar Geovany Reyes Melara

Director de la Escuela de Posgrado y Educación Continua
PhD. Abel Alexei Argueta Platero
F.

Asesora
Dra. Marcia Lizeth Barrera de Calderón
F.

Resumen

El lago de Güija, situado entre El Salvador y Guatemala, con un espejo de agua 42 km², es un lago exorreico transfronterizo de importancia ecosistémica, además es embalse para generación de energía eléctrica y distintos medios de vida, entre ellos la producción piscícola. Distintos estudios indican la presencia de metales pesados y otros contaminantes de origen antrópico, en concentraciones importantes en el lago, sin embargo, aún no se incluyen estudios sobre la relación entre esta contaminación y las tilapias cultivadas en jaulas, ni de la interacción entre agua, sedimento y pez.

Este estudio se realizó con el objetivo de evaluar la presencia y concentración de los metales pesados arsénico, cadmio, cromo y plomo (As, Cd, Cr, Pb, respectivamente) en tres matrices: agua (superficial y profunda), sedimento y músculo de tilapia, y determinar su relación y la aptitud de consumo del pescado que se produce en el lago de Güija. Para ello, se tomaron muestras de todas las matrices en cinco puntos de producción, las cuales fueron cuantificadas por triplicado utilizando espectrofotometría de absorción atómica (Cd, Cr y Pb) y generación de hidruros (As). Asimismo, se midieron parámetros físico-químicos in situ (temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y potencial redox) en agua superficial y profunda.

Los resultados indican que, en las muestras analizadas, el músculo de tilapia únicamente presentó concentraciones en niveles detectables para As y Pb, sin embargo, los valores se encuentran dentro de los límites seguros de ingesta reglamentados nacional e internacionalmente, mientras que el Cr y Cd no fue detectado. Además, a partir del análisis de los datos en los diagramas Eh-pH, fue posible identificar que, bajo las condiciones oxidantes del agua en el día de toma de muestras, las especies presentes favorecen la acumulación de especies sólidas acumulables en el sedimento. Así, posiblemente las especies presentes en los sedimentos correspondan a arseniato (As^{5+}), carbonatos ($CdCO_3$) y sulfuros (CdS) de cadmio, hidróxidos de cromo $Cr(OH)_3$ e hidróxidos de plomo $Pb(OH)_2$. En el agua, únicamente se detectó cromo y plomo. No obstante, su concentración es mínima, a niveles de cumplimiento normativo para agua potable. Este trabajo puede ser utilizado como guía para evaluar la presencia de metales pesados en peces producidos en medios contaminados.

Palabras clave: tilapia, metales pesados, redox, lago de Güija, piscicultura.

Abstract

Lake Güija, located between El Salvador and Guatemala, with a water surface of 42 km², is a transboundary exorheic lake of ecological importance. It also serves as a reservoir for hydroelectric power generation and various livelihoods, including fish farming. Several studies indicate the presence of heavy metals and other anthropogenic contaminants in significant concentrations in the lake; however, no studies have yet addressed the relationship between this contamination and caged tilapia farming or the interaction between water, sediment, and fish.

This study was conducted with the objective of evaluating the presence and concentration of the heavy metals arsenic, cadmium, chromium, and lead (As, Cd, Cr, Pb, respectively) in three matrices: water (surface and deep), sediment, and tilapia muscle. It also aimed to determine their relationship and the suitability of the fish produced in Lake Güija for consumption. To this end, samples were taken from all matrices at five production points, and were analyzed in triplicate using atomic absorption spectrophotometry (Cd, Cr, and Pb) and hydride generation (As). Additionally, in situ physicochemical parameters (temperature, pH, electrical conductivity, total dissolved solids, and redox potential) were measured in surface and deep water.

The results indicate that, among the analyzed samples, tilapia muscle only showed detectable concentrations of As and Pb. However, the values are within the safe intake limits regulated nationally and internationally, while Cr and Cd were not detected. Furthermore, based on data analysis using Eh-pH diagrams, it was possible to identify that, under the oxidizing conditions of the water on the sampling day, the present species favored the accumulation of solid species in the sediment. Thus, the species present in the sediments are likely to correspond to arsenate (As⁵⁺), cadmium carbonates (CdCO₃) and sulfides (CdS), chromium hydroxides (Cr(OH)₃), and lead hydroxides (Pb(OH)₂). In the water, only chromium and lead were detected. However, their concentration was minimal and compliant with drinking water regulations. This work can serve as a guideline for evaluating the presence of heavy metals in fish produced in contaminated environments.

Keywords: tilapia, heavy metals, redox, Lake Güija, aquaculture.

Agradecimientos

A Dios por darme sabiduría durante mis estudios en la maestría.

A mi madre Marta Luz Magaña de Pineda y a mi padre Jacobo Pineda Menjivar, por brindarme todo el apoyo y las herramientas para que me siguiera superando profesionalmente, LOS AMO.

A mi esposa Jennifer Denisse Salinas de Pineda, por la paciencia y el apoyo durante mis estudios en la maestría y realización del trabajo de grado, LA AMO.

A la Dra. Marcia Barrera, por su tiempo, dedicación y guía durante mis estudios y elaboración de este trabajo. Su apoyo y compromiso fueron fundamentales en mi formación académica. ¡GRACIAS!

A los Licenciados Freddy Carranza y Lorena de Torres, por su constante apoyo, amistad y compromiso, por su acompañamiento en los muestreos y análisis de las muestras. ¡GRACIAS!

A la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de El Salvador por permitirme realizar los estudios de mi maestría.

Al Departamento de Química Agrícola por permitirme realizar los análisis de mis muestras de esta investigación.

Dedicatoria

*A mi angelito Guillermo Pineda Salinas,
A mi amada hija, Mia Gisselle Pineda Salinas,
A mi amada esposa, Jennifer Denisse Salinas de Pineda,
A mis padres Marta Luz de Pineda y Jacobo Pineda Menjívar,
A mi familia,
¡LOS AMO!*

Tabla de contenidos

1.	Introducción.....	1
2.	Hipótesis de investigación.....	2
3.	Objetivos.....	3
3.1	Objetivo general.....	3
3.2	Objetivos específicos.....	3
4.	Revisión bibliográfica.....	4
4.1	Acuicultura y piscicultura.....	4
4.2	Cultivo en jaulas.....	4
4.3	Tilapia.....	5
4.3.1	Clasificación taxonómica de la tilapia.....	5
4.3.2	Anatomía y fisiología de la tilapia.....	6
4.3.3	Ciclo de producción de la tilapia.....	8
4.4	Generalidades de los metales pesados.....	9
4.4.1	Arsénico (As).....	10
4.4.2	Cadmio (Cd).....	13
4.4.3	Cromo (Cr).....	15
4.4.4	Plomo (Pb).....	17
4.5	Contaminación por metales pesados.....	19
4.6	Valores de referencia de metales pesados en agua, sedimento y tilapia.....	23
4.6.1	Valores de referencia para sedimentos.....	23
4.6.2	Valores de referencia para agua.....	24
4.6.3	Valores de referencia para pescados, productos de la pesca.....	29
5.	Metodología.....	31
5.1	Sitio de estudio.....	32
5.2	Muestreo.....	34
5.2.1	Muestreo de agua.....	36
5.2.2	Muestreo de sedimento.....	38
5.2.3	Muestreo de tilapias.....	39
5.3	Procesamiento de muestras.....	40
5.3.1	Procesamiento de muestras de sedimentos.....	40
5.3.2	Procesamiento de muestras de tilapias.....	42

5.4	Digestión de muestras.....	44
5.4.1	Digestión de muestras de agua - Digestión húmeda.....	44
5.4.2	Digestión de muestras de sedimento – Digestión asistida por microondas	45
5.4.3	Digestión de muestras de tilapia – Digestión asistida por microondas	46
5.5	Cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica	48
5.5.1	Horno de grafito	48
5.5.2	Preparación de las curvas de calibración.....	48
5.6	Generador de hidruros	50
6.	Resultados.....	54
6.1	Parámetros físico-químicos de campo tomados en agua superficial y profundidad en el entorno de jaulas de producción de tilapia del lago de Güija.....	54
6.2	Concentraciones de metales pesados en músculo de tilapia, sedimento, agua superficial y a profundidad en el lago de Güija.....	58
6.2.1	Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en músculo de tilapia	58
6.2.2	Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en sedimento	59
6.2.3	Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en muestras de agua superficial y a profundidad	60
7.	Discusión	63
7.1	Análisis de los parámetros físico-químicos en agua superficial y profundidad	63
7.2	Relación de concentración de metales pesados en músculo-sedimento; músculo-agua; sedimento-agua.....	65
7.2.1	Evaluación de las concentraciones de arsénico	65
7.2.2	Evaluación de las concentraciones de cadmio.....	68
7.2.3	Evaluación de las concentraciones de cromo	70
7.2.4	Evaluación de las concentraciones de plomo	73
7.3	Correlación entre parámetros fisicoquímicos y metales pesados en agua superficial y agua profundidad.....	77
7.4	Evaluación de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en sedimento, con valores de referencia	82
7.5	Evaluación normativa de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en músculo de tilapia.	85
7.6	Evaluación normativa de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en agua (superficial y profundidad)	86
8.	Conclusiones.....	90
	Referencias	93
	Anexos.....	102

Índice de Figuras

Figura 1. Morfología externa de la tilapia	6
Figura 2. Ciclo de reproducción de la Tilapia.	8
Figura 3. Cadena de contaminación por metales pesados	21
Figura 4. Procesos internos que afectan el estado de los metales en el sedimento.	22
Figura 5. Ubicación del lago de Gūija y sus ríos afluentes y efluentes.....	32
Figura 6. Mapa de sitios de muestro de jaulas de cultivo de tilapias en el lago de Gūija sobre imágenes de satélite (Google Earth).....	35
Figura 7. Colecta de muestra de agua superficial y a profundidad.....	36
Figura 8. Toma y registro de parámetros fisicoquímicos en muestras de agua superficial y a profundidad.....	37
Figura 9. Sonda multiparámetros Hach HQ 40d.	38
Figura 10. Sonda Hanna HI 991002.	38
Figura 11. Colecta de muestras de sedimento utilizando draga Fieldmaster Mighty Grab marca Wildco.	38
Figura 12. Retiro de residuos en muestra de sedimento.	39
Figura 13. Almacenamiento de muestra de sedimento recolectada en bolsa de cierre hermético.	39
Figura 14. Recolecta de muestras de Tilapia.....	40
Figura 15. Almacenamiento de muestras de Tilapias en bolsas de cierre hermético.	40
Figura 16. Incorporación de muestras a bandejas plásticas.....	41
Figura 17. Proceso de secado de muestras de sedimento en estufa de aire circulante.	41
Figura 18. Proceso de trituración y tamizado de muestras de sedimento.....	41
Figura 19. Muestras de sedimento tamizadas.....	41
Figura 20. Descongelamiento de muestras de tilapia.	42
Figura 21. Pesaje individual de las muestras de tilapia.	42
Figura 22. Retiro de escamas en las muestras de tilapias.....	43

Figura 23. Filete de músculo de tilapia.....	43
Figura 24. Proceso de secado de músculo de tilapia en estufa de aire circulante.	43
Figura 25. Molino Ika TUBE-MILL 100, utilizado para triturar las muestras de tilapia.	43
Figura 26. Proceso de secado de músculo de tilapia en estufa de vacío.....	44
Figura 27. Muestras de músculo de tilapia secadas.....	44
Figura 28. Toma de muestra de agua para digestión.	44
Figura 29. Adición de HNO ₃ concentrado a las muestras de agua.....	44
Figura 30. Filtrado de muestras de agua digeridas.	45
Figura 31. Muestras de agua digeridas y almacenadas.....	45
Figura 32. Sistema de Digestión Microondas Multiwave GO Plus marca Anton Paar utilizado para las digestiones de las muestras	45
Figura 33. Incorporación de muestras al microondas para proceso de digestión.....	46
Figura 34. Incorporación de muestra de sedimento digerida en balón volumétrico de 50.0mL. ..	46
Figura 35. Pesaje de muestras de tilapia para digestión en tubos de teflón.....	47
Figura 36. Adición de peróxido de hidrógeno.....	47
Figura 37. Establecimiento de las condiciones EPA 3052 en microondas.....	47
Figura 38. Equipo Espectrofotómetro de absorción atómica, Módulo Horno de Grafito marca Shimadzu AA-700 para determinación de Cd, Cr, y Pb.....	48
Figura 39. Módulo Generador de Hidruros HVG-1 marca Shimadzu utilizado para el análisis de Arsénico.....	50
Figura 40. Digestión de muestras a 85°C para determinar As.	52
Figura 41. Estándar madre de Cd de 1000 ppm.	52
Figura 42. Estándar madre de Cr de 1000 ppm.	52
Figura 43. Estándar madre de Pb de 1000 ppm.....	52
Figura 44. Estándar madre de As de 1000 ppm.....	52
Figura 45. Valores de temperatura (°C) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güijja.	54

Figura 46. Valores de pH en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.....	55
Figura 47. Valores de OD (mg/L) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.	55
Figura 48. Valores de STD (mg/L) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.	56
Figura 49. Valores de Salinidad (%) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.	56
Figura 50. Valores de CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.	57
Figura 51. Valores de ORP (mV) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Gūija.	57
Figura 52. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para arsénico.....	66
Figura 53. Diagramas de distribución de especiación química para 1 mg/L de Cd en agua dulce.	69
Figura 54. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para cadmio.	70
Figura 55. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para cromo.....	72
Figura 56. Diagrama de Pourbaix EH-pH para plomo.....	73
Figura 57. Diagrama de predominancia de especies Pb^{2+} en medio acuoso.....	74
Figura 58. Dinámica ambiental del plomo en las matrices aire, suelo y agua.....	76
Figura 59. Análisis de componentes principales metales pesados y físico-químicos de agua superficial y a profundidad.....	80
Figura 60. Variación de As (a), Cd (b), Cr (c) y Pb (d) (mg/kg) evaluados en el sedimento del lago de Gūija comparados con valores de CCME y USEPA.	84
Figura 61. Variación de As (a) y Pb (b) (mg/kg) evaluados en el músculo de la tilapia del lago de Gūija comparados con valores de referencia.....	86
Figura 62. Variación de As (a), Cd (b), Cr (c) y Pb (d) (mg/L) evaluados en agua (superficial y a profundidad) del lago de Gūija comparados con valores de referencia.	87

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Información taxonómica de la tilapia.	6
Cuadro 2. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por el CCME	23
Cuadro 3. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA	24
Cuadro 4. Valores para sustancias químicas de tipo inorgánico de alto riesgo para la salud.....	25
Cuadro 5. Valores de agua potable y agua recreacional.....	25
Cuadro 6. Límites para metales en el agua de cultivo de peces de agua dulce	25
Cuadro 7. Variables componentes del IPMCA en lo relativo a metales pesados utilizados en este estudio.....	27
Cuadro 8. Valores máximos aceptables de parámetros químicos presentes en cuerpos hídricos superficiales	28
Cuadro 9. Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios	29
Cuadro 10. Contenido máximo permitido de metales en carne de pescado.	30
Cuadro 11. Productos frescos, refrigerados y congelados (parte comestible) – Metales pesados	30
Cuadro 12. Límites permisibles de metales pesados en pescado según varias normas.....	31
Cuadro 13. Localización geográfica de los sitios de muestreo y denominación de la zona de producción de tilapia.	35
Cuadro 14 Parámetros físico-químicos tomados en muestras de agua superficial y profundidad.	37
Cuadro 15. Concentraciones de metales pesados en músculo de tilapia.....	58
Cuadro 16. Concentraciones de metales pesados en sedimentos	60
Cuadro 17. Concentraciones de metales pesados en agua superficial.....	61
Cuadro 188. Concentraciones de metales pesados en agua a profundidad	62
Cuadro 19. Efecto del sedimento, agua superficial y agua profundidad sobre la tilapia para arsénico.....	67
Cuadro 20. Efecto del agua superficial y agua profundidad sobre el Sedimento, para cromo.....	72

Cuadro 21. Efecto del sedimento y agua profundidad sobre el agua superficial, para cromo	72
Cuadro 22. Efecto del sedimento y agua superficial, sobre el agua profunda, para cromo.....	73
Cuadro 23. Efecto del sedimento, agua superficial y agua profundidad, sobre la tilapia, para plomo	76
Cuadro 24. Efecto del agua superficial y agua profundidad, sobre el sedimento, para plomo	76
Cuadro 25. Efecto del sedimento y agua profundidad, sobre el agua superficial, para plomo	76
Cuadro 26. Efecto del sedimento y agua superficial, sobre el agua profunda, para plomo.....	77
Cuadro 27. Matriz de correlación de Pearson para metales pesados y físico-químico en agua superficial y profundidad.....	78
Cuadro 28. Autovalores para cada componente principal.....	79
Cuadro 29. Autovectores para cada componente principal	79

Lista de anexos

Anexo 1. Formato de hoja de recolección de datos de campo para muestreos.	102
Anexo 2. Matriz de datos de concentraciones de metales pesados en sedimento, tilapia (músculo) y agua (superficial y profundidad), del lago de Güija.	103
Anexo 3. Datos de humedad parcial, humedad total y materia seca de muestras de tilapia (músculo), tomadas del lago de Güija.	104
Anexo 4. Concentraciones de metales pesados de tilapia (músculo) del lago de Güija.....	106
Anexo 5. Parámetros físico-químicos en agua superficial y profunda del lago de Güija.....	108

Lista de abreviaturas

AMSS	Área Metropolitana de San Salvador
As	Arsénico
AsB	Arsenobetaína
AsC	Arsenocolina
ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, por sus siglas en inglés)
AVS	sulfuro ácido volátil
AZ	Azacualpa
CCME	Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (Canadian Council of Ministers of the Environment, por sus siglas en inglés)
Cd	Cadmio
CE	Conductividad Eléctrica
CENDEPESCA	Centro de Desarrollo de la Pesca y la Acuicultura
CEPA	Ley Canadiense de Protección Ambiental (Canadian Environmental Protection Act, por sus siglas en inglés)
CETESB	Compañía Ambiental del Estado de São Paulo (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo)
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Cr	Cromo
DGOA	Dirección General de Observación Ambiental
DMA	Ácido dimetilarsínico (Dimethylarsinic Acid)
Eh	Potencial de Reducción
EPA	Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency)
ERA	El Rincón del Amate
ET01	El Tipa 01
ET02	El Tipa 02
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Food and Agriculture Organization)
FI	Ficarito

GPS	Global Positioning System
HCl	Ácido Clorhídrico
IARC	Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (International Agency for Research on Cancer)
IET	Índice del Estado Trófico
IPMCA	Índice de Variables Mínimas para la Preservación de la Vida Acuática
ISQG	Guía de Calidad de los Sedimentos de la Iniciativa de Calidad del Agua (Interim Sediment Quality Guidelines)
IVA	Índices de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática y de las Comunidades Acuáticas
KI	Yoduro de Potasio
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador
MARN	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
MIMARENA	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana
mL	mililitro
MMA	Ácido metilarsónico (Monomethylarsonic Acid)
NOM	Norma Obligatoria Mexicana
NSO	Norma Salvadoreña Obligatoria
OD	Oxígeno Disuelto
ORP	Potencial Óxido-Reducción
OSPESCA	Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency)
Pb	Plomo
PEL	Límite de Efectos Probables (Probable Effect Level)
pH	Potencial de Hidrógeno
ppb	Partes por billón
ppm	Partes por millón
RTS	Reglamento Técnico Salvadoreño
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
STD	Sólidos Totales Disueltos

TCAS	Consultores y Especialistas en Toxicología y Evaluación (Toxicology Consultants and Assessment Specialists)
TEL	Límite de Efectos para el Umbral (Threshold Effect Level)
TMAO	óxido de trimetilarsina
uma	Unidad de masa atómica
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency)
w.w	Wet Weigth
WHO	Organización Mundial de la Salud (World Health Organization)

1. Introducción

La acuicultura en El Salvador inició en 1962 con la implementación de estaciones de cultivo de peces de agua dulce, como parte de un esfuerzo gubernamental de diversificación agrícola, respaldado por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). A lo largo de las décadas, diversas especies de tilapia, incluyendo *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus*, *O. melanopleura* y *O. hornorum*, han sido introducidas en el país, consolidándose como una fuente clave de proteína animal (FAO, 2021).

Gracias a su adaptabilidad, bajo costo de producción y resistencia a condiciones ambientales adversas, la tilapia ha fomentado el crecimiento de la acuicultura en naciones en desarrollo como El Salvador (CENDEPESCA, 2008). Sin embargo, a medida que la producción de tilapia ha aumentado, también han surgido preocupaciones sobre la contaminación por metales pesados en los sistemas acuáticos donde se cultiva, especialmente en cuerpos de agua como el lago de Güija. Este ecosistema ha sido impactado por descargas domésticas, agrícolas e industriales, que han incrementado la presencia de elementos tóxicos como arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y plomo (Pb) en agua y sedimentos. La posible explotación minera en la cuenca del lago representa una amenaza adicional, ya que podría elevar aún más las concentraciones de estos contaminantes, afectando la biodiversidad acuática y la seguridad alimentaria de las poblaciones que dependen del pescado como fuente de alimentación (MARN et al., 2008).

Una de las principales preocupaciones es la bioacumulación de estos metales pesados en tilapia, lo que podría representar un riesgo para la salud humana y para el equilibrio ecológico del sistema. La transferencia de estos contaminantes a lo largo de la cadena trófica puede provocar impactos significativos en organismos superiores y afectar la calidad del recurso pesquero (Espinoza y Falero, 2015). A pesar de su relevancia, en el lago de Güija existe una brecha de conocimiento sobre las concentraciones de estos metales en agua, sedimentos y en los tejidos de tilapia, y como estos están relacionados entre sí, lo que dificulta la evaluación del riesgo ambiental y sanitario.

Para abordar esta problemática, la presente investigación se centró en la evaluación de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en muestras de agua, sedimento y tejido de tilapia cultivada en

jaulas dentro del lago de Güija. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Investigación del Departamento de Química Agrícola de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de El Salvador mediante espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito para Cd, Cr y Pb, y el módulo generador de hidruros para As. Los resultados obtenidos fueron comparados con estándares nacionales e internacionales, incluyendo la Norma Salvadoreña Obligatoria (NSO 67.32.01:10), la Norma Oficial Mexicana (NOM-242-SSA1-2009), los criterios de calidad de agua de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) y la Guía Canadiense de calidad de agua y sedimentos para la protección de la vida acuática.

2. Hipótesis de investigación

Con base en la problemática planteada para esta investigación se plantearon las siguientes hipótesis:

1. Existe una relación entre la concentración de metales pesados en el músculo de la tilapia y la concentración de estos metales en el agua y el sedimento del lago de Güija.
2. Se espera que la relación entre la concentración en el agua y en el músculo de la tilapia sea mayor que la relación entre la concentración en el músculo y en el sedimento, dado que el agua es el medio de contacto directo y los sedimentos pueden estar en suspensión, afectando más directamente a los organismos acuáticos.

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

Evaluar la presencia y concentración de metales pesados (As, Cd, Cr, Pb) en el agua, sedimento y músculo de tilapia en el lago de Gūija, para determinar su relación y la aptitud de consumo del pescado producido en este ecosistema acuático.

3.2 Objetivos específicos

- Cuantificar la concentración de arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), y plomo (Pb) en el agua, sedimentos y músculo de las tilapias en las zonas de producción pesquera del lago de Gūija.

- Evaluar la relación entre la concentración de metales pesados en sedimento y en agua del lago de Gūija y la presencia de metales en el músculo de la tilapia.

- Comparar los resultados obtenidos en agua y sedimento con límites establecidos por normativas tanto nacionales e internacionales.

- Evaluar la aptitud de consumo del músculo de tilapia producida en el lago de Gūija, con base al cumplimiento de límites máximos permitidos de concentraciones de metales pesados en el músculo de tilapia y su entorno acuático de producción.

4. Revisión bibliográfica

4.1 Acuicultura y piscicultura

La acuicultura se define como el conjunto de prácticas, técnicas y conocimientos destinados al cultivo de organismos acuáticos, tanto vegetales como animales. A nivel global, esta actividad económica es fundamental para la producción de alimentos, materias primas para usos industriales y farmacéuticos, así como para la cría de organismos vivos con fines de repoblación u ornamentación. Dentro de la acuicultura, los sistemas de cultivo son diversos y pueden emplear agua dulce, marina o salobre. El agua puede utilizarse directamente para el cultivo o en instalaciones donde se mantienen condiciones completamente controladas.(Blanco Reyes et al., 2018).

En la piscicultura, el crecimiento de los peces está estrechamente ligado a la calidad del agua, para lograr altos rendimientos de producción, en la cual son cruciales las condiciones fisicoquímicas del agua, estas deben mantenerse dentro de los límites de tolerancia de las especies cultivadas.

Bautista y Ruiz (2011) indican que la concentración de minerales tiene un impacto directo en la calidad del agua. En el caso de la piscicultura, esto afecta a peces como las tilapias, ya que los minerales pueden dañar sus branquias, disminuyendo su capacidad respiratoria y, por ende, su metabolismo. Esto provoca un crecimiento lento de las tilapias, lo que se traduce en bajos rendimientos productivos

4.2 Cultivo en jaulas

El cultivo de peces en jaulas se lleva a cabo en cuerpos de agua continentales o marítimos que normalmente no pueden ser utilizados por la dificultad que presentan para ser drenados o cosechados con redes de arrastre por su profundidad. Esto incluye lagos, reservorios, grandes estanques, ríos, canales de descarga, estuarios y bahías. Generalmente, se emplean cuerpos de agua con pocos nutrientes para el cultivo en jaulas flotantes. Estas jaulas tienen un marco rígido, un soporte flotante y una bolsa de red que se suspende bajo la superficie del agua, donde se crían los organismos (Blanco Reyes et al., 2018).

El mismo autor menciona que las jaulas de cultivo de peces pueden ser flotantes o sumergibles, y debido a su constante inmersión en el agua, es necesario limpiarlas periódicamente para eliminar los organismos incrustantes. Este sistema requiere la provisión de alimentos concentrados debido a la limitada disponibilidad de alimentos naturales, lo que lo clasifica como un sistema semi-intensivo o intensivo. Sus ventajas incluyen una gran flexibilidad en la gestión, y bajo costo de cosecha, y facilidad para observar la respuesta de los peces a la alimentación y su estado de salud. Además, requiere menos inversión inicial en comparación con tanques y canales. Sin embargo, presenta desventajas como el riesgo de daños por vandalismo, depredadores naturales o tormentas, dificultades para mover la estructura debido a cambios en la calidad del agua, dependencia de alimentación externa y alto riesgo de enfermedades.

4.3 Tilapia

4.3.1 Clasificación taxonómica de la tilapia

Las tilapias pertenecen a la familia Cichlidae y son el grupo de peces más diverso de los ecosistemas de agua dulce en el mundo con una biodiversidad de 1,300 a 1,900 especies. Para su manejo científico y técnico más de 70 especies y 100 subespecies fueron agrupadas en seis géneros de la tribu Tilapini, esto de acuerdo con sus hábitos reproductivos y dentición (FAO, 2009) siendo estas: *Oreochromis* (Gunther), *Tilapia* (Smith), *Sarotherodon* (Rupell), *Danakilia* (Thys), *Tristamella* y *Pelmatochromis*. Los géneros *Oreochromis* y *Tilapia* son introducidos en los países de la región con fines de cultivo. El género *Oreochromis* tiene las especies: *O. niloticus*, *O. aureus*, *O. mossambicus*, *O. urolepis hornorum*, e híbridos de éstas de coloración roja y blanca; y del género *Tilapia*, las especies *T. melanopleura* y *T. rendalli*, siendo *O. niloticus* y *O. aureus* las especies de mayor cultivo en Centroamérica (Central Acuícola del Sureste, 2017).

En el Cuadro 1 se presenta la clasificación taxonómica de las tilapias, específicamente de *Oreochromis spp.* Sin embargo, según información proporcionada por el CENDEPESCA (2024), la especie más cultivada en el lago de Guija es *Oreochromis niloticus*, aunque no se tiene un registro detallado de las especies que se cultivan.

Cuadro 1. Información taxonómica de la tilapia.

Información Taxonómica	
Reino:	Animalia
Phylum:	Craniata
Clase:	Actinopterygii
Orden:	Perciformes
Familia:	Cichlidae
Género:	Oreochromis
Especie:	<i>spp</i>
Nombre común:	Tilapia
Distribución original	África tropical, subtropical y Oriente Medio en los ríos costeros de Israel; río Nilo, Burkina Faso, Camerún, Chad, Etiopía, Guinea, Níger, Nigeria, Sudán y Uganda

Modificado de (CONABIO, 2014)

4.3.2 Anatomía y fisiología de la tilapia

De acuerdo a FAO (2005) la tilapia es una especie tropical de aguas someras, se alimenta de fitoplancton, perifiton, plantas acuáticas, pequeños invertebrados, fauna béntica, desechos y capas bacterianas asociadas al detrito. Posee cuerpo comprimido, aletas dorsales y anal cortas, aleta caudal redondeada, piel cubierta de escamas cicloideas, boca ancha y bordeada, con labios gruesos (Figura 1).

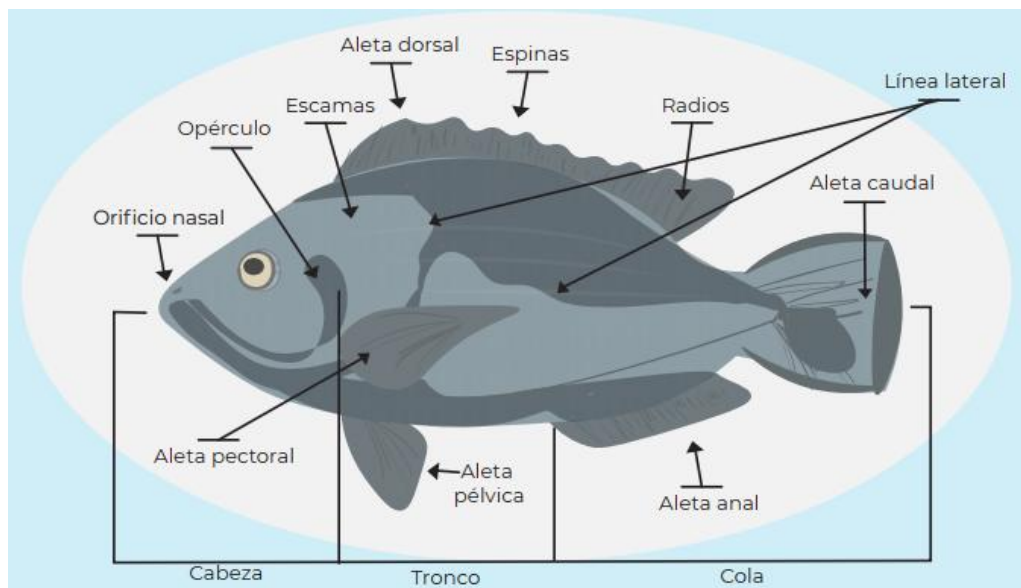


Figura 1. Morfología externa de la tilapia

Tomado de ASTILAPIA (2009)

Además, como se observa en la Figura 1, la longitud de la quijada superior no muestra dimorfismo sexual. El primer arco branquial con 27 y 33 filamentos y línea lateral interrumpida, espinas rígidas y blandas; aleta dorsal con 16 o 17 espinas y de 11 a 15 rayos. Aleta anal con 3 espinas y 10 a 11 rayos; la aleta caudal truncada, aletas pectoral, dorsal y caudal color rojiza en temporada de desove; aleta dorsal con numerosas líneas negras (FAO, 2009).

Según el Manual sobre reproducción y cultivo de tilapia por CENDEPESCA (2008), dentro de los parámetros de calidad de agua para el cultivo de tilapia, la temperatura es el factor externo que más influye en la regulación del ciclo reproductivo. En condiciones naturales, la tilapia vive en un rango de temperatura de **20 a 32 °C**, siendo **24 a 30 °C** el rango óptimo para su reproducción. La alimentación de la tilapia se interrumpe generalmente cuando la temperatura desciende por debajo de los **17 °C**. En condiciones controladas, la tasa reproductiva más óptima se encuentra entre los **27 y 30 °C**, aunque también puede ser viable a temperaturas ligeramente inferiores. No obstante, toda actividad reproductiva se suspende a temperaturas por debajo de los **20 °C**. La temperatura óptima para las tilapias oscila entre los **28 y 31 °C**.

El pH adecuado para el cultivo de tilapia debe estar entre **7 y 9**. Es crucial controlar las variaciones del pH del medio, ya que valores fuera de este rango pueden causar cambios en el comportamiento de los peces, como letargia e inapetencia, y afectar las tasas de crecimiento, reproducción y supervivencia. Valores cercanos a **5** pueden causar la muerte por fallos respiratorios en un período de 3 a 5 horas, además de provocar pérdida de pigmentación y aumento de las secreciones de mucus.

Las tilapias pueden sobrevivir en bajas concentraciones de oxígeno disuelto debido a la capacidad de su sangre para saturarse de oxígeno, incluso cuando la presión parcial es baja. En estas condiciones adversas, la tilapia puede reducir su consumo de oxígeno. En particular, la tilapia nilótica puede sobrevivir en aguas con concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a **0.3 mg/L**, considerablemente más bajas que las requeridas por la mayoría de las especies cultivadas. Sin embargo, es recomendable mantener una concentración de oxígeno disuelto por encima de **2 mg/L** en los estanques de cría de tilapia, ya que niveles inferiores pueden afectar la actividad metabólica, el crecimiento y posiblemente la resistencia a enfermedades durante períodos prolongados.

Por su parte dado que las tilapias son peces eurihalinos del orden perciforme les permite adaptarse a varios niveles de salinidad y vivir fácilmente en condiciones de alta salinidad o sin salinidad.

4.3.3 Ciclo de producción de la tilapia

En condiciones adecuadas de cultivo, la tilapia madura sexualmente de 5 a 6 meses, con 5 etapas básicas: desarrollo embrionario, alevín, cría, juvenil y adulto. El proceso productivo inicia con la obtención de crías, la cual será alimentada hasta un peso que permita iniciar la etapa de engorda y posterior cosecha. El proceso de producción previo a la comercialización tiene cinco etapas: reproducción, siembra, pre-engorda, engorda y cosecha (SAGARPA, 2011).

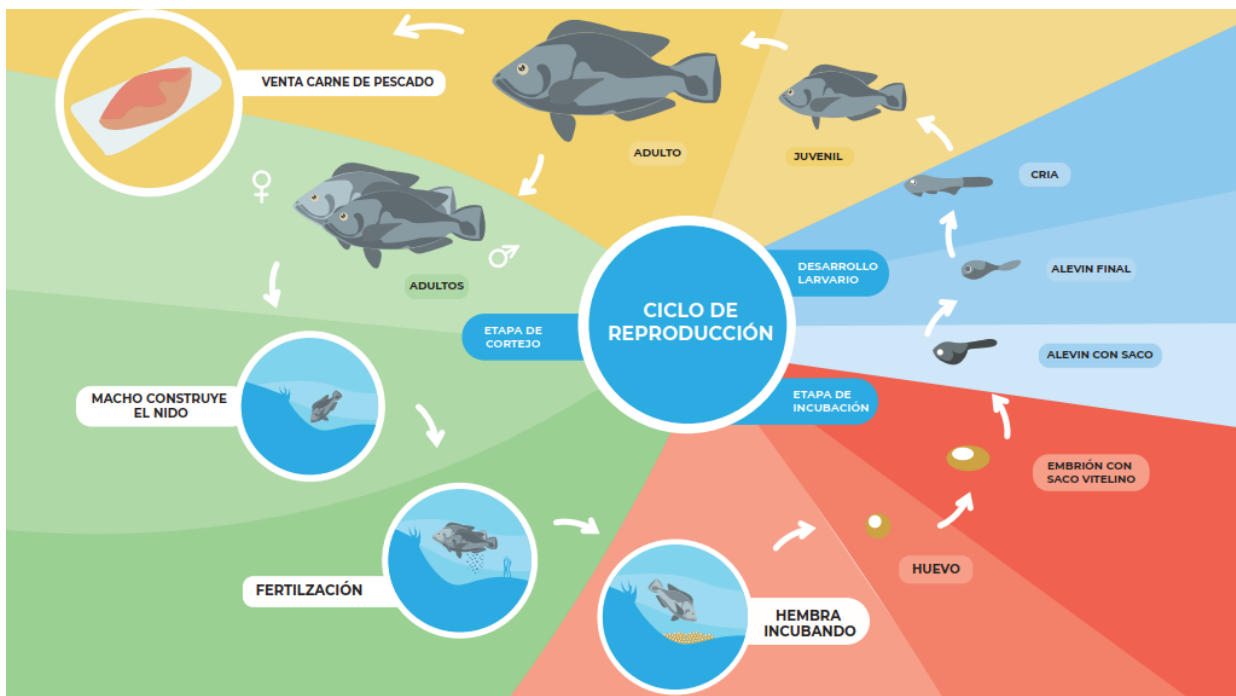


Figura 2. Ciclo de reproducción de la Tilapia.

Tomado de OSPESCA (2022)

La producción de tilapia no solo depende de una gestión eficiente de sus etapas reproductivas, sino también de la calidad del agua en la que se desarrolla. Un factor crítico en este aspecto es la contaminación por metales pesados, cuya acumulación en el medio acuático puede afectar el crecimiento y la salud de la especie, con implicaciones tanto ecológicas como comerciales (Londoño et al., 2016).

4.4 Generalidades de los metales pesados

Los metales se caracterizan por sus propiedades físicas en estado sólido, tales como alta reflectividad, excelente conductividad eléctrica y térmica, así como su resistencia y ductilidad. Desde una perspectiva más práctica y relacionada con la toxicidad, un metal se define por sus propiedades en solución: es un elemento que, bajo condiciones biológicas, puede perder uno o más electrones para formar un catión. Estos elementos tienen pesos atómicos que varían entre 63.546 y 299.590 y una gravedad específica superior a 4.0 (Cornelis y Nordberg, 2007)

Son peligrosos debido a su tendencia a bioacumularse, lo que significa que su concentración en un organismo biológico aumenta con el tiempo en comparación con la concentración en el ambiente. La toxicidad de estos no se debe tanto a sus características esenciales, sino a las concentraciones en las que pueden encontrarse y, aún más importante, al tipo de especie química que forman en un medio determinado (Botello et al., 2005)

Botello et al. (2005) clasifican a los metales pesados, potencialmente tóxicos en dos categorías:

- 1) Metales de transición:** Co, Fe, Cu, Mn y Zn, los cuales son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, pero que pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas
- 2) Metales o metaloides:** Pb, Cd, Hg, As, Cr, Se y Sn, los cuales no son requeridos para el metabolismo y son potencialmente tóxicos aun en concentraciones bajas.

Consistente con lo anterior, Macías Hernández (2015) considera que los efectos de los metales pesados son bastante graves contaminan el agua y los cultivos. En los cuales si hay presencia de una cantidad excesiva se pueden producir algunas alteraciones en las plantas, también degrada el suelo, lo cual disminuye su productividad. A nivel de los ríos y lagos, también afecta principalmente la fauna.

Menciona además que algunos de los efectos de los metales pesados en el medio ambiente son:

- 1.- Pueden ingresar en la cadena alimenticia y se acumulan en los tejidos grasos de los organismos vivos incluyendo al ser humano.

- 2.- Son altamente tóxicos.
- 3.- Se evaporan y viajan grandes distancias en el aire y en el agua lo que hace más difícil controlar y determinar las áreas contaminadas con precisión.
- 4.- Son persistentes, es decir, duran varios años o décadas antes de degradarse a formas menos dañinas.
- 5.- Altos niveles de metales pesados pueden causar también efectos en plantas, como pérdidas en las cosechas y eventualmente llevar a la muerte de las plantas

Derivado de las características generales y el impacto ambiental de los metales pesados, es esencial enfocar el análisis en los metales específicos que serán objeto de este estudio. En este contexto, el arsénico (As), el cadmio (Cd), el cromo (Cr) y el plomo (Pb) representan elementos de particular interés debido a su prevalencia en ambientes contaminados y sus efectos tóxicos en organismos vivos.

4.4.1 Arsénico (As)

El arsénico (elemental) es un material metálico cristalino de color gris plateado que se funde a 817°C, sublima a 613°C y tiene una densidad de 5.72 g·cm⁻³ a temperatura ambiente. El arsénico tiene un número atómico de 33 y un peso atómico de 74.92 unidades de masa atómica (uma). Aunque el arsénico es inodoro, insípido e insoluble en agua, sus sales inorgánicas y compuestos orgánicos varían en sus propiedades físicas y químicas. La solubilidad del ion arsénico depende de la naturaleza de los iones contrarios (CCME, 2001).

El arsénico (As) es un metaloide que se considera no esencial para los organismos vivos. Es estable en cuatro estados de oxidación (+5, +3, 0 y -3) que pueden existir simultáneamente en sistemas acuáticos en una variedad de formas inorgánicas y orgánicas. La forma dominante del As inorgánico en sistemas de agua dulce y marinos oxigenados es el arsenato (As⁵⁺; AsO₄³⁻). Otras formas de As que también pueden estar presentes son el arsenito (As³⁺; AsO₃³⁻) y especies orgánicas, como el ácido monometilarsonico, el ácido dimetilarsonico y la arsenobetaina, un compuesto trimetilarsonico. El As elemental (As⁰) rara vez ocurre, y la especie reducida, As³⁻, solo existe bajo condiciones extremadamente reductoras (CCME, 1999a).

Según CCME (1999a) la disminución global en la producción de As desde la década de 1980 se atribuye a una mayor conciencia sobre las consecuencias ambientales del uso de productos que contienen As. Sin embargo, el As aún ingresa al ambiente acuático desde fuentes naturales y antropogénicas a través de la deposición aérea o el escurrimiento. La fuerte afinidad del As por las partículas acuáticas, particularmente óxidos de hierro y manganeso, resulta en su deposición en sedimentos del lecho en asociación con estos materiales. Los sedimentos, por lo tanto, actúan como una ruta importante de exposición de los organismos acuáticos al As.

Distribución del arsénico en el medio ambiente

El arsénico se emite a la atmósfera mediante procesos de alta temperatura como las plantas de generación de energía a carbón, la quema de vegetación y el vulcanismo. La biometilación natural a baja temperatura y la reducción a arsinas también liberan arsénico en la atmósfera. El arsénico se libera principalmente como trióxido de arsénico (As_2O_3) y existe principalmente adsorbido en materia particulada. Estas partículas son dispersadas por el viento y regresan a la tierra por deposición húmeda o seca. Las formas disueltas de arsénico en la columna de agua incluyen arsenato, arsenito, ácido metilarsónico (MMA) y ácido dimetilarsínico (DMA). En agua y sedimentos bien oxigenados, casi todo el arsénico está presente en el estado pentavalente termodinámicamente más estable (arsenato). Algunas especies de arsenito y arsenato pueden cambiar su estado de oxidación dependiendo del potencial redox (Eh), pH y procesos biológicos (WHO, 2001).

Este autor indica que, existe potencial para la liberación de arsénico cuando hay fluctuación en el potencial de reducción, pH, concentración de arsénico soluble y contenido orgánico del sedimento. Las rocas y suelos meteorizados pueden ser transportados por erosión eólica o hídrica. Muchos compuestos de arsénico tienden a adsorberse en suelos, y la lixiviación generalmente resulta en transporte a distancias cortas en el suelo. Se han encontrado tres modos principales de biotransformación del arsénico en el ambiente: transformación redox entre arsenito y arsenato, la reducción y metilación del arsénico, y la biosíntesis de compuestos organoarsénicos. Existe un ciclo biogeoquímico de los compuestos formados a partir de estos procesos.

García Salgado (2013), en su estudio de especiación de arsénico y acumulación de metales en muestras de interés medioambiental menciona que la toxicidad del arsénico depende del estado de

oxidación en que se encuentre y del radical al que esté unido. Los compuestos inorgánicos de arsénico son más tóxicos que los orgánicos, al contrario de lo que sucede con la mayoría de los metales, en los que las especies orgánicas son más tóxicas, debido a su mayor solubilidad en los tejidos lipídicos y a su capacidad para atravesar las membranas biológicas.

La toxicidad del arsénico disminuye al aumentar el grado de metilación, aunque la especie tetra es una excepción. Con respecto al estado de oxidación, las formas trivalentes son más tóxicas que las pentavalentes. De esta forma, el As (III) es la especie más tóxica, seguido de As(V), MMA, y DMA. No obstante, la toxicidad de MMA(III) y DMA(III) es del mismo orden o superior que la de las especies inorgánicas.

En el caso de los organismos acuáticos, en general, la toxicidad del As disminuye en el siguiente orden: arsenito (As^{3+}) > arsenato (As^{5+}) > ácido monometilarsonico > ácido dimetilarsonico > arsenobetaina (CCME, 1999a)

Efectos del arsénico en la salud humana

La WHO (2019a) en su informe de prevención de enfermedades a través de ambientes saludables con respecto al arsénico menciona que los efectos adversos asociados con exposiciones elevadas a arsénico inorgánico por vía oral son más probables a través del consumo de agua potable contaminada con arsénico. En contraste, la exposición al arsénico inorgánico a través de la dieta es generalmente mucho más baja. La ingesta de pequeñas cantidades de compuestos de arsénico orgánico menos tóxicos, como los provenientes del consumo de mariscos, no representa un riesgo para la salud.

El mismo autor indica que los síntomas inmediatos del envenenamiento agudo por arsénico incluyen vómitos, dolor abdominal, diarrea, entumecimiento, hormigueo en las extremidades, calambres musculares y, en casos extremos, la muerte.

Asimismo, se mencionan como efectos de exposición a largo plazo, cambios en la pigmentación de la piel, lesiones cutáneas y parches duros, que pueden preceder al cáncer de piel. También el arsénico inorgánico causa cáncer en humanos a través del consumo de agua potable, siendo clasificado como carcinógeno por la IARC. Otros efectos incluyen neuropatía periférica, síntomas

gastrointestinales, diabetes, hígado agrandado, presión arterial alta y enfermedades cardiovasculares, Además, en mujeres embarazadas, el arsénico atraviesa la placenta, aumentando los riesgos de aborto espontáneo, mortinato, parto prematuro y problemas de desarrollo cognitivo en la vida.

4.4.2 Cadmio (Cd)

El cadmio ocurre naturalmente en el medio ambiente. Es un metal de transición con una densidad de 8.642 g/cm^3 y un peso molecular de 112.40 g/mol . Típicamente se encuentra en las rocas como un constituyente menor en sulfuros minerales, particularmente sulfuros de zinc como la esfalerita y la wurtzita. Los dos estados de oxidación del cadmio son el metálico (Cd^0) y el divalente (Cd^{2+}). El estado metálico es raro y, por lo tanto, el estado divalente predomina en la mayoría de los depósitos naturales. Mientras que el cadmio metálico es insoluble en agua, varias de sus sales son libremente solubles (CCME, 2014).

Este elemento puede existir en una variedad de especies químicas diferentes en aguas naturales. Tal especiación química es significativa en relación con sus procesos geoquímicos y bioquímicos en el medio ambiente, así como su toxicidad. En la fase disuelta, el cadmio puede estar presente como iones hidratados, sales de cloruro, complejos con ligandos inorgánicos o quelado para formar complejos con ligandos orgánicos. La forma tóxica principal del Cd es el ion libre Cd^{2+} ; sin embargo, otras formas de cadmio, por ejemplo, las unidas a varios ligandos, también pueden causar efectos adversos (CCME, 2014).

Distribución del cadmio en el ambiente

Una vez en el ambiente acuático, el Cd en solución reaccionará con otros constituyentes, incluida la materia particulada, los óxidos de hierro o los minerales de arcilla, y estas interacciones resultarán en la eliminación de la solución hacia los sedimentos. Durante períodos prolongados de entrada continua de Cd en el ambiente acuático, pueden acumularse concentraciones considerables en el sedimento y este reservorio de Cd puede entrar en la cadena alimentaria a través de organismos bentónicos, con transferencia potencial a los peces. En casos donde se encuentran

niveles muy altos de Cd en el sedimento, este puede ser liberado nuevamente en la columna de agua cuando se reducen las cargas acuáticas (Wood et al., 2011).

El mismo autor menciona que la toxicidad del Cd para las especies acuáticas depende generalmente de las concentraciones de sus formas biodisponibles (especies), según se define por la concentración total disuelta en combinación con la química subyacente del agua. En el contexto de la especiación geoquímica, es particularmente la concentración de iones Cd^{2+} libres la que generalmente se asocia con la toxicidad. Por lo tanto, al igual que con muchos otros metales de transición, las reacciones de complejación que reducen la concentración de Cd^{2+} tienden a reducir la absorción y disminuir la toxicidad. El aumento de las concentraciones de elementos esenciales como Ca^{2+} y Mg^{2+} también disminuye la acumulación y el impacto tóxico de Cd^{2+} .

Para Wood et al. (2011) la absorción de Cd en los peces ocurre principalmente a través de las branquias y el intestino. Menciona que el cadmio actúa como un análogo del calcio, y la existe una interacción antagónica entre la absorción de Ca^{2+} en el agua y Cd^{2+} . La absorción de Cd^{2+} en el agua por los peces también es inhibida por Zn^{2+} , que comparte una vía común de absorción branquial con Ca^{2+} .

Efectos del cadmio en la salud humana

La WHO (2019b) en su informe de prevención de enfermedades a través de ambientes saludables con respecto al cadmio menciona entre los efectos en la salud, que el riñón es el órgano crítico objetivo tras la exposición prolongada a este metal. Su acumulación ocurre principalmente en los riñones y su vida media biológica en los humanos es de 10 a 35 años. Esta acumulación puede llevar a disfunción tubular renal, lo que resulta en una mayor excreción de proteínas de bajo peso molecular en la orina. Mientras que un aumento modesto en la excreción urinaria de estas proteínas es generalmente reversible, un aumento de más de un orden de magnitud causa disfunción tubular irreversible, que progresa a nefropatía evidente. La alta ingesta de cadmio puede llevar a trastornos en el metabolismo del calcio, la formación de cálculos renales y efectos en los huesos. La osteomalacia (reblandecimiento de los huesos) y la osteoporosis pueden ocurrir en aquellos expuestos a través de vivir o trabajar en áreas contaminadas con cadmio

La alta exposición por inhalación a humos de óxido de cadmio resulta en neumonitis aguda con edema pulmonar, que puede ser letal. La exposición ocupacional a largo plazo y de alto nivel se asocia con cambios pulmonares, caracterizados principalmente por enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

Hay suficiente evidencia de que la exposición al cadmio y sus compuestos (por ejemplo, a través de los humos de cadmio) causa cáncer de pulmón; los resultados de un estudio en una población que reside en un área contaminada con cadmio proporcionan evidencia de apoyo para un vínculo entre la exposición al cadmio y el cáncer de pulmón. Hay evidencia limitada en estudios epidemiológicos de que el cadmio también puede causar cánceres de riñón y próstata. Sin embargo, hay suficiente evidencia en estudios con animales de que los compuestos de cadmio son carcinogénicos y evidencia limitada de la carcinogenicidad del cadmio metálico. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha clasificado al cadmio y sus compuestos como carcinógenos para los humanos (Grupo 1), lo que significa que hay suficiente evidencia de su carcinogenicidad en humanos

4.4.3 Cromo (Cr)

El cromo (Cr) es un oligoelemento esencial que puede ser tóxico para la biota acuática a concentraciones elevadas. El cromo existe en dos estados de oxidación en sistemas acuáticos: cromo hexavalente (Cr^{6+}) y cromo trivalente (Cr^{3+}) (CCME, 1999b).

El cromo puede existir en todos los estados de oxidación desde 0 hasta VI, y los estados de oxidación más comunes del cromo son +II, +III y +VI, siendo +III el más estable; +I, +IV y +V son raros. Los compuestos de cromo en estado de oxidación +VI son potentes oxidantes. En el entorno acuático, se ha demostrado que la toxicidad del Cr (VI) es mayor que la del Cr (III). Debido a los problemas ambientales, la monitorización y el análisis constantes del cromo se vuelven una necesidad. La especiación de Cr (III) y Cr (VI) ha sido un desafío analítico de larga data. La especiación del cromo en el medio ambiente, particularmente en aguas subterráneas, se ve afectada principalmente por el Eh (condiciones oxidantes o reductoras) y pH (condiciones ácidas o

alcalinas). En general, Cr (VI) predomina en condiciones oxidantes, y Cr (III) predomina en condiciones más reductoras (Rakhunde et al., 2011).

Distribución del cromo en el ambiente

El cromo ingresa a los sistemas acuáticos a través de la deposición aérea o el escurrimiento superficial, y, posteriormente, su asociación con la materia particulada resulta en su deposición en los sedimentos del lecho. Debido a que una variedad de organismos vive en contacto con los sedimentos del lecho, los sedimentos son una ruta importante de exposición para los organismos acuáticos al Cr. Las guías interinas de calidad de sedimentos (ISQG) y los niveles de efecto probable (PEL) para Cr en Canadá pueden usarse como una referencia para evaluar el grado en el que es probable que ocurran efectos biológicos adversos como resultado de la exposición al Cr en sedimentos (CCME, 1999b).

Efectos del cromo en la salud humana

La Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades ATSDR (2012) menciona que el problema de salud más común que ocurre en trabajadores expuestos al cromo involucra a las vías respiratorias. Estos efectos incluyen irritación del revestimiento del interior de la nariz, secreción nasal, y problemas para respirar (asma, tos, falta de aliento, respiración jadeante). Los trabajadores también han desarrollado alergias a compuestos de cromo, lo que puede producir dificultad para respirar y salpullido en la piel.

Las concentraciones de cromo en el aire que pueden producir estos efectos pueden ser diferentes para los diferentes tipos de compuestos de cromo. Así, estos efectos ocurren con concentraciones de cromo (VI) mucho más bajas que de cromo (III). Sin embargo, las concentraciones que causan problemas respiratorios en trabajadores son por lo menos 60 veces más altas que los niveles que se encuentran normalmente en el ambiente.

En animales expuestos a cromo en el aire se han observado problemas de las vías respiratorias similares a los observados en trabajadores. Asimismo, en animales, la ingestión de cromo (VI) principalmente afecta al estómago e intestino delgado (irritación y úlceras) y a la sangre (anemia). Los compuestos de cromo (III) son mucho menos tóxicos y parecen no causar estos

problemas, además, en animales de laboratorio machos expuestos al cromo (VI) también se han observado daño de los espermatozoides y del sistema reproductivo

Adicionalmente, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que los compuestos de cromo (VI) son carcinogénicos en seres humanos. En su undécimo informe sobre Sustancias Carcinogénicas del Programa Nacional de Toxicología clasifica a los compuestos de cromo (VI) como sustancias reconocidas como carcinogénicas en seres humanos.

En trabajadores, la inhalación de cromo (VI) ha causado cáncer del pulmón. Los estudios de poblaciones que viven en áreas con niveles altos de cromo (VI) han dado resultados mixtos.

En animales de laboratorio, los compuestos de cromo (VI) han producido tumores del estómago, los intestinos y el pulmón.

4.4.4 Plomo (Pb)

El plomo (Pb) es un oligoelemento no esencial que es tóxico para los seres vivos en concentraciones elevadas. Rara vez se encuentra en su estado elemental (Pb^0) en la naturaleza, pero más comúnmente se encuentra en sus estados monovalente (Pb^{1+}), divalente (Pb^{2+}) y tetravalente (Pb^{4+}), siendo el Pb^{2+} el más común. El plomo que entra en los sistemas acuáticos a través de la deposición aérea o la escorrentía se deposita en los sedimentos del fondo en asociación con materia particulada, como los óxidos de hierro y manganeso, o se precipita fuera de la solución con carbonato o sulfuro. Los sedimentos, por lo tanto, actúan como una ruta importante de exposición al Pb para los organismos acuáticos. El plomo está listado como una sustancia tóxica en el Anexo I de la Ley Canadiense de Protección Ambiental (CEPA) (CCME, 1999c).

Distribución del plomo en el ambiente

El plomo, en las cadenas tróficas, está presente en dos grupos de especies químicas, las inorgánicas, de mayor trascendencia y, las orgánicas, con características diferentes. Las especies inorgánicas, dentro de las cadenas tróficas, están constituidas principalmente por Pb metal, los óxidos y una única especie iónica, el catión divalente Pb^{2+} . Las especies orgánicas son habitualmente las alquiladas 1. El Pb^{2+} , soluble en agua en forma de bicarbonato, está presente en las aguas de bebida. Una vez absorbido, por su característica de ácido blando, forma complejos con ligandos biológicos,

preferentemente con átomos donadores de azufre, siendo el aminoácido preferido la cisteína, con el cual forma un complejo estable. El Pb metal y el PbO, en forma de partículas, se encuentran en la atmósfera y son fuentes continuas de contaminación (Doadrio Villarejo, 2006).

Para Villarejo las especies orgánicas que más interés han suscitado son el tetraetil y tetrametil Pb, componentes de las gasolinas y que se lanzan a la atmósfera en forma de haluros en un proceso de arrastre provocado por los motores con derivados alquílicos de cloro o bromo, o bien directamente en las descargas de combustibles. Estas especies son liposolubles y fácilmente absorbibles, acumulándose en glóbulos rojos y pueden atravesar la barrera hematoencefálica

Efectos del plomo en la salud humana

La WHO (2023) en su informe de prevención de enfermedades a través de ambientes saludables menciona que la exposición al plomo puede tener graves consecuencias para la salud de los niños. En particular, el plomo puede afectar el desarrollo cerebral de los niños, resultando en una reducción del coeficiente intelectual, cambios de comportamiento como reducción de la capacidad de atención y aumento del comportamiento antisocial, así como una disminución del rendimiento educativo.

Además, indica que la exposición al plomo también causa anemia, hipertensión, deterioro renal, inmunotoxicidad y toxicidad en los órganos reproductivos. También, expone que el plomo en el cuerpo se distribuye al cerebro, el hígado, los riñones y los huesos. Se acumula en los dientes y huesos, donde se almacena con el tiempo. La concentración de plomo en la sangre venosa es el biomarcador definitivo de exposición y riesgo sobre el cual se basan rutinariamente las decisiones de manejo clínico.

Según la EPA (2024) el plomo se puede acumular en el cuerpo humano con el tiempo, se almacena en los huesos junto con el calcio. Durante el embarazo, el plomo se libera de los huesos de la madre junto con el calcio y puede pasar al feto; o en la etapa de lactancia, al lactante. Esto puede causar efectos graves en el feto o el bebé en desarrollo, algunos de los cuales pueden ser: nacimiento prematuro o con un tamaño demasiado pequeño; daños en el cerebro, los riñones o el sistema

nervioso del bebé; aumento de la probabilidad de que se produzcan problemas en el aprendizaje o de comportamiento; riesgo de que la madre sufra un aborto espontáneo.

4.5 Contaminación por metales pesados

Los metales pesados pueden provenir de diversas fuentes, como plantas de tratamiento de aguas residuales, industrias, minería, agricultura, fertilización y otras. Se transportan disueltos en el agua o como parte de sedimentos suspendidos. Pueden volatilizarse al aire o almacenarse en sedimentos, y ser absorbidos por varios organismos. Los metales disueltos en agua son generalmente los más peligrosos para la salud (TCAS, 2017).

La contaminación del agua y los sedimentos por metales es un problema de interés en los cuerpos de agua de las zonas urbanas e industrializadas. Algunos metales traza son esenciales para la vida en bajas concentraciones, pero estos pueden ser altamente tóxicos en concentraciones más altas (Hansen et al., 2012). Las concentraciones de metales en los sedimentos suelen ser de tres a cinco veces más altas que en el agua, y representan una función de su composición química y mineral. Los metales en los sedimentos pueden reingresar a los cuerpos de agua a través de varios procesos naturales como corrientes de fondo, olas y tormentas, asimismo, pueden provocarse a través de las actividades desarrolladas por las personas como el dragado, navegación y la pesca comercial, por tanto, es importante monitorear sus concentraciones en estos sistemas de agua (Hendrik Ávila et al., 2014).

El monitoreo de sedimentos es importante porque una vez que los contaminantes se acumulan, pueden convertirse en una fuente de contaminantes del agua por disolución, lo que puede ocurrir debido a la resuspensión de sedimentos y procesos de bioturbación y durante el agotamiento del oxígeno disuelto. En lagos y embalses, los sedimentos son los receptores finales de muchos contaminantes, incluidos metales y compuestos orgánicos persistentes (Hansen et al., 2012).

Los sedimentos son un componente ecológicamente importante en el hábitat acuático, ya que son un reservorio natural de contaminación. La existencia de estos sedimentos contaminados es debido tanto a los vertidos incontrolados desde industrias como a la utilización de productos químicos

tales como los pesticidas que van a parar a los sedimentos una vez que son transportados desde zonas agrícolas por las aguas. En otros casos, éstos son debido a los vertidos "controlados" tales como emisores submarinos que vierten aguas residuales principalmente domésticas, aunque en aquellas zonas donde no existe separación de tratamiento y "conducción", se mezclan las aguas residuales industriales con las domésticas, aumentando la carga contaminante y el nivel de toxicidad (Jiménez, 2001).

La presencia de elementos metálicos en sistemas acuáticos fluviales y costeros se origina por las interacciones del agua con los sedimentos y la atmosfera con la que está en contacto, produciéndose fluctuaciones en las concentraciones en el agua, como resultado de las fuerzas hidrodinámicas naturales, biológicas y químicas. Los efectos en los sistemas acuáticos de los metales pesados, su biodisponibilidad y toxicidad están estrechamente relacionados con la distribución de las especies en las fases sólida y líquida de las masas de agua. Por ejemplo, la liberación de metales pesados de los sedimentos promueve, un déficit de oxígeno disuelto, una disminución en el pH y potencial redox (Eh), un aumento en la mineralización y en la concentración de materia orgánica disuelta (DOM). Este fenómeno es uno de los problemas más graves que los metales pesados presentan como contaminantes del medio acuático (Macías Hernández, 2015).

La contaminación del agua por metales pesados es un problema ambiental grave que preocupa a la sociedad. Estos metales, que no son biodegradables, pueden acumularse en la cadena alimentaria. Se liberan en el medio ambiente a través de la minería, procesos industriales y de origen natural en la Tierra, representando una amenaza tanto para el medio ambiente como para la salud humana. La Figura 3 muestra un esquema que ilustra la exposición a los metales pesados provenientes de las actividades mencionadas (Pérez Pérez et al., 2018).

La Figura 3 muestra las rutas comunes por las que el agua se contamina con metales pesados. Estos metales pueden sufrir reacciones químicas y biológicas mientras se desplazan. Por lo tanto, la exposición a estos metales es compleja e implica el consumo de agua, la ingesta de peces y fauna silvestre, el contacto con sedimentos, la inhalación de polvo, y la respiración de vapores volátiles (como los de mercurio) (TCAS, 2017).

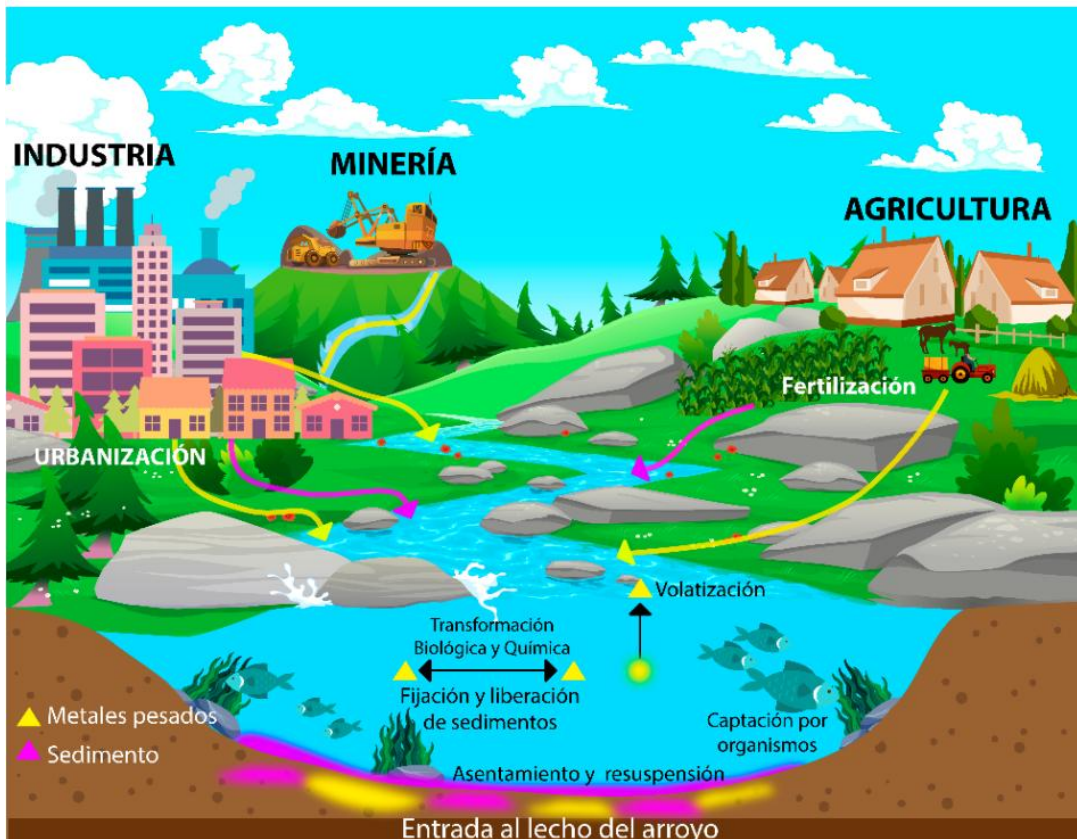


Figura 3. Cadena de contaminación por metales pesados

Tomado de Pérez Pérez et al. (2018)

Los metales se encuentran en un constante equilibrio químico entre el sedimento, el agua intersticial, la columna de agua y la biota según condiciones biogeoquímicas del cuerpo de agua (ver Figura 4). A un pH cercano al neutro (como el que se encuentra en la mayoría de los cuerpos de agua naturales), la partición de los metales entre las fases sólida y en solución, favorece fuertemente al material particulado (la concentración en partículas excede la concentración en solución por varios órdenes de magnitud), por lo que el sedimento y el material particulado son los mayores reservorios de metales en un cuerpo de agua (Castiglioni, 2015)

Las concentraciones de metal particulado son influenciadas por la concentración y especiación de los metales disueltos, por resuspensión, transporte y el asentamiento de los metales asociados al sedimento, por el flujo del agua de los poros hacia y desde el mismo y por el enterramiento de los sedimentos superficiales que pueden ser atrapados en las capas anóxicas más profundas (Castiglioni, 2015).

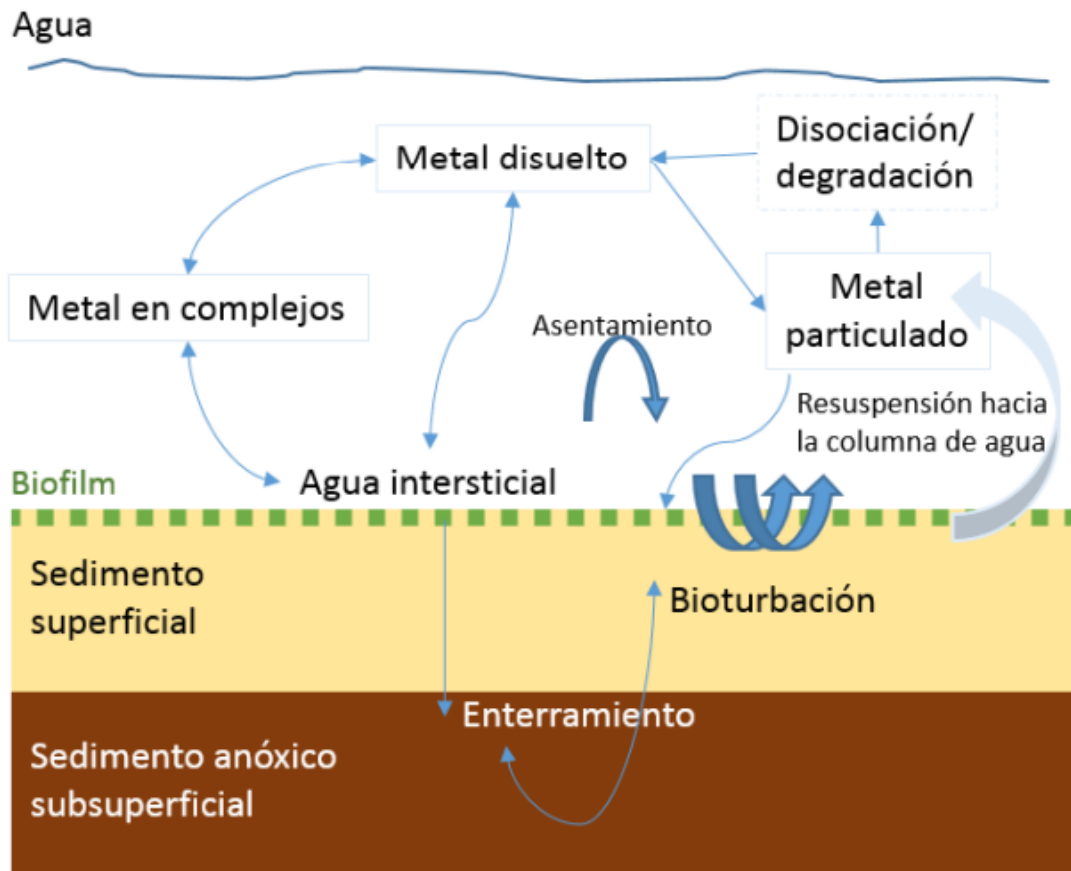


Figura 4. Procesos internos que afectan el estado de los metales en el sedimento.

Tomado de Castiglioni (2015)

Se conoce que los metales pueden acumularse en los peces mediante la columna de agua, a través del sedimento o de la dieta y adicionalmente, se pueden acumular a través de la cadena alimenticia y eventualmente impactar en la salud humana. Los sedimentos son los más importantes reservorios de los metales o contaminantes en los sistemas acuáticos. Una exposición indirecta al sedimento contaminado tiene lugar cuando los peces consumen invertebrados bénticos que han ingerido material particulado. La exposición directa vía sedimento puede tener lugar por la liberación de material particulado contaminado en la columna de agua, por disturbios naturales o antropogénicos, los cuales resultan en una remobilización de los metales. Algunos peces son omnívoro, es decir que se alimenta de detritus, larvas de insectos, algunos moluscos y crustáceos, razón por la cual se han encontrado concentraciones de cromo, cadmio y plomo en la musculatura de estos, que probablemente se originan de los sedimentos, pues estos se han depositado en el fondo del lecho del río debido a su insolubilidad con el agua (Rodríguez Forero et al., 2007).

4.6 Valores de referencia de metales pesados en agua, sedimento y tilapia.

Los valores de referencia para metales pesados en agua, sedimento y tilapia son cruciales para evaluar la calidad ambiental y la seguridad alimentaria. Estos valores permiten determinar si las concentraciones de metales pesados como arsénico, cadmio, cromo y plomo están dentro de límites seguros para la salud humana y el ecosistema. En el caso del agua, los valores de referencia ayudan a garantizar que el agua sea apta para el consumo humano y la vida acuática. Para los sedimentos, estos valores indican la acumulación de contaminantes y su potencial impacto en los organismos bentónicos. En tilapia, los valores de referencia aseguran que el pescado sea seguro para el consumo humano, evitando riesgos de toxicidad y bioacumulación de metales pesados (Bautista y Ruiz, 2011).

4.6.1 Valores de referencia para sedimentos

Directrices de calidad de sedimentos del Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).

Bajo los auspicios del CCME, se han desarrollado directrices canadienses sobre la calidad de los sedimentos para la protección de la vida acuática (Cuadro 2). Estas pautas de calidad de los sedimentos se pueden utilizar para evaluar la calidad de los sedimentos, para ayudar a establecer objetivos de calidad de los sedimentos que sostendrán la salud del ecosistema acuático a largo plazo y para desarrollar objetivos específicos del sitio. La calidad se basa en los valores de TEL (concentración por debajo de la cual rara vez se esperan efectos biológicos adversos) y PEL (concentración por encima de la cual se esperan frecuentemente efectos biológicos adversos) para arsénico, metales y compuestos orgánicos (CCME, 2002).

Cuadro 2. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por el CCME

Elemento	TEL (mg/kg)	PEL (mg/kg)
As	5.9	17.0
Cd	0.6	3.5
Cr	37.3	90.0
Pb	35.0	91.3

Tomado de CCME (2002)

Clasificación de la calidad de sedimentos de la Región IV (Sureste) U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).

Los valores de detección de sedimentos de la Región IV (Sureste) de la USEPA según Friday (2005), se derivaron de la interpretación estadística de las bases de datos de efectos obtenidas de la literatura. El nivel de efecto seleccionado es el más bajo del rango de efectos bajos. Estos valores generalmente se basan en observaciones de toxicidad directa.

En el Cuadro 3 se muestran las directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA para dicha región.

Cuadro 3. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA

Elemento	Valor guía (mg/kg)
As	7.24
Cd	1.0
Cr	52.3
Pb	30.2

Tomado de Friday (2005)

4.6.2 Valores de referencia para agua

En El Salvador, existe un reglamento específico para la calidad del agua potable, conocida como la **RTS 13.02.01:14**, Agua. Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad, (RTS 13.02.01:14 Agua. Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad 2018). Este reglamento es una adaptación de la Guía para la Calidad del Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud y establece los límites permisibles de ciertos contaminantes en el agua potable para proteger la salud pública.

Estos límites están establecidos para proteger a las personas de los efectos tóxicos que pueden resultar de la exposición a niveles altos de estos elementos en el agua. La ingestión prolongada de agua que contenga concentraciones superiores a estos límites puede causar diversos problemas de salud, como cáncer, daños en los órganos, problemas del sistema nervioso y otros efectos adversos.

Estos valores se pueden visualizar en el Cuadro 4:

Cuadro 4. Valores para sustancias químicas de tipo inorgánico de alto riesgo para la salud

Elemento	Límite máximo permisible (mg/L)
As	0.01
Cd	0.003
Cr	0.05
Pb	0.01

Tomado de RTS 13.02.01:14 Agua. Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad (2018)

Las Guías para la Calidad del Agua Potable proporcionan un punto de partida para derivar valores que pueden utilizarse en una evaluación de riesgos a nivel de cribado, junto con estimaciones de la exposición asociada con actividades recreativas. Un enfoque de cribado simple es investigar una sustancia presente en agua recreacional a una concentración 20 veces mayor que el valor guía en las Guías para la Calidad del Agua Potable (Cuadro N° 5). Exceder estos valores no necesariamente indica que existe un problema. Más bien, sugiere la necesidad de una evaluación específica del químico, teniendo en cuenta las circunstancias y condiciones locales del área de agua recreacional. Estas podrían incluir los tipos y frecuencias de actividades recreacionales acuáticas, y los efectos de los vientos, corrientes y mareas en las concentraciones de los químicos (WHO, 2021).

Cuadro 5. Valores de agua potable y agua recreacional

Elemento	Agua potable (mg/L)	Agua recreacional (mg/L)
As	0.01	0.2
Cd	0.003	0.06
Cr	0.005	1.0
Pb	0.01	0.2

Tomado de WHO (2021)

Dentro del Manual de buenas prácticas de producción acuícola de Tilapia para la inocuidad alimentaria SAGARPA (2008) se describen los límites para metales pesados en el agua de cultivo de peces de agua dulce y que pueden ser utilizados como referencia (Cuadro N°6).

Cuadro 6. Límites para metales en el agua de cultivo de peces de agua dulce

Elemento	Límite máximo (mg/L)
As	0.05
Cd	Aguas blandas: 0.004; Aguas duras: 0.012
Cr	0.05
Pb	0.03 incubación de huevos; 0.07

Tomado de SAGARPA (2008)

Índice de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática y de las Comunidades Acuáticas (IVA)

El IVA tiene el objetivo de evaluar la calidad del agua con fines de protección de la fauna y flora en general, diferenciándose así de un índice para la evaluación del agua destinada al consumo humano y recreación de contacto primario. El IVA toma en consideración la presencia y concentración de contaminantes químicos tóxicos, su efecto sobre los organismos acuáticos (toxicidad) y dos de las variables consideradas esenciales para la biota (pH y oxígeno disuelto), variables estas agrupadas en el IPMCA – Índice de Variables Mínimas para la Preservación de la Vida Acuática, así como el IET – Índice del Estado Trófico de Carlson modificado por Lamparelli (2004). De esta manera, el IVA proporciona información no solo sobre la calidad del agua en términos eco toxicológicos, sino también sobre su grado de trofia (CETESB, 2019).

Índice de Variables Mínimas para la Preservación de la Vida Acuática (IPMCA).

EL CETESB, (2019) indica que el IPMCA está compuesto por dos grupos de variables:

- **Grupo de variables esenciales** (oxígeno disuelto, pH y toxicidad). Para cada variable incluida en el IPMCA, se establecen tres diferentes niveles de calidad, con ponderaciones numéricas de 1 a 3, que corresponden a estándares de calidad del agua establecidos por la Resolución CONAMA N° 357/2005 y estándares recomendados por las legislaciones americana y francesa. Estos límites máximos permisibles de sustancias químicas en el agua tienen el propósito de evitar efectos de toxicidad crónica y aguda en la biota acuática.
- **Grupo de sustancias tóxicas** (cobre, zinc, plomo, cromo, mercurio, níquel, cadmio, surfactantes). En este grupo se incluyeron las variables que actualmente son evaluadas por la Red de Monitoreo de Calidad de Aguas Interiores del Estado de São Paulo y que identifican el nivel de contaminación por sustancias potencialmente dañinas para las comunidades acuáticas. Se podrán incluir nuevas variables que se consideren importantes para la evaluación de la calidad del agua, incluso a nivel regional.

Estos niveles reflejan las siguientes condiciones de calidad del agua:

- **Nivel A:** Aguas con características deseables para mantener la supervivencia y la reproducción de los organismos acuáticos.

- **Nivel B:** Aguas con características deseables para la supervivencia de los organismos acuáticos, pero la reproducción puede verse afectada a largo plazo.
- **Nivel C:** Aguas con características que pueden comprometer la supervivencia de los organismos acuáticos.

El Cuadro N°7 ilustra las variables componentes del IPMCA y sus ponderaciones, de acuerdo con los tres niveles de calidad.

Cuadro 7. Variables componentes del IPMCA en lo relativo a metales pesados utilizados en este estudio

Elemento	Niveles	Rango de Variación (mg/L)
Cd	A	≤ 0.001
	B	> 0.001 a 0.005
	C	> 0.005
Cr	A	≤ 0.05
	B	> 0.05 a 1.00
	C	> 1.00
Pb	A	≤ 0.01
	B	> 0.01 a 0.08
	C	> 0.08

Tomado de CETESB (2019)

Parámetros químicos en cuerpos hídricos superficiales - Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana (MIMARENA)

El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana (MIMARENA) clasifica los cuerpos receptores de agua (o segmentos de los mismos) de acuerdo al uso actual o potencial de sus aguas, a los fines de restaurar y mantener las características físico-químicas y además, para mantener o mejorar la integridad biológica de los mismos.

Según su artículo 6 la clasificación de los cuerpos hídricos receptores servirá de base para la definición de las estrategias a seguir para el mantenimiento y/o mejoramiento de dichos cuerpos hídricos, así como planificar y ordenar el surgimiento de nuevas industrias o la ampliación de las existentes. Esta planificación estará basada en las cargas contaminantes descargadas por las industrias y los niveles de contaminación presentes en los cuerpos hídricos. Asimismo, su artículo 7 menciona que los cuerpos hídricos receptores de aguas superficiales se clasifican de la siguiente forma:

a) **Clase A:** aguas destinadas al abastecimiento público de agua potable sin necesidad de tratamiento previo, excepto simple desinfección. Aguas destinadas para el riego de vegetales de consumo crudo, para usos de recreo con contacto directo (ej. Natación). Aguas destinadas a la preservación de la fauna y la flora.

b) **Clase B:** aguas destinadas al abastecimiento público de agua potabilizable con tratamiento. Aguas aprovechables para riego de cultivos, deportes acuáticos sin contacto directo y usos industriales y pecuarios.

c) **Clase C:** aguas utilizadas para navegación, enfriamiento y otros usos que no impliquen contacto directo.

Con base en esto se presentan los valores máximos aceptables de parámetros químicos (ver Cuadro 8), presentes en cuerpos de agua superficiales en lo relativo a los metales pesados considerados en este estudio.

Cuadro 8. Valores máximos aceptables de parámetros químicos presentes en cuerpos hídricos superficiales

Elemento	Niveles	Aguas superficiales (mg/L)
As	A	0.05
	B	0.05
	C	1.00
Cd	A	0.005
	B	0.005
	C	0.05
Cr	A	0.05
	B	0.05
	C	1.00
Pb	A	0.05
	B	0.05
	C	0.50

Tomado de MIMARENA (2012)

Nota: Se reportan únicamente los metales pesados considerados en este estudio.

Criterios de calidad de aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, y en aguas marinas y de estuarios.

El Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) es el encargado de la política ambiental en Ecuador. Esta institución establece que este uso del agua debe entenderse como la preservación de la vida acuática y silvestre, su empleo en actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas asociados, sin causar alteraciones en ellos, o para actividades que permitan la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies bioacuáticas en cualquiera de sus formas, tal como en los casos de pesca y acuicultura.

Los cuatro metales pesados considerados en este estudio, poseen criterios de calidad admisible para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuario (Cuadro 9).

Cuadro 9. Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios

Elemento	Agua dulce (mg/L)
As	0.05
Cd	0.001
Cr	0.032
Pb	0.05

Tomado de (MAATE, 2015)

4.6.3 Valores de referencia para pescados, productos de la pesca.

En El Salvador la NSO 67.32.01:10 Valores y métodos de toma de muestras para el control oficial de los niveles de plomo, cadmio, mercurio y se fija el contenido máximo de cada uno en determinados productos pesqueros, segunda actualización (2011) establece controles de los niveles de contaminantes en productos pesqueros.

Esta normativa proporciona valores máximos permitidos de plomo (Pb) y cadmio (Cd) en productos pesqueros, presentados en el Cuadro 10, con el fin de proteger la salud pública y asegurar la seguridad alimentaria.

Cuadro 10. Contenido máximo permitido de metales en carne de pescado.

Elemento	Producto	Contenido máximo (mg/kg peso fresco)
Cd	Carne de pescado de peces vivos, pescado fresco o refrigerado, con exclusión de carnes picadas fresca, filetes congelados o refrigerados.	0.05
Pb	Preparaciones y conservas de pescado; caviar y sus sucedáneos preparados con huevas de pescado.	0.3

Tomado de Organismo Salvadoreño de Reglamentación Técnica (2011) Valores y métodos de toma de muestras para el control oficial de los niveles de plomo, cadmio, mercurio y se fija el contenido máximo de cada uno en determinados productos pesqueros, segunda actualización

En México existe una normativa específica para controlar los niveles de metales pesados en productos de la pesca frescos, refrigerados y congelados. La NOM-242-SSA1-2009 Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba (2019), establece los valores máximos permitidos de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en diferentes especies de productos pesqueros, con el fin de proteger la salud pública y asegurar la seguridad alimentaria.

Los límites de contenido máximo para estos metales pesados en productos pesqueros, según la NOM-242-SSA1-2009, se observan en el Cuadro 11:

Cuadro 11. Productos frescos, refrigerados y congelados (parte comestible) – Metales pesados

Elemento	Especie	Límite Máximo (mg/kg)
As	Crustáceos y Moluscos bivalvos	80
Cd	Moluscos, otras	2.0, 0.5
Pb	Pescados y crustáceos	0.5

Tomado de Secretaria de Salud (2019) Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba.

Rakhunde et al. (2011) realizó un estudio exhaustivo en Irán para evaluar la concentración de metales pesados en pescado, centrándose principalmente en el músculo. Este estudio es fundamental para comprender los niveles de contaminación y sus posibles efectos adversos. Además, diferentes normativas internacionales establecen límites permisibles para la presencia de

estos metales en pescado, destacando la importancia de monitorear y regular su concentración para proteger la salud pública.

Los principales objetivos de esta revisión fueron evaluar la bioacumulación de metales pesados en especies de peces en varios ecosistemas acuáticos en Irán, así como comparar sus concentraciones con las normas. Los datos representados en peso húmedo (w.w) se compararon con otros estándares. Para comparar las concentraciones en las partes comestibles de los peces con sus valores estándar correspondientes, los límites máximos permisibles de metales pesados para peces se ilustran en el Cuadro N° 12 de acuerdo con diferentes normas internacionales (Rakhunde et al., 2011).

Cuadro 12. Límites permisibles de metales pesados en pescado según varias normas

Estándar	Metal pesado				Unidad
	As	Cd	Cr	Pb	
WHO	1.0	1.0	1.3	0.5	mg/kg w.w
FAO	1.0	0.5	1.0	2.0	mg/kg w.w
FDA		4.0		1.7	mg/kg w.w
EC		0.05		0.2	mg/kg w.w
New Zealand	1.0	1.0		2.0	mg/kg w.w
U.K		0.2		2.0	mg/kg w.w
Turkey		0.05		0.3	mg/kg w.w
China	0.5	0.1	2.0	0.5	mg/kg w.w
Hong Kong	2.3	2.0	1.0	6.0	mg/kg w.w
Poland	4.0			2.0	mg/kg w.w
Sweden				1.0	mg/kg w.w
Switzerland		0.1		1.0	mg/kg w.w
Thailand	2.0			1.0	mg/kg w.w

Modificado de Rakhunde et al. (2011)

5. Metodología

La investigación es de tipo cuantitativo correlacional. El proceso metodológico incluye las técnicas de muestreo para cada una de las muestras a analizadas en este estudio (agua, sedimento y tilapia), así como su transporte y su tratamiento en el laboratorio para finalmente obtener la concentración de los metales pesados de interés. Las determinaciones de laboratorio se realizaron mediante espectrofotometría de absorción atómica; asimismo en las muestras de agua fueron tomados

parámetros fisicoquímicos de campo con el objetivo de entender el comportamiento de estos contaminantes en el medio.

5.1 Sitio de estudio

El lago de Güija está ubicado en los municipios de Metapán y San Antonio Pajonal, del departamento de Santa Ana (El Salvador) y el municipio de Asunción Mita, departamento de Jutiapa (Guatemala), entre las coordenadas geográficas $4^{\circ} 6' 58'' N 89^{\circ} 4' 54.95'' W$ a $4^{\circ} 4' 7.9'' N 89^{\circ} 8' 5'' W$ S 420 metros sobre el nivel del mar (Figura 5). Posee un espejo de agua de 42 km^2 , con un perímetro de 56 km y una profundidad máxima de 25 m. El lago cuenta con tres afluentes principales (ríos Angue, Ostúa, y Cusmapa) y un efluente (río el Desagüe). En el siguiente mapa se presenta la ubicación del lago de Güija en El Salvador en la zona fronteriza de Guatemala y El Salvador (PREPAC, OIRSA, 2006).

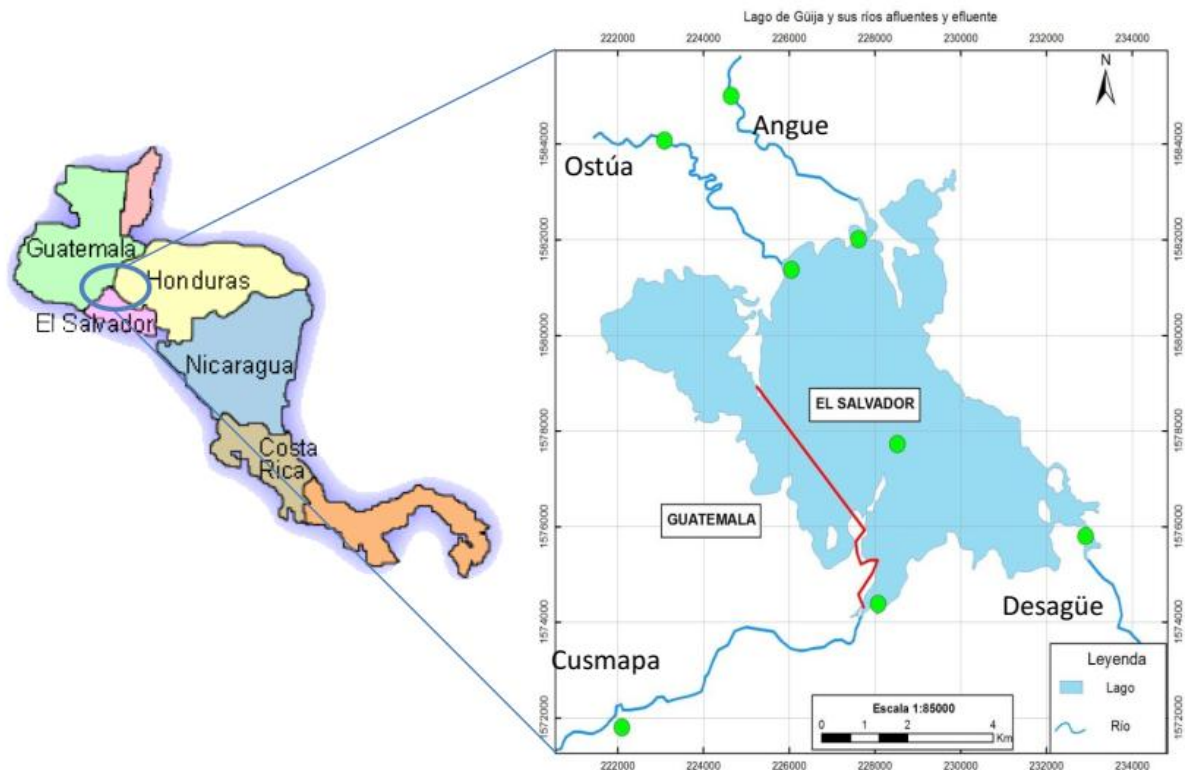


Figura 5. Ubicación del lago de Güija y sus ríos afluentes y efluentes.

Tomado de Madrid Orellana (2015)

Según OSPESCA (2007), en su plan de manejo del lago de Güija enfocado en la pesca y la acuicultura, el lago de Güija se define como un lago debido a que es un cuerpo de agua cerrado, sin conexión directa con el mar. Este lago presenta profundidades superiores a los 10 metros, lo que permite la ocurrencia de fenómenos de estratificación. La superficie del agua abarca 42 km², se encuentra a una altitud de 600 msnm, con una profundidad máxima de 25 metros y un promedio de 16 metros.

La cuenca del lago de Güija, compartida entre Guatemala y El Salvador, ve su calidad de agua fuertemente influenciada por las actividades humanas en las diferentes partes de la cuenca que pertenecen a cada país. El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) de El Salvador, a través del Observatorio Ambiental (DGOA), monitorea el lago de Güija, sus ríos afluentes y efluente, con el objetivo de detectar la presencia de elementos tóxicos en el sistema y su posible entrada al Río Lempa.

Esta zona es ambientalmente significativa, ya que el lago de Güija está designado como sitio Ramsar, un humedal que sustenta actividades productivas y recreativas, y provee recursos hídricos superficiales al Río Lempa. El Río Lempa, a su vez, alimenta la Planta Potabilizadora de las Pavas, que suministra agua potable al Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) (MARN, 2021).

En un estudio realizado por el MARN (2015), en donde se evaluaron los elementos tóxicos en el lago de Güija y sus ríos afluentes indica que se encontraron altas concentraciones de metales pesados tanto en aguas como en sedimento, estos valores estuvieron fuera de la normativa de referencia aplicada, debido a la contaminación procedente de sus afluentes y que en su mayoría son de origen antropogénico. Este hallazgo indica que es de suma importancia el monitoreo de estas fuentes sobre todo porque existe hoy en día actividades de cultivo de tilapia, de esta manera evaluar cómo afecta la contaminación por metales pesados a ellas por efecto del medio donde habitan.

Los compuestos químicos conocidos como xenobióticos son aquellos que no pertenecen naturalmente a un entorno específico. Los metales pesados, como el cadmio, arsénico, plomo, son un ejemplo de esto. Aunque estos metales están presentes de manera natural en suelos volcánicos,

se convierten en xenobióticos cuando las actividades humanas los introducen en cantidades adicionales, incrementando así su concentración en los ecosistemas acuáticos. Esto aumenta el riesgo de que estos metales se vuelvan biodisponibles para los organismos acuáticos. Consumir alimentos con altas concentraciones de estos metales puede ser perjudicial para la salud, especialmente porque los metales pesados tienden a acumularse en los riñones, lo que puede causar daño renal e incluso insuficiencia renal si se ingieren en grandes cantidades (Londoño et al., 2016).

Las actividades mineras, procesos de fabricación, combustión y la aplicación de plaguicidas, son las principales fuentes de metales pesados descargados a los cuerpos de agua, provocando problemas de salud pública (Barrenechea, 2009).

5.2 Muestreo

Se realizó una visita de reconocimiento al lago de Güija, ayudado de la visualización satelital por Google Earth para observar donde se agrupaban las jaulas y complementando con la información de las personas locales, con el fin de identificar la ubicación y disposición de las jaulas donde se cultivan las tilapias, y así mismo evaluar las condiciones de estas tanto en la disponibilidad por parte de las personas para dejar tomar las muestras, como al cumplimiento de la talla de la tilapia, que fuese para consumo humano.

En algunos sitios no se permitió el muestreo por condiciones como: Las jaulas estaban vacías, Los administradores de las jaulas no permitieron el acceso y en algunas las tallas de las tilapias no eran las adecuadas.

En este estudio, se utilizó un método de muestreo por conveniencia, una técnica no probabilística, en donde se definió como criterios para la selección del sitio, la cantidad de productores, número de jaulas, así como la disponibilidad de los mismos productores en proporcionar las muestras, similar a lo realizado por Hernández Orellana (2022) y Picado Pavón et al. (2024). El total de puntos de muestreo fue cinco, realizando una jornada única de muestreo el 15 de mayo de 2024.

En la Figura 6 se observan los 5 sitios de muestreo en donde se encontraron la mayor cantidad de jaulas que cumplieran con los criterios del muestreo, se seleccionaron dos sitios de muestreo del lado suroeste y tres sitios de lado noreste del lago de Güija. En cada sitio de muestreo se registraron las coordenadas con ayuda de un GPS, en el Cuadro 13 e detalla la información para cada uno de ellos.

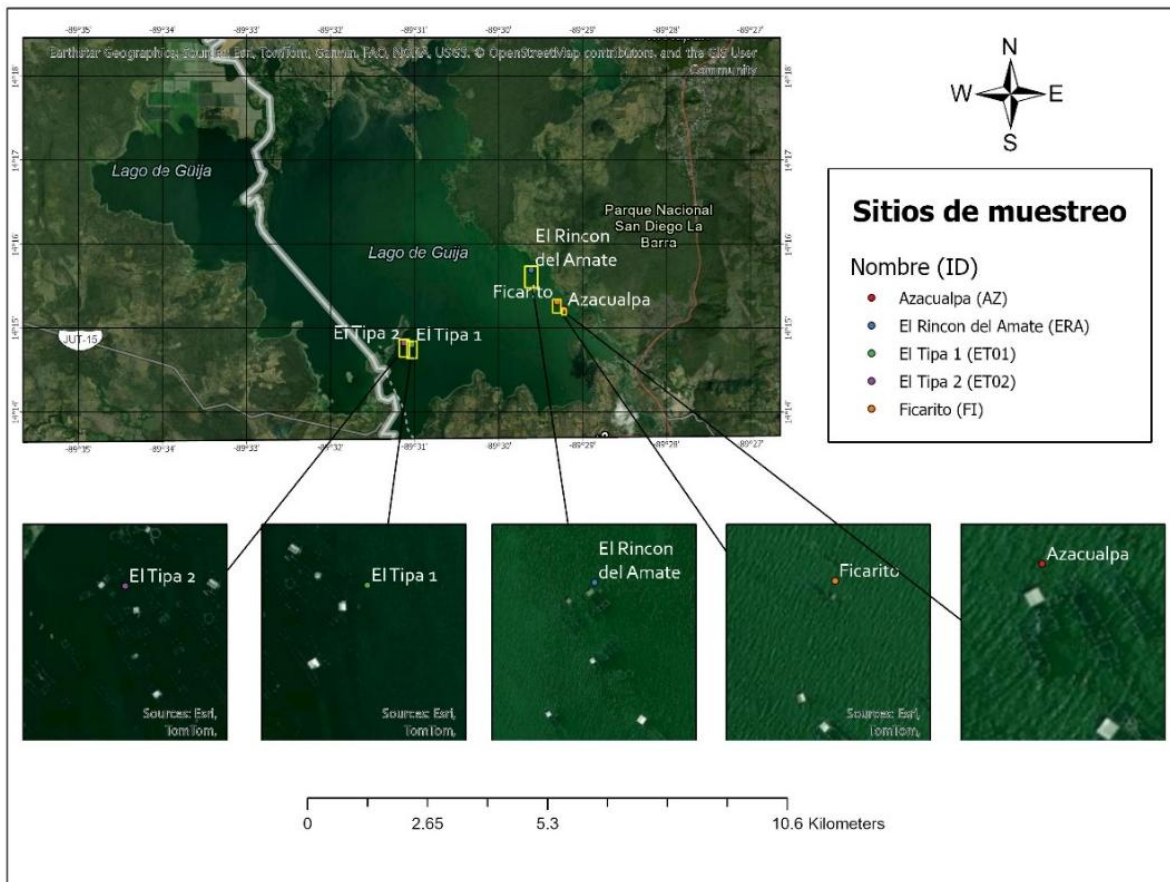


Figura 6. Mapa de sitios de muestro de jaulas de cultivo de tilapias en el lago de Güija sobre imágenes de satélite (Google Earth).

Cuadro 13. Localización geográfica de los sitios de muestreo y denominación de la zona de producción de tilapia.

Nombre del sitio	Identificación	Coordenada X	Coordenada Y	Elevación (msnm)
El Típa 1	ET01	14.246791	-89.517157	428
El Típa 2	ET02	14.247121	-89.518722	430
El Rincón del Amate	ERA	14.261568	-89.493480	435
Azacualpa	AZ	14.253744	-89.487059	433
Ficarito	FI	14.255252	-89.488337	437

5.2.1 Muestreo de agua

El muestreo se realizó siguiendo la metodología de toma de muestras de agua de investigaciones de Díaz Vargas et al. (2005) y Picado Pavón et al. (2024) relacionadas a la determinación de metales pesados tanto en agua superficial como agua a profundidad en lagos.

En cada sitio de muestreo se tomaron dos muestras de agua en un punto adyacente a las jaulas donde se cultivan las tilapias: una superficial a 0.5 metros y otra a 0.5 metros antes del fondo, estas fueron recolectadas por triplicado y en función de la profundidad del punto de muestreo, teniendo cuidado de no resuspender los sedimentos para evitar la contaminación de la muestra.

Con ayuda de un GPS se realizó la georreferencia de cada punto de muestreo, se utilizó un muestreador de agua de alta calidad, hecho de vidrio acrílico y acero inoxidable 304 con capacidad de 2 litros, que contaba con un termómetro interno con el cual se registró la temperatura del agua tanto en la superficie como en la profundidad, como se observa en la Figura 7, se ambientó el muestreador con un poco de agua del sitio. Para los análisis de laboratorio, se recolectó un litro de muestra en frascos de polietileno previamente lavados.



Figura 7. Colecta de muestra de agua superficial y a profundidad.

Asimismo, el resto de la muestra recolectada se utilizó para la medición de los parámetros físico-químicos de campo, así como se observa en la Figura 8, los parámetros físico-químicos se detallan en el Cuadro 14. Para el transporte, las muestras fueron conservadas en una hielera a $\pm 4^{\circ}\text{C}$, como

se establece en el RTS 13.02.01:14 Agua. Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad (2018), hasta su llegada al laboratorio de Química Agrícola, donde fueron refrigeradas para su posterior pretratamiento y análisis. Todos los datos se anotaron en las hojas de recolección de datos de campo (Anexo 1).



Figura 8. Toma y registro de parámetros fisicoquímicos en muestras de agua superficial y a profundidad

Cuadro 14 Parámetros físico-químicos tomados en muestras de agua superficial y profundidad.

Parámetro	Equipo utilizado
Temperatura de muestra (°C)	Termómetro del muestreador de agua
Temperatura ambiente (°C)	Termómetro de mercurio
pH	Sonda Hanna HI 991002 (Figura 10)
Conductividad eléctrica (μS/cm)	Sonda multiparámetros Hach HQ 40d (Figura 9)
Sólidos totales disueltos (mg/L)	Sonda multiparámetros Hach HQ 40d (Figura 9)
Oxígeno disuelto (mg/L)	Sonda multiparámetros Hach HQ 40d (Figura 9)
Saturación de oxígeno (%)	Sonda multiparámetros Hach HQ 40d (Figura 9)
Salinidad (%)	Sonda multiparámetros Hach HQ 40d (Figura 9)
Potencial oxido-reducción (mV)	Sonda Hanna HI 991002 (Figura 10)



Figura 9. Sonda multiparámetros Hach HQ 40d.



Figura 10. Sonda Hanna HI 991002.

5.2.2 Muestreo de sedimento

El muestreo se realizó siguiendo metodologías de toma de muestras de sedimento utilizadas en investigaciones de Díaz Vargas et al., (2005) y Picado Pavón et al. (2024) en trabajos relacionados para la determinación de metales pesados en lagos.

Finalizada la toma de muestra de agua tanto superficial como de profundidad se procedió a preparar el equipo de muestreo de sedimento. Para ello, se utilizó una draga Fieldmaster Mighty Grab marca Wildco, la cual fue preparada con sus pines para su lanzamiento, dejando caer la draga se tomaron las muestras de agua adyacentes a las jaulas de tilapia recolectando aproximadamente un kg de sedimento (Figura 11).



Figura 11. Colecta de muestras de sedimento utilizando draga Fieldmaster Mighty Grab marca Wildco.

Se descartó el exceso de agua que la draga atrapó con el sedimento y se incorporó a una bandeja plástica en donde con ayuda de una espátula y pinzas de acero inoxidable se retiraron residuos ajenos al sedimento (rocas, caracoles, basura, entre otros), tal cual se visualiza en la Figura 12.

Con la ayuda de la espátula se incorporó la muestra a una bolsa de cierre hermético (previamente rotulada) y se selló (Figura 13)



Figura 12. Retiro de residuos en muestra de sedimento.



Figura 13. Almacenamiento de muestra de sedimento recolectada en bolsa de cierre hermético.

Al igual que con las muestras de agua, las muestras de sedimento fueron dispuestas en una hielera propia para sedimentos a una temperatura $\pm 4^{\circ}\text{C}$, hasta su llegada al laboratorio de Química Agrícola, donde fueron refrigeradas, para su posterior preparación y análisis. Los datos fueron registrados en las hojas de recolección de datos de campo (Anexo 1).

5.2.3 Muestreo de tilapias

De cada punto de muestreo y con ayuda de los responsables de las jaulas (Figura 14); se tomaron tres ejemplares de tilapias de forma aleatoria que cumplieran con la talla adecuada para consumo humano entre las 12 y 16 semanas de su ciclo de vida, esto se hizo por triplicado, para un total de 9 tilapias por punto (Picado Pavón et al., 2024).



Figura 14. Recolecta de muestras de Tilapia.

Los ejemplares se incorporaron en bolsas de cierre hermético previamente rotuladas (Figura 15), las muestras fueron dispuestas en una hielera propia para muestras de tilapias a una temperatura ± 4 °C, hasta su llegada al Laboratorio de Química Agrícola, de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de El Salvador, donde fueron congeladas para su posterior preparación y análisis. Se registraron todos los datos en las hojas de recolección de datos de capo (Anexo 1).



Figura 15. Almacenamiento de muestras de Tilapias en bolsas de cierre hermético.

5.3 Procesamiento de muestras

5.3.1 Procesamiento de muestras de sedimentos.

Las muestras fueron trabajadas como lo realizado por Picado Pavón et al. (2024), en donde fueron llevadas al Laboratorio de Química Agrícola y dispuestas en mesas de trabajo para su preparación. Se incorporaron cada una de las muestras en bandejas plásticas, previamente lavadas (Figura 16).

Las muestras fueron distribuidas con la ayuda de una espátula de acero inoxidable, para realizar el proceso de secado. Las bandejas fueron introducidas a una estufa de aire circulante a 25°C, durante 3 días, verificando que se evaporara la totalidad del agua de la contenida en ella, Figura 17.



Figura 16. Incorporación de muestras a bandejas plásticas.



Figura 17. Proceso de secado de muestras de sedimento en estufa de aire circulante.

Una vez las muestras fueron secadas, se inspeccionaron y retiraron restos de materiales ajenos como, caracoles, rocas, trozos de madera, u otros objetos fuera de lo requerido para el estudio. Seguidamente las muestras se trituraron con ayuda de un mortero y pistilo (Figura 18), y se pasaron por un tamiz de 0.50 mm, con el fin de obtener una muestra totalmente homogénea, estas muestras se guardaron en tubos falcon de 50 mL (Figura 19), previamente rotulados, y dispuestas en un desecador, hasta su análisis.



Figura 18. Proceso de trituración y tamizado de muestras de sedimento



Figura 19. Muestras de sedimento tamizadas.

5.3.2 Procesamiento de muestras de tilapias.

Las muestras de tilapias se trabajaron como lo realizado por Picado Pavón et al. (2024), en donde se llevaron al Laboratorio de Química Agrícola y fueron dispuestas en mesas de trabajo para su preparación. Se retiraron del congelador y se descongelaron con un baño de agua, manteniendo las tilapias en la bolsa (Figura 20).

Los ejemplares fueron lavados con abundante agua de chorro y agua destilada, para remover partículas de sedimento y suciedad. Posterior a esto, fueron pesados individualmente (Figura 21). Además, con ayuda de una espátula de acero inoxidable, se removieron las escamas de cada una de las tilapias y se retiraron las entrañas (Figura 22), seguidamente se procedió a filetear el músculo completo de cada una de las tilapias, con cuchillos de acero inoxidable, así como se observa en la Figura 23, estas fueron colocados en bandejas plásticas rotuladas para cada sitio de muestreo. Se pesó cada filete de músculo en cajas Petri de vidrio, previamente lavadas con abundante agua de chorro, agua destilada y agua osmotizada, con el fin de garantizar un recipiente que no aportara contaminación de trazas.



Figura 20. Descongelamiento de muestras de tilapia.



Figura 21. Pesaje individual de las muestras de tilapia.



Figura 22. Retiro de escamas en las muestras de tilapias.



Figura 23. Filete de músculo de tilapia.

Las muestras fueron llevadas a una estufa de aire circulante (Figura 24) a 60°C por 24 horas, hasta obtener muestras totalmente deshidratadas. Estas muestras fueron trituradas y homogenizadas en un molino marca IKA TUBE-MILL 100, a 10,000 rpm por 1 minuto, como se ve en la Figura 25. La muestra triturada y homogénea se pesó en cajas Petri limpias, y se llevó a una estufa de vacío a 105°C durante 5 horas (Figura 26), para eliminar el agua fuertemente ligada y obtener una muestra seca. Finalmente, las muestras fueron guardadas en tubos falcon de 50 mL previamente rotulados, y dispuestas en un desecador hasta su análisis (Figura 27).



Figura 24. Proceso de secado de músculo de tilapia en estufa de aire circulante.



Figura 25. Molino Ika TUBE-MILL 100, utilizado para triturar las muestras de tilapia.



Figura 26. Proceso de secado de músculo de tilapia en estufa de vacío.



Figura 27. Muestras de músculo de tilapia secadas.

5.4 Digestión de muestras

5.4.1 Digestión de muestras de agua - Digestión húmeda

El proceso se realizó empleando el Método 3030 E del Standard Methods APHA, AWWA, WEF, (2017). Se tomaron 100.0 mL de muestra, como se observa en la Figura 28, medidos volumétricamente, y se transfirieron a un beaker de 250 mL. Se adicionaron 5.0 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3) (Figura 29) y se llevó a ebullición durante 10 minutos en un hotplate, teniendo cuidado de no tener pérdidas por salpicaduras.



Figura 28. Toma de muestra de agua para digestión.



Figura 29. Adición de HNO_3 concentrado a las muestras de agua.

Se filtró la solución, utilizando papel filtro Whatman N°42 (Figura 30), recibiendo en un balón volumétrico de 100.0 mL (previamente rotulado), realizando de 2 a 3 lavados en el beaker para arrastrar todo el contenido. Se aforó el balón volumétrico con agua osmotizada y se almacenó la solución para la determinación de los metales pesados, en la Figura 31 se observan las soluciones madres de las muestras digeridas.



Figura 30. Filtrado de muestras de agua digeridas.



Figura 31. Muestras de agua digeridas y almacenadas.

Se llevó simultáneamente un blanco (sustancia que contiene todos los reactivos adicionados en el proceso, excepto el analito de interés y que sirve como corrección de fondo e instrumental durante las corridas en el equipo).

5.4.2 Digestión de muestras de sedimento – Digestión asistida por microondas

Este proceso se llevó a cabo utilizando el Método EPA 3051A (USEPA, 2007), para ello se utilizó un microondas Multiwave GO Plus marca Anton Paar (Figura 32).



Figura 32. Sistema de Digestión Microondas Multiwave GO Plus marca Anton Paar utilizado para las digestiones de las muestras

Se pesaron 0.50 g de muestra en una balanza analítica Shimadzu, en los tubos de teflón para microonda. A los tubos se le adicionaron 10.0 mL de ácido nítrico concentrado, y se procedió a sellarlos, para colocarlos en el microondas (Figura 33), estableciendo las condiciones según el método EPA 3051A (USEPA, 2007), una vez finalizado el período de digestión, las muestras se recibieron en balones volumétricos de 50.0 mL, como se observa en la Figura 34, y se aforaron con agua osmotizada.



Figura 33. Incorporación de muestras al microondas para proceso de digestión



Figura 34. Incorporación de muestra de sedimento digerida en balón volumétrico de 50.0mL.

Simultáneamente se mantuvo un blanco (sustancia que contiene todos los reactivos adicionados en el proceso, excepto el analito de interés y que sirve como corrección de fondo e instrumental durante las corridas en el equipo).

-Las muestras se almacenaron para su posterior lectura en el equipo Espectrofotómetro de absorción atómica.

5.4.3 Digestión de muestras de tilapia – Digestión asistida por microondas

Este proceso se llevó a cabo utilizando el Método EPA 3052 (USEPA, 1996) para ello se utilizó un microondas Multiwave GO Plus marca Anton Paar.

Se pesaron 0.50 g de muestra, balanza analítica, en los tubos de teflón para microonda (Figura 35), luego se adicionaron 10.0 mL de ácido nítrico concentrado al tubo de teflón, y 2.0 mL de peróxido

de hidrógeno (Figura 36), y se procedió a sellarlos, para colocarlos en el microondas. De esta forma, se establecieron las condiciones en el equipo programando el método EPA 3052, para la digestión como se visualiza en la Figura 37.



Figura 35. Pesaje de muestras de tilapia para digestión en tubos de teflón.



Figura 36. Adición de peróxido de hidrógeno.



Figura 37. Establecimiento de las condiciones EPA 3052 en microondas.

Una vez finalizado el período de digestión, las muestras se recibieron en balones volumétricos de 50.0 mL (previamente rotulados), y se aforaron con agua osmotizada. Se llevó simultáneamente un blanco (sustancia que contiene todos los reactivos adicionados en el proceso, excepto el analito de interés y que sirve como corrección de fondo e instrumental durante las corridas en el equipo). Las

muestras se almacenaron para su posterior lectura en el equipo Espectrofotómetro de absorción atómica.

5.5 Cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica

5.5.1 Horno de grafito

Se llevó a cabo la determinación de los niveles de cadmio (Cd), cromo (Cr) y plomo (Pb) en las muestras de agua (superficial y profundidad), sedimento y tilapia, utilizando la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con el módulo de horno de grafito, Figura 38.



Figura 38. Equipo Espectrofotómetro de absorción atómica, Módulo Horno de Grafito marca Shimadzu AA-700 para determinación de Cd, Cr, y Pb.

5.5.2 Preparación de las curvas de calibración

Curva de calibración de Cadmio (Cd)

A partir de una solución madre de 1000 ppm (1,000,000 ppb) de Cd, Figura 41, se preparó una solución stock de 1 ppm (1,000 ppb), tomando 1 mL de la madre y llevándola a un volumen de 1.0 L, aforando con agua osmotizada. Luego, del estándar de 1 ppm (1,000 ppb) se tomaron 1.25 mL y se llevó a un volumen de 250 mL, aforando con agua osmotizada, este estándar es equivalente a una concentración de 0.005 ppm o 5 ppb, ver esquema de dilución.

Esquema de dilución.

1,000,000 ppb (**madre Cd**)

1.0 mL -----→ 1,000 mL (**1,000 ppb Cd**)

1.25 mL ----→250.0 mL (**5 ppb Cd**)

A partir de este estándar de 5 ppb el equipo genera la curva de calibración con las siguientes concentraciones: 0.2 ppb, 0.5 ppb, 1.0 ppb y 2.0 ppb.

Curva de calibración de Cromo (Cr)

A partir de una solución madre de 1000 ppm (1,000,000 ppb) de Cr, Figura 42, se preparó una solución stock de 1 ppm (1,000 ppb), tomando 1 mL de la madre y llevándola a un volumen de 1.0 L, aforando con agua osmotizada. Luego del estándar de 1 ppm (1,000 ppb) se tomaron 10.0 mL y se llevó a un volumen de 250 mL, aforando con agua osmotizada, este estándar es equivalente a una concentración de 0.04 ppm o 40 ppb, ver esquema de dilución.

Esquema de dilución.

1,000,000 ppb (**madre Cr**)

1.0 mL -----→ 1,000 mL (**1,000 ppb Cr**)

10.0 mL ----→250.0 mL (**40 ppb Cr**)

A partir de este estándar de 40 ppb el equipo genera la curva de calibración con las siguientes concentraciones: 1.0 ppb, 3.0 ppb, 5.0 ppb y 10.0 ppb.

Curva de calibración de Plomo (Pb)

A partir de una solución madre de 1000 ppm (1,000,000 ppb) de Pb, Figura 43, se preparó una solución stock de 1 ppm (1,000 ppb), tomando 1 mL de la madre y llevándola a un volumen de 1.0 L, aforando con agua osmotizada. Luego del estándar de 1 ppm (1,000 ppb) se tomaron 10.0 mL y se llevó a un volumen de 250 mL, aforando con agua osmotizada, este estándar es equivalente a una concentración de 0.04 ppm o 40 ppb, ver esquema de dilución.

Esquema de dilución.

1,000,000 ppb (**madre Pb**)

1.0 mL -----→ 1,000 mL (**1,000 ppb Pb**)

10.0 mL ----→250.0 mL (**40 ppb Pb**)

A partir de este estándar de 40 ppb el equipo genera la curva de calibración con las siguientes concentraciones: 2.0 ppb, 5.0 ppb, 10.0 ppb y 20.0 ppb.

Lectura de muestras

Se colocaron blanco, estándares y muestras en el carrito auto muestreador del equipo y se hicieron las diluciones correspondientes a las muestras cuando estas se salían de la curva de calibración.

El equipo trabaja con un RSD (desviación estándar relativa) de 5%, para lo cual realiza 2 lecturas; si no se cumple con este RSD, se hace una tercera lectura. La curva de calibración debe cumplir con una correlación lineal mayor al 0.9900, tal cual se establecen los parámetros en el equipo.

5.6 Generador de hidruros

Se utilizó el módulo de generador de hidruros HVG-1 marca Shimadzu (Figura 39), para la determinación de los niveles de arsénico (As) en las muestras de agua (superficial y profundidad), sedimento y tilapia, utilizando la técnica de espectrofotometría de absorción atómica (Acharyya et al., 1999).



Figura 39. Módulo Generador de Hidruros HVG-1 marca Shimadzu utilizado para el análisis de Arsénico.

Curva de calibración de Arsénico (As)

A partir de una solución madre de 1000 ppm (1,000,000 ppb) de As, Figura 44, se preparó una solución stock de 10 ppm (10,000 ppb), tomando 10 mL de la madre y llevándola a un volumen de 1.0 L, aforando con agua osmotizada. Luego, del estándar de 10 ppm (10,000 ppb) se tomaron 2.5 mL y se llevó a un volumen de 250 mL, aforando con agua osmotizada, este estándar es equivalente a una concentración de 0.1 ppm o 100 ppb, ver esquema de dilución.

Esquema de dilución.

1,000,000 ppb (**madre As**)

10.0 mL -----> 1,000 mL (**10,000 ppb As**)

2.5 mL ---->250.0 mL (**100 ppb As**)

A partir del estándar de 100 ppb se preparó la curva de calibración de la siguiente manera:

En balones volumétricos de 50.0 mL se adicionó lo siguiente:

0.25 mL del estándar de 100 ppb para obtener un estándar de 0.5 ppb.

0.50 mL del estándar de 100 ppb para obtener un estándar de 1.0 ppb.

1.00 mL del estándar de 100 ppb para obtener un estándar de 2.0 ppb.

2.50 mL del estándar de 100 ppb para obtener un estándar de 5.0 ppb.

A cada balón se le adicionó 4.0 mL de ácido clorhídrico (HCL) (1+1) y 2.0 mL de yoduro de potasio (KI). Se llevó a cabo una digestión a +/- 85 °C durante 30 minutos, teniendo el cuidado de que no ebullera, para evitar pérdidas por salpicaduras (Figura 40), se enfriaron las soluciones, y se llevaron a volumen con agua osmotizada.

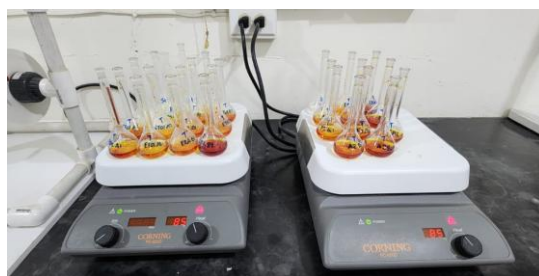


Figura 40. Digestión de muestras a 85°C para determinar As.

Lectura de muestras

Se colocaron blanco, estándares y muestras en el carrito auto muestreador del equipo y se hicieron las diluciones correspondientes a las muestras cuando estas se salían de la curva de calibración.

El equipo trabaja con un RSD (desviación estándar relativa) de 5%, para lo cual realiza 2 lecturas; si no se cumple con este RSD, se hace una tercera lectura. La curva de calibración debe cumplir con una correlación lineal mayor al 0.9900 (Shimadzu Corporation, s. f.).

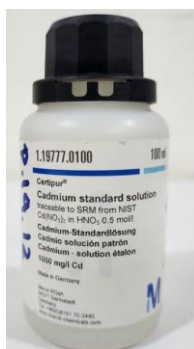


Figura 41. Estándar madre de Cd de 1000 ppm.



Figura 42. Estándar madre de Cr de 1000 ppm.

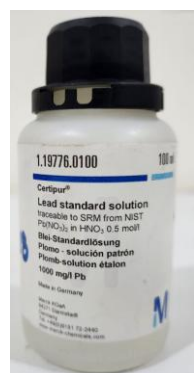


Figura 43. Estándar madre de Pb de 1000 ppm.

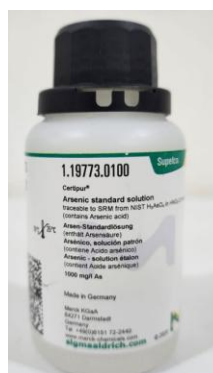


Figura 44. Estándar madre de As de 1000 ppm.

Procesamiento de datos

Para el procesamiento de los datos obtenidos de las determinaciones de los metales pesados se utilizaron Hojas de Excel en la cual se tabularon los datos para sacar las concentraciones finales de cada uno de los metales, así como la estadística descriptiva de cada uno de ellos (promedio, valores máximos y mínimos, desviación estándar), para los parámetros físico-químicos se tabularon los datos y se realizaron gráficos de barra para comparar los datos de superficie con los datos de profundidad.

Asimismo, se utilizó el programa estadístico Infostat en la versión estudiantil para la realización de las regresiones lineales (datos en Anexo 5) y el análisis de componentes principales y evaluar la relación de los metales entre cada matriz (Grupo InfoStat, 2020).

Para evaluar esta relación, se empleó la técnica de regresión lineal, la cual permite analizar cómo una variable dependiente (concentración de metales en el músculo de la tilapia) se relaciona con una o más variables independientes (concentración de metales en el agua y sedimento), además para obtener un poco más de información se relacionaron las concentraciones de sedimento con las del agua tanto superficial como a profundidad para entender como es el intercambio de metales entre esas 2 fases. La regresión lineal ayuda a comprender mejor cómo las concentraciones de metales pesados en el medio ambiente influyen en la bioacumulación en la tilapia, en donde se trabajó con un nivel de confianza del 95% y un 5% de error relativo, para la evaluación de los datos obtenidos.

Los valores de concentraciones para As, Cd, Cr y Pb para tilapia (músculo), sedimento, y agua (superficial y profunda), fueron identificados para cada una de estas matrices, en donde:

Tp: Tilapia (músculo); Sd: (Sedimento); AgS: (Agua Superficial); AgP: (Agua Profunda)

Asimismo, los datos obtenidos se compararon con los valores de referencia nacionales e internacionales para agua, sedimento y tilapia, de esta forma evaluar si estos datos estén dentro de los límites máximos permisibles en los cuales no hay un riesgo de contaminación.

6. Resultados

6.1 Parámetros físico-químicos de campo tomados en agua superficial y profundidad en el entorno de jaulas de producción de tilapia del lago de Güija

En el análisis de parámetros físicoquímicos del agua, se realizaron muestreos tanto en superficie como en profundidad para comprender las variaciones en diferentes niveles. Las muestras de superficie fueron recolectadas a una profundidad de 0.5 metros, mientras que las muestras de profundidad se obtuvieron a mayores niveles, variando entre 4 y 6 metros según el sitio evaluado, lo cual se determinó mediante la profundidad de la jaula en donde se dejó un espacio entre la jaula y el lecho de 0.5 m, para no resuspender el sedimento y obtener una muestra integra de agua.

Dentro de los parámetros físico-químicos tomados están la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales, el oxígeno disuelto, la salinidad y el potencial de reducción-oxidación (ORP).

En la Figura 45 se pueden observar los valores de temperatura del agua medidos en superficie y fondo en la jornada del 15 de mayo de 2024, en donde se muestra una estratificación de la columna de agua. En superficie la temperatura varió entre 31.3°C y 31.7°C, con un promedio de 32.6 °C, mientras que la temperatura del agua en profundidad osciló entre 29°C y 30.1°C, con un promedio de 33 °C, generando una disminución media de 0.4 °C.

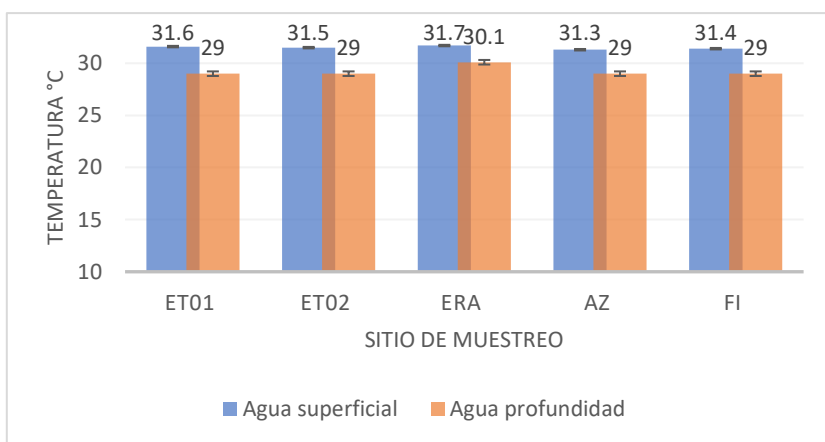


Figura 45. Valores de temperatura (°C) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

El pH medido en todos los sitios indica que el agua del lago es alcalina. Su comportamiento es similar al de la temperatura (desciende con profundidad). En la Figura 46 se muestran los valores de pH del agua en los sitios de muestreo, tanto en la superficie como en profundidad. Los valores de pH en la superficie varían entre 8.92 y 9.02, lo que sugiere un entorno ligeramente más alcalino, por el contrario, el pH en profundidad varía entre 8.54 y 8.73 ligeramente más bajo que en superficial.

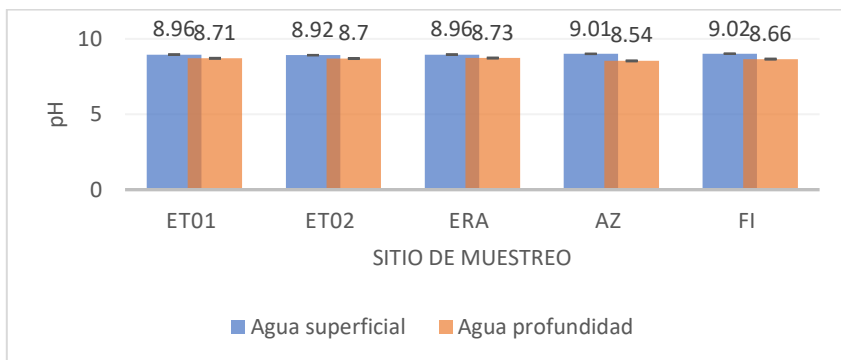


Figura 46. Valores de pH en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

Los datos recogidos el día de muestreo para OD se plasman en La Figura 47, en donde se muestran los valores de oxígeno disuelto (OD) en miligramos por litro (mg/L) en agua a nivel superficial y en profundidad en diferentes sitios del lago de Güija, se nota que los niveles de OD en la superficie del agua varían entre 7.3 mg/L y 8.4 mg/L, mientras que, en profundidad, los valores de OD van de 5.49 mg/L a 6.24 mg/L, reflejando una disminución del oxígeno mientras se avanza en profundidad en la columna de agua.

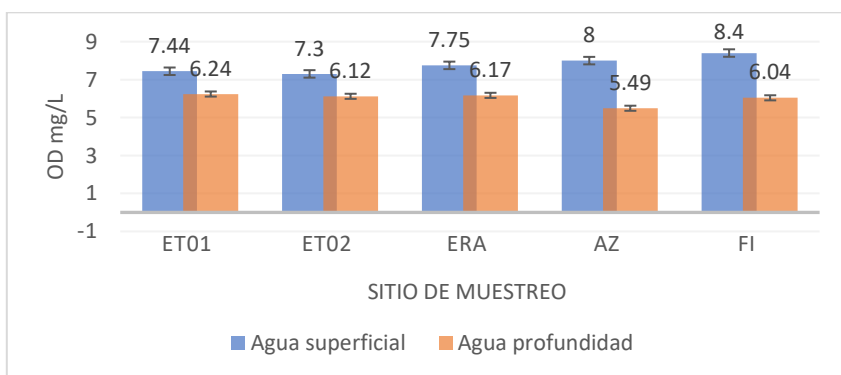


Figura 47. Valores de OD (mg/L) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

Los valores de STD en el agua superficial son ligeramente más bajos a comparación del agua a profundidad rondando entre 126.2 y 129.5 mg/L, a excepción del sitio ET01 y ERA que superan por poco los de agua profundidad que rondan entre los 126.5 y 129.6 mg/L, como se aprecia en la Figura 48, a diferencia de la temperatura, pH y oxígeno disuelto, este parámetro no refleja un comportamiento uniforme en superficie y profundidad.

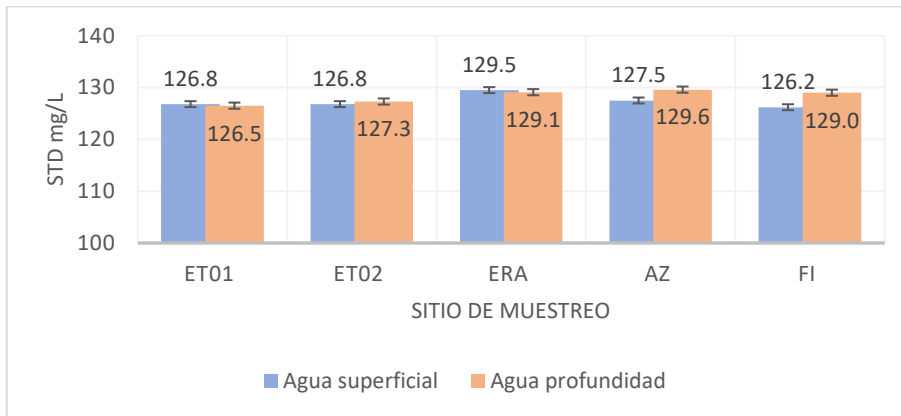


Figura 48. Valores de STD (mg/L) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

En la Figura 49 se puede observar que la salinidad superficial tiene un valor de 0.13 % en todos los puntos excepto en el sitio FI con un valor de 0.17 % y la salinidad a profundidad varía en los puntos de 0.13 a 0.18% teniendo en el sitio AZ la mayor concentración.

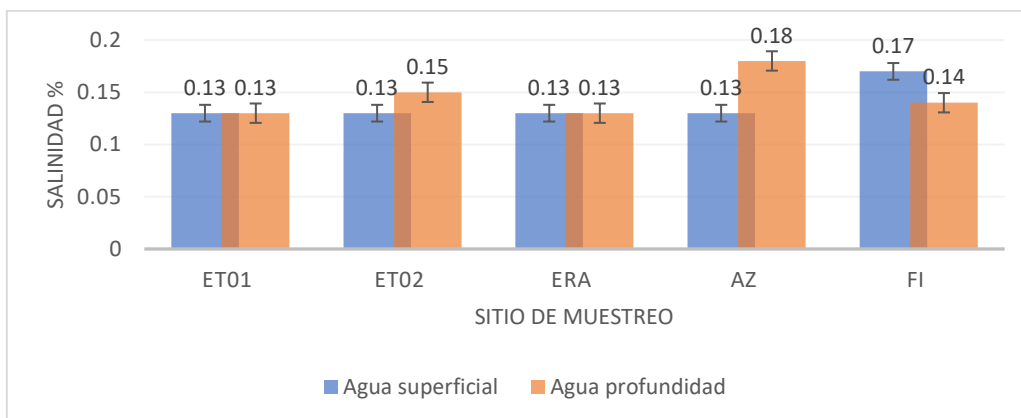


Figura 49. Valores de Salinidad (%) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

La Figura 50 muestra cómo la conductividad eléctrica (CE) varía entre el agua superficial y la profundidad en diferentes puntos del lago de Güija. En la superficie, la CE varía de los 280 a 408 $\mu\text{S}/\text{cm}$ siendo en todos los puntos a excepción del ET01 debido a la entrada de materiales disueltos, en lado noreste de los sitios de muestreo donde se obtiene datos más altos el noreste (ERA, AZ, FI) y más bajos en el lado sureste (ET01 y ET02). En contraste, en profundidad, la CE tiende a ser más constante rondando valores de 295 a 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

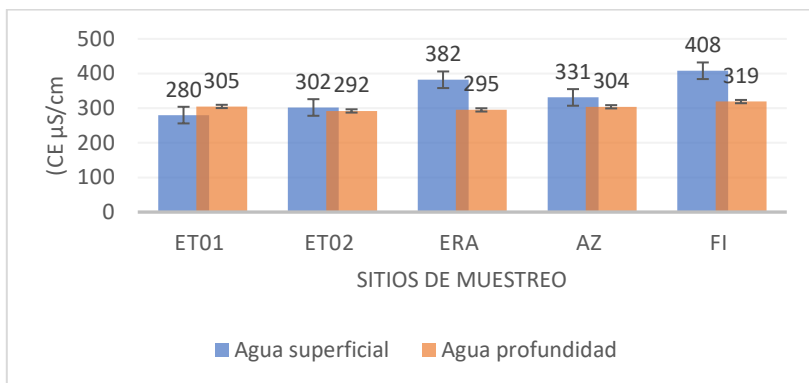


Figura 50. Valores de CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

El ORP en superficie varía entre 113 a 201 mV, mientras que en profundidad oscila entre 119 a 256 mV, como se observa en la Figura 51, indicando mayores niveles de actividad redox en aguas más profundas debido a la presencia de materiales orgánicos en descomposición y otros procesos químicos activos.

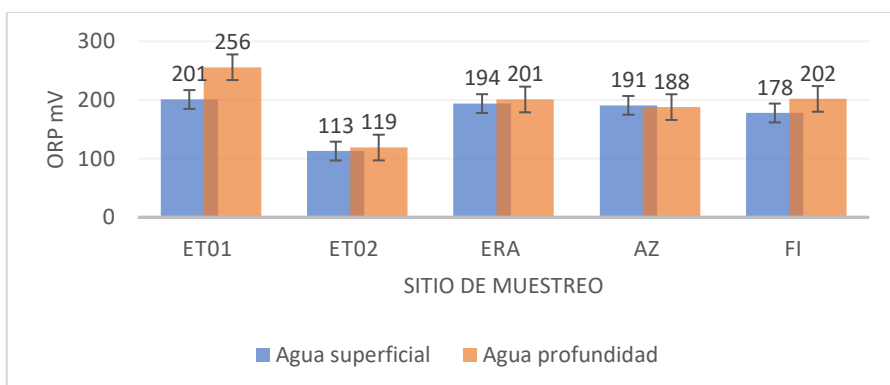


Figura 51. Valores de ORP (mV) en agua a nivel superficial y profundidad de jaula en diferentes sitios del lago de Güija.

6.2 Concentraciones de metales pesados en músculo de tilapia, sedimento, agua superficial y a profundidad en el lago de Güija

6.2.1 Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en músculo de tilapia

En el Cuadro N°15 se encuentran las concentraciones obtenidas de As, Cd, Cr y Pb en mg/kg (en base húmeda o w.w), del músculo de las tilapias, mostrando los valores promedios su desviación estándar y valores máximos y mínimos (ver Anexo 2 y 3). Como se observa a simple vista no se detectaron niveles significativos de cadmio ni cromo en ninguno de los sitios de muestreo, ya que todas las concentraciones están por debajo del límite de cuantificación.

Cuadro 15. Concentraciones de metales pesados en músculo de tilapia

Metal w.w	Sitio de muestreo	Muestra (mg/kg)			Promedio (mg/kg)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/kg)	ET01	0.0233	0.0233	0.0288	0.0251	0.0032	0.0233	0.0288
	ET02	0.0335	0.0410	0.0310	0.0352	0.0052	0.0310	0.0410
	ERA	0.0306	0.0181	0.0174	0.0220	0.0074	0.0174	0.0306
	AZ	0.1438	0.1117	0.0931	0.1162	0.0257	0.0931	0.1438
	FI	0.1401	0.1546	0.1293	0.1413	0.0127	0.1293	0.1546
Cadmio (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Cromo (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Plomo (mg/kg)	ET01	0.0687	0.0731	0.0762	0.0727	0.0037	0.0687	0.0762
	ET02	0.0684	0.0762	0.0753	0.0733	0.0043	0.0684	0.0762
	ERA	0.0704	0.0515	0.0476	0.0565	0.0122	0.0476	0.0704
	AZ	0.0739	0.0653	0.0479	0.0624	0.0133	0.0479	0.0739
	FI	0.0450	0.0460	0.0492	0.0468	0.0022	0.0450	0.0492

Las concentraciones de arsénico en el músculo de tilapia varían entre los sitios de muestreo. Los valores más altos se observan en AZ y FI, con promedios de 0.1162 y 0.1413 mg/kg, respectivamente. Las desviaciones estándar indican variabilidad en las muestras, especialmente en AZ.

Para el caso del plomo, las concentraciones son más consistentes entre los sitios de muestreo. Los valores promedios van desde 0.0468 mg/kg en FI hasta 0.0733 mg/kg en ET02. La desviación estándar es relativamente baja, lo que indica poca variabilidad en las muestras.

6.2.2 Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en sedimento

En el Cuadro N°16 se encuentran las concentraciones obtenidas de As, Cd, Cr y Pb en mg/kg de las muestras de sedimento tomadas en la proximidad de las jaulas de producción de tilapia en el lago de Güija, mostrando los valores promedios su desviación estándar y valores máximos y mínimos.

Para los sedimentos, las concentraciones promedio del arsénico variaron entre los sitios de muestreo, con FI teniendo el valor promedio más alto (6.7589 mg/kg).

Los valores promedio de cadmio oscilan entre 0.3122 y 1.488 mg/kg, con ET01 teniendo el promedio más alto (1.3713 mg/kg).

El cromo presenta valores promedio más altos en general, oscilando entre 23.2145 y 32.3988 mg/kg con AZ mostrando el promedio más alto (31.1232 mg/kg). ET02 muestra la mayor variabilidad con una desviación estándar de 2.8813.

Finalmente, el plomo muestra los valores promedio más consistentes variando entre 11.1259 y 14.6874 mg/kg, con AZ teniendo el valor promedio más alto (14.5978 mg/kg). La desviación estándar más alta se observa en ERA (0.9900), indicando mayor variabilidad en ese sitio.

Cuadro 16. Concentraciones de metales pesados en sedimentos

Metal	Sitio de muestreo	Muestra (mg/kg)			Promedio (mg/kg)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/kg)	ET01	4.9782	5.7403	5.0433	5.2539	0.4225	4.9782	5.7403
	ET02	6.3821	5.9988	6.1205	6.1671	0.1959	5.9988	6.3821
	ERA	5.5180	7.3458	5.9092	6.2577	0.9624	5.5180	7.3458
	AZ	6.7134	4.9937	6.5801	6.0957	0.9567	4.9937	6.7134
	FI	6.4162	7.2850	6.5756	6.7589	0.4625	6.4162	7.2850
Cadmio (mg/kg)	ET01	1.2190	1.4461	1.4488	1.3713	0.1319	1.2190	1.4488
	ET02	0.6230	0.6192	0.6178	0.6200	0.0027	0.6178	0.6230
	ERA	0.4122	0.3311	0.3330	0.3588	0.0463	0.3311	0.4122
	AZ	0.3122	0.3331	0.3140	0.3197	0.0116	0.3122	0.3331
	FI	0.5294	0.5220	0.5219	0.5244	0.0043	0.5219	0.5294
Cromo (mg/kg)	ET01	30.7928	30.9725	30.5193	30.7615	0.2282	30.5193	30.9725
	ET02	28.7639	23.2146	24.6441	25.5409	2.8813	23.2146	28.7639
	ERA	28.2239	26.3491	26.9283	27.1671	0.9600	26.3491	28.2239
	AZ	29.9150	32.3988	31.0559	31.1232	1.2433	29.9150	32.3988
	FI	26.6473	25.5322	26.2067	26.1287	0.5616	25.5322	26.6473
Plomo (mg/kg)	ET01	12.6271	11.8471	11.8894	12.1212	0.4386	11.8471	12.6271
	ET02	11.1259	11.6600	11.2197	11.3352	0.2852	11.1259	11.6600
	ERA	13.7137	11.9229	13.5496	13.0621	0.9900	11.9229	13.7137
	AZ	14.4377	14.6874	14.6683	14.5978	0.1390	14.4377	14.6874
	FI	12.6077	12.3503	12.5054	12.4878	0.1296	12.3503	12.6077

6.2.3 Concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en muestras de agua superficial y a profundidad

En los Cuadros N°17 y 18 se encuentran las concentraciones obtenidas de As, Cd, Cr y Pb en mg/L de las muestras de agua tanto superficial como a profundidad tomadas en la proximidad de las jaulas de producción de tilapia en el lago de Güija, mostrando los valores promedios su desviación estándar y valores máximos y mínimos.

Para las muestras analizadas en superficie, no se detectaron concentraciones significativas de arsénico ni cadmio en ninguno de los sitios de muestreo, ya que todas las concentraciones están por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L tanto para arsénico como para cadmio).

Por el contrario, el cromo y el plomo si resultaron en valores detectables, consistente con las mediciones en agua profunda. Las concentraciones de cromo, varían ligeramente entre los sitios de

muestro, con valores promedio que oscilan entre 0.0017 mg/L en AZ y 0.0041 mg/L en ET02. Las desviaciones estándar en los análisis de cada punto se encuentran entre 0.0001 y 0.0012, indicando una baja variabilidad en las concentraciones de cromo.

Por su parte, las concentraciones de plomo son consistentes entre los sitios de muestreo, con valores promedio que oscilan entre 0.0039 mg/L en ERA y 0.0058 mg/L en ET01. Las desviaciones, indican una baja variabilidad en las concentraciones de plomo (varían entre 0.0000 y 0.0006). En esta matriz, resalta que las concentraciones de plomo tienden a ser ligeramente mayores en agua superficial en comparación con el agua a profundidad.

Cuadro 17. Concentraciones de metales pesados en agua superficial

Metal	Sitio de muestreo	Muestra (mg/L)			Promedio (mg/L)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/L)	ET01	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ET02	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ERA	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	AZ	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	FI	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
Cadmio (mg/L)	ET01	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ET02	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ERA	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	AZ	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	FI	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
Cromo (mg/L)	ET01	0.002	0.002	0.002	0.0020	0.0001	0.0019	0.0021
	ET02	0.004	0.004	0.004	0.0041	0.0004	0.0037	0.0045
	ERA	0.003	0.001	0.003	0.0025	0.0012	0.0011	0.0033
	AZ	0.002	0.002	0.002	0.0017	0.0001	0.0017	0.0018
	FI	0.002	0.004	0.004	0.0029	0.0011	0.0016	0.0035
Plomo (mg/L)	ET01	0.006	0.006	0.006	0.0058	0.0001	0.0057	0.0059
	ET02	0.004	0.004	0.004	0.0040	0.0004	0.0037	0.0045
	ERA	0.003	0.004	0.004	0.0039	0.0006	0.0032	0.0043
	AZ	0.006	0.005	0.005	0.0053	0.0006	0.0049	0.0060
	FI	0.005	0.005	0.005	0.0050	0.0000	0.0050	0.0051

Los resultados indican que la presencia de metales pesados en agua profunda es similar a la de agua superficial, ya que no se detectó arsénico y cadmio en ambas matrices. Por el contrario, el cromo

y el plomo resultaron en valores detectables, consistente con las mediciones en agua superficial. Las concentraciones de cromo varían ligeramente entre los sitios de muestreo, con valores promedio que oscilan entre 0.0010 mg/L en AZ y 0.0040 mg/L en ET01. Las desviaciones estándar para las mediciones de este metal en cada punto son generalmente bajas (entre 0.0003 y 0.0017), indicando una baja variabilidad en las concentraciones de cromo, excepto en ET02, donde la desviación estándar es mayor.

Por su parte, las concentraciones de plomo son consistentes entre los sitios de muestreo, con valores promedio que oscilan entre 0.0022 mg/L en AZ y 0.0049 mg/L en ERA. Para las mediciones en cada punto, las desviaciones estándar indican una baja variabilidad en las concentraciones de plomo (entre 0.0002 y 0.0007).

Cuadro 18. Concentraciones de metales pesados en agua a profundidad

Metal	Sitio de muestreo	Muestra (mg/L)			Promedio (mg/L)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/L)	ET01	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ET02	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ERA	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	AZ	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	FI	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
Cadmio (mg/L)	ET01	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ET02	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	ERA	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	AZ	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
	FI	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
Cromo (mg/L)	ET01	0.003	0.005	0.004	0.0040	0.0007	0.0032	0.0045
	ET02	0.001	0.004	0.001	0.0016	0.0017	0.0006	0.0035
	ERA	0.003	0.002	0.002	0.0023	0.0003	0.0020	0.0025
	AZ	0.001	0.001	0.001	0.0010	0.0003	0.0006	0.0012
	FI	0.001	0.001	0.001	0.0011	0.0004	0.0006	0.0013
Plomo (mg/L)	ET01	0.003	0.004	0.004	0.0038	0.0006	0.0031	0.0044
	ET02	0.004	0.005	0.004	0.0041	0.0006	0.0037	0.0048
	ERA	0.004	0.006	0.004	0.0049	0.0009	0.0044	0.0060
	AZ	0.002	0.002	0.002	0.0022	0.0002	0.0020	0.0025
	FI	0.003	0.004	0.004	0.0036	0.0007	0.0028	0.0041

7. Discusión

7.1 Análisis de los parámetros físico-químicos en agua superficial y profundidad

En la Figura 45 se muestran los datos obtenidos de temperatura para cada sitio de muestreo tanto en superficie como a profundidad en donde se ve un claro descenso de la temperatura en profundidad, esta diferencia de temperatura obtenida sugiere que la superficie del lago recibe más calor debido a la exposición directa a la radiación solar, mientras que las aguas profundas permanecen más frescas, influenciadas por la menor penetración de la luz del sol y la estabilidad térmica de las capas inferiores, mostrando el gradiente térmico en la columna de agua.

Este fenómeno lo explica Romero Gil (2019) en el contexto de la estratificación térmica de los lagos, donde el epilimnion (capa superior) recibe la mayor cantidad de calor, mientras que el hipolimnion (capa profunda) mantiene temperaturas más bajas y constantes

De manera similar, los datos obtenidos para pH que se observan en la Figura 46 evidencian que el agua es de carácter alcalino para todos los sitios de muestreo tanto en superficie como en profundidad, manteniendo un comportamiento similar al de la temperatura en el que disminuye ligeramente a profundidad, comportándose de forma proporcional al pH (California Water Boards, s. f.-b). Además, García et al. (2018) explica que este comportamiento puede ser debido a la actividad fotosintética y a la liberación de dióxido de carbono (CO_2) al aire disminuyendo el pH en profundidad por la descomposición de materia orgánica, ya que esta produce CO_2 lo que forma ácido carbónico (H_2CO_3) y libera iones hidrógeno (H^+) por lo que reduce el pH.

Al igual que la temperatura y el pH, los valores de Oxígeno Disuelto se ven disminuidos conforme se baja en la columna de agua, tal cual se observa en la Figura 47, esto es explicado por Wetzel, (2001) donde menciona que los valores de oxígeno disuelto tienden a ser mayores en la superficie debido a varios factores: -Mejor Oxigenación en la Superficie: El agua superficial está en contacto directo con la atmósfera, lo que facilita la mezcla de oxígeno desde el aire al agua. Esto incrementa los niveles de oxígeno disuelto en la superficie. -Fotosíntesis: Las plantas y algas en la superficie realizan fotosíntesis, liberando oxígeno al agua y aumentando así los niveles de OD. -Menor Actividad de Descomposición: En la superficie, la actividad de descomposición de materia

orgánica es menor en comparación con las profundidades. La descomposición en profundidad consume oxígeno y produce dióxido de carbono, lo cual disminuye los niveles de OD.

En la Figura 48 se observan los datos obtenidos de STD en superficie y a profundidad, se precian datos ligeramente mayores a profundidad en comparación con los de la superficie, esto Wetzel, (2001) menciona que en lagos estratificados, como es el caso de Güija, según lo obtenido en temperatura pH y OD, en las capas más profundas (hipolimnion) se tienden a acumular sólidos disueltos debido a la falta de mezcla con las capas superiores, esto se debe a que la circulación del agua es limitada en estas zonas.

Esto permite que los sólidos se concentren explicando cómo se comportan las capas del lago y cómo los sólidos tienden a acumularse en las capas más profundas. En un estudio realizado por LABTOX-UES (2024), se tomaron parámetros de campo del lago de Güija, dentro de ellos los STD, obteniendo valores bastante homogéneos entre 113 a 119 mg/L, en donde se ve una pequeña disminución a comparación de los datos obtenidos en nuestro estudio causado por el nivel alto de eutrofización que se encontraba en ese momento el lago.

Dado que la salinidad es un parámetro generalmente relacionado con los STD, el comportamiento de la salinidad en la columna de agua del lago para algunos sitios estudiados, se comporta de forma proporcional con las determinaciones de STD (McCleskey et al., 2023), tal y como se aprecia en la Figura 49.

De manera similar es el comportamiento de la conductividad eléctrica (Figura 50), donde los valores medidos en superficie, posiblemente influenciados por fuentes externas, como lo es el propio sistema de crianza de las tilapias, así como también la alimentación y a la mayor actividad fotosintética, y principalmente por la pérdida de agua por evaporación y mayor temperatura en superficie (California Water Boards, s. f.-a).

Los valores obtenidos en este estudio son un poco más a los datos reportados por LABTOX-UES (2024), donde midieron parámetros físico-químicos del agua dentro de los cuales dos puntos fueron localizados en las jaulas de cultivo de tilapia dando valores de CE de 239 a 227 $\mu\text{S}/\text{cm}$, las diferencias pueden obedecer a la dinámica natural del sistema léntico.

Por su parte el potencial óxido-reducción, refleja un comportamiento ligeramente más alto en profundidad que en superficie (Figura 51), lo que indica mayores niveles de actividad redox en aguas más profundas debido a la presencia de materiales orgánicos en descomposición y otros procesos químicos. En los sitios de muestreo, puede deducirse que las condiciones son oxidantes tanto en superficie como en el fondo (valores redox positivos) favorables para la depuración de contaminantes (Sondergaard, 2009).

7.2 Relación de concentración de metales pesados en músculo-sedimento; músculo-agua; sedimento-agua

7.2.1 Evaluación de las concentraciones de arsénico

Este estudio documenta la presencia de arsénico en el lago de Güija, tal y como ha sido documentado por el MARN (2015, 2021) en estudios previos. Las fuentes de arsénico pueden ser diversas, tales como partículas meteorizadas o erosionadas y transportadas por el agua o el viento; y actividades de generación de energía a carbón, quema de vegetación y vulcanismo (WHO, 2001). Asimismo Mandal y Suzuki (2022) indican que el arsénico en los sedimentos puede originarse de la oxidación de minerales arsenicales, como la arsenopirita, presentes en el material sedimentario (como la caliza de Metapán).

Las concentraciones de arsénico en agua superficial y profunda estuvieron por debajo del límite de cuantificación, a diferencia del sedimento y el músculo de tilapia, que sí reflejaron valores medibles.

Este resultado podría deberse a las condiciones oxidantes predominantes en el sistema acuático, como lo evidencian los valores de ORP en superficie con una variación de 113 a 201 mV y en profundidad de 119 a 256 mV (Figura 52). Estos valores de ORP y el pH del agua favorecen la formación de arseniato (As V), una especie inorgánica que se caracteriza por su alta afinidad para adsorberse en partículas del sedimento (Mandal y Suzuki, 2022).

Estos autores expresan que en estos ambientes aeróbicos y con procesos de oxidación, los arseniatos se encuentran fuertemente adsorbidos sobre arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y

manganeso, así como en la materia orgánica indicando que bajo esas condiciones el arsénico se estaría concentrando en el sedimento y depurándose del agua, a través de un mecanismo natural de “autopurificación”. Como lo mencionan Oremland y Stolz (2000), el arsénico es eliminado de la columna de agua al adsorberse en los sedimentos o precipitar en forma de compuestos menos móviles.

La influencia del pH y del estado redox es crucial, ya que determina la especiación y movilidad del arsénico en los sistemas acuáticos. Con un pH en el rango de 8.92 - 9.02 y un ORP positivo en la superficie, la especie de arsénico predominante es el HAsO_4^{2-} (arseniato, forma inorgánica), como se observa en el diagrama Eh-pH de especies de arsénico (Figura 52). Este arseniato según lo mencionado por Mandal y Suzuki (2022) posee alta afinidad por adsorberse en partículas del sedimento explicando la ausencia de arsénico en el agua y su acumulación en el sedimento. En profundidad, aunque el pH es ligeramente más bajo (8.54 - 8.73), sigue siendo alcalino y combinado con los valores de ORP más altos 119 a 256 mV, el HAsO_4^{2-} también predomina en esta zona (Figura 52). La mayor oxidación favorece la formación y estabilidad del arseniato, asegurando su adsorción en sedimentos y limitando su movilidad hacia el agua.

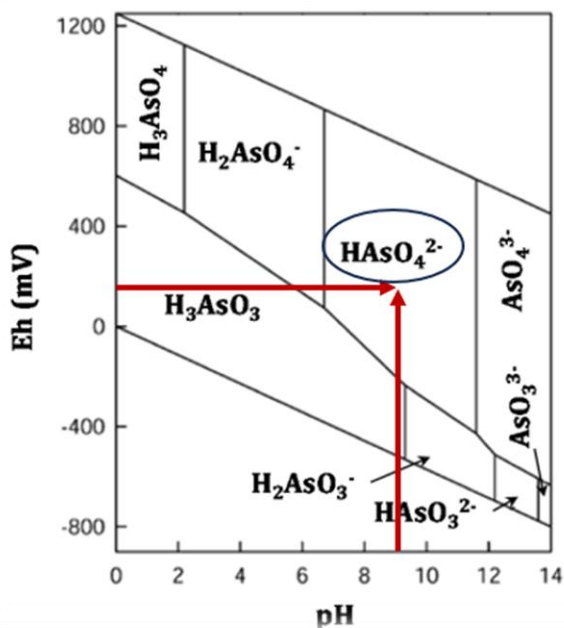


Figura 52. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para arsénico. Modificado de Smedley y Kinniburgh (2002).

Aunque el arseniato está adsorbido en los sedimentos, puede ser liberado en pequeñas cantidades bajo procesos biológicos o por el cambio en las condiciones del lago (estratificación-mezcla). Este comportamiento está influenciado tanto por las condiciones químicas (pH y redox) como biológicas, ya que, según Acharyya et al. (1999), la actividad de microorganismos en el sedimento puede promover la movilidad del arsénico y su posterior adsorción.

Estas formas inorgánicas pueden ser metabolizadas por organismos presentes en el lago, transformándose en compuestos orgánicos, como arsenobetaína, que luego se acumulan en los tejidos de la tilapia, principalmente en el músculo, para B Hymer y Caruso (2004) la arsenobetaína se considera no tóxica.

La presencia de arsénico en el músculo de tilapia, podría explicarse por la presencia de As(V) en los sedimentos, en donde estos han sido transformados a compuestos orgánicos por mecanismos como los comentados anteriormente, sin embargo, el análisis de correlación entre las concentraciones de arsénico en músculo de tilapia y sedimento indican que, al 95% de confianza, esta no es significativa ($p=0.2730$) (Cuadro 19), sugiriendo otros mecanismos de ingesta de arsénico por los peces, posiblemente asociados con la dinámica limnológica del lago.

Dado que los datos indican que los peces tienen arsénico en el músculo, es posible considerar que este elemento podría presentarse como arsenobetaína (compuesto orgánico), producto de la metabolización de compuestos ingeridos a través de la dieta (mecanismos no identificados en este estudio), lo que reforzaría su incorporación en la red trófica (Borak y Hosgood, 2007). Estas observaciones reflejan la compleja interacción entre las condiciones redox, las propiedades químicas del arsénico y los procesos biológicos en el ecosistema acuático.

Cuadro 19. Efecto del sedimento, agua superficial y agua profundidad sobre la tilapia para arsénico

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
Tp	Sd	-0.32	0.06	0.2730	0.37
	AgS	-	-	-	-
	AgP	-	-	-	-

7.2.2 Evaluación de las concentraciones de cadmio

Las concentraciones de cadmio solamente fueron detectadas para sedimento, con valores entre 1.4488 a 0.3122 mg/kg siendo los valores más altos para el sitio ET01 con valores superiores a la unidad, mientras que para el caso del músculo de la tilapia y el agua tanto superficial como profundidad los niveles de cadmio fueron menores al límite de cuantificación 0.05 y 0.001 mg/L respectivamente, esto evidencia lo documentado por Banks et al. (2012), quienes indican que los sedimentos actúan tanto como un sumidero como una fuente de Cd en cuerpos de agua. Algunos factores ambientales, como el estado redox, el pH y la concentración de sulfuro ácido volátil (AVS), Fe, Mn y materia orgánica disuelta (DOM), pueden influir en la movilidad del Cd en los sedimentos.

Además, una disminución en el pH puede conducir a la disolución del Cd de la fase sólida y, como resultado, aumentar la concentración de Cd disuelto en los sedimentos según Ghavidel et al. (2018), en base a esto y con los valores de pH obtenidos con valores de 8.92 a 9.02 en la superficie y de 8.54 a 8.73 en profundidad valores que generan condiciones alcalinas en la columna de agua, estas condiciones hacen que el cadmio se retenga más en el sedimento, evitando que este se disuelva y se incorpore a la fase acuosa.

Stephenson et al. (1996) mencionan que cuando en el agua existe un medio reductor el Cd se libera a la columna de agua, contrario lo que se tiene en el lago un ambiente más oxidante (113 a 201 mV en superficie y 119 a 256 mV en profundidad). Esto permite que el cadmio se adsorba o co-precipite con óxidos de hierro y manganeso, y carbonatos, inmovilizando el cadmio en el sedimento (Banks et al., 2012; Du et al., 2009).

Según estudios previos realizados por Frohne et al. (2011) una alta concentración de S (-II) en los sedimentos puede resultar en la precipitación de Cd como CdS en comparación con otros metales como Fe y Mn, el S(-II) podría precipitar preferentemente Cd debido a la baja solubilidad del CdS (8.0×10^{-27}), con estas condiciones y asumiendo la formación de esos compuestos insolubles el cadmio presente en el lago de Guija para las muestras analizadas es probablemente de tipo inorgánico pudiendo encontrarse en forma de óxidos de Fe o Mn, sulfuros o carbonatos.

Analizando esto mediante el diagrama de especiación química de cadmio en agua dulce (Figura 53), se observa que diversas especies inorgánicas de cadmio aparecen con el aumento del pH, predominando los cloruros y carbonatos de cadmio, en sistemas óxicos como los que presenta el lago, el cadmio presente se encontraría como catión libre (Cd^{2+}). Esto explica la ausencia (no cuantificación) del cadmio en agua, ya que, asumiendo una concentración en agua de 1 mg/L, el $\text{Log} [8.9 \times 10^{-6} \text{ mol/L}]$ sería de -5.05, explicando la falta de cadmio soluble en el agua del lago y reforzando que, para las condiciones analizadas en este estudio, los sedimentos actúan como sumideros de cadmio.

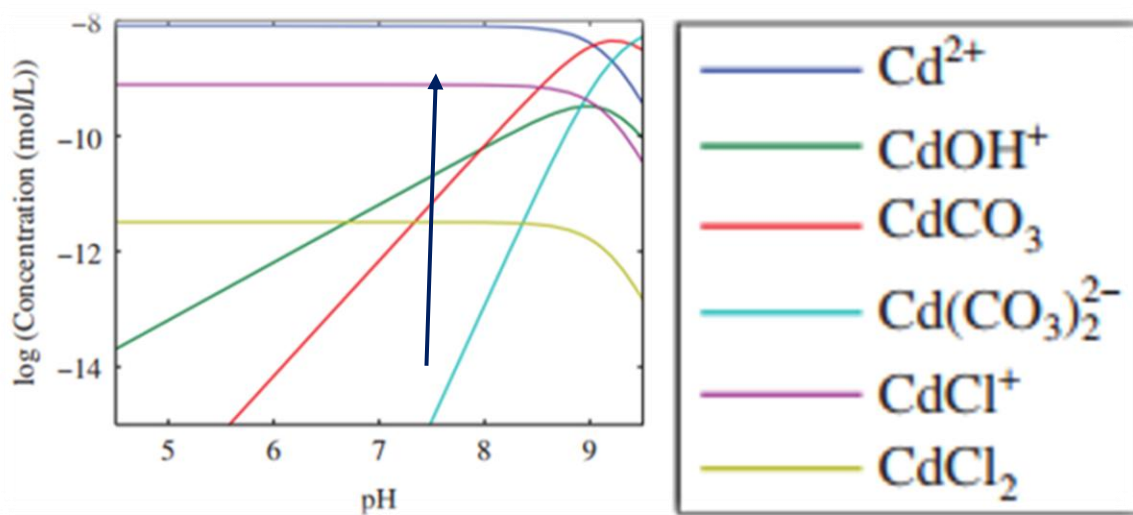


Figura 53. Diagramas de distribución de especiación química para 1 mg/L de Cd en agua dulce.

Modificado de: Mcgeer et al. (2012).

En condiciones de alta salinidad, la complejación con cloro se vuelve significativa, sin embargo, a pesar de haber detectado salinidad, los valores medidos están es por debajo del 1%, variando de 0.13 a 0.18 % en la columna de agua, por lo que los niveles de cloruros no son suficientemente altos para formar el respectivo complejo con cadmio, sin embargo los carbonatos también aparecen a niveles altos de pH y esto se puede ver en el diagrama de Eh – pH de especiación del cadmio (Figura 54), en donde al colocar los valores de ORP y pH obtenidos en el muestreo la especie química que probablemente se encuentre en forma inorgánica es el CdCO_3 .

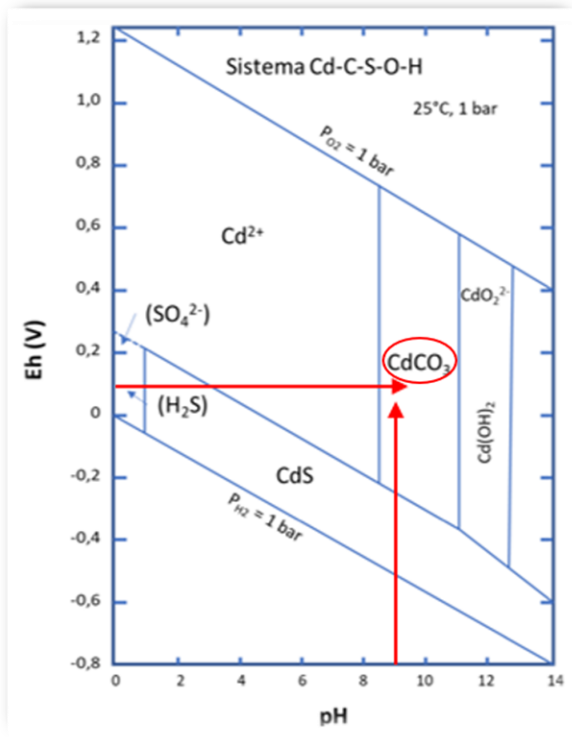


Figura 54. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para cadmio.

Modificado de: Brookins (1988).

En un estudio realizado por Das et al. (2023) en donde se indujo la bioacumulación de cadmio en peces para mejorar su genética, ellos obtuvieron que, en la tilapia, la acumulación de cadmio fue mayor en el hígado que en las branquias, seguido de los músculos, además encontraron que la salinidad del agua, tiene un efecto protector contra la toxicidad del Cd en especies de peces. Para este estudio, los datos indican que el cadmio no se está movilizándose, y que la especie de CdCO_3 puede permanecer incluso en condiciones reductoras, manteniendo rangos de pH alcalinos. No obstante, si el Cd ha cambiado a un estado que puede ser acumulado por las tilapias, no es posible concluir al respecto a partir de este estudio.

7.2.3 Evaluación de las concentraciones de cromo

En el caso del cromo encontramos que para el músculo de la tilapia los valores fueron menores al límite de cuantificación, mientras que las concentraciones en sedimento fueron la más elevadas con valores entre 23.2146 a 32.3988 mg/kg y para el agua tanto superficial y profunda rondando valores

entre los 0.0006 a 0.0045 mg/L, se ve una diferencia bastante marcada entre las concentraciones de sedimento y agua, en donde los sedimentos presentan una mayor acumulación de cromo en ellos.

Los compuestos de cromo están presentes en su estado trivalente (Cr^{+3}) y hexavalente (Cr^{+6}), siendo los primeros los más abundantes, el comportamiento de Cr^{+3} en medios acuosos está ampliamente influenciado por la formación de óxidos e hidróxidos, también presenta una fuerte tendencia a formar complejos estables con especies orgánicas e inorgánicas (Arauzo et al., 2003).

Debido a su limitada solubilidad, el Cr^{+3} tiende a precipitar rápidamente en condiciones naturales, especialmente en rangos de pH neutro o alcalino, una vez precipitado, se adsorbe en partículas suspendidas y se acumula en los sedimentos del fondo, volviéndolo menos móvil y soluble, y en consecuencia, menos biodisponible en sistemas acuáticos (USEPA, 1998), explicando sus altas concentraciones, respecto a las determinadas para la matriz líquida en el lago de Güijja.

Para los valores de pH obtenidos de 8.92 a 9.02 en la superficie y de 8.54 a 8.73 en profundidad con ORP de 113 a 201 mV en superficie y 119 a 256 mV en profundidad, se realizó el análisis utilizando el diagrama Eh-pH (Figura 55) para especies de cromo. El diagrama de especiación deja ver que bajo esas condiciones de pH alcalino y ORP positivo la especie presente es el $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (cromo trivalente), que según Arauzo et al. (2003), probablemente corresponda a la especie de mayor proporción en el sistema acuático y por lo tanto las concentraciones en sedimento reflejen procesos de acumulación de precipitados de $\text{Cr}(\text{OH})_3$, explicando los cuatro órdenes de magnitud de diferencia entre sedimento y agua. (10^1 en sedimentos contra 10^{-3} en agua).

Esas bajas concentraciones de cromo en agua podrían estar reflejando el rápido proceso de precipitación del Cr^{+3} a su forma sólida como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ explicando un 78% de su variabilidad con un 95% de confianza por el cromo presente en el agua superficial ($p=0.0482$) (Cuadro 20), que presenta las mayores concentraciones respecto al agua profunda (Cuadros 17 y 18) y no refleja correlación significativa con sedimentos ni entre las dos matrices líquidas (Cuadro 21). Y a pesar de que los valores de pH son altos y podría considerarse la presencia de Cr^{+6} principalmente como CrO_4^{-2} (Kotás y Stasicka, 2000), no se cuenta con determinaciones para este ión.

La predominancia del Cr^{3+} en el sistema es soportada por los valores de cromo bajo el límite de cuantificación en músculo de tilapia (Cuadro 15). Ya que según Ghosh y Saha (2022), la importancia del estudio de este metal en tilapia radica en que el cromo hexavalente se bioacumula y puede generar problemas de cáncer a los que la consumen.

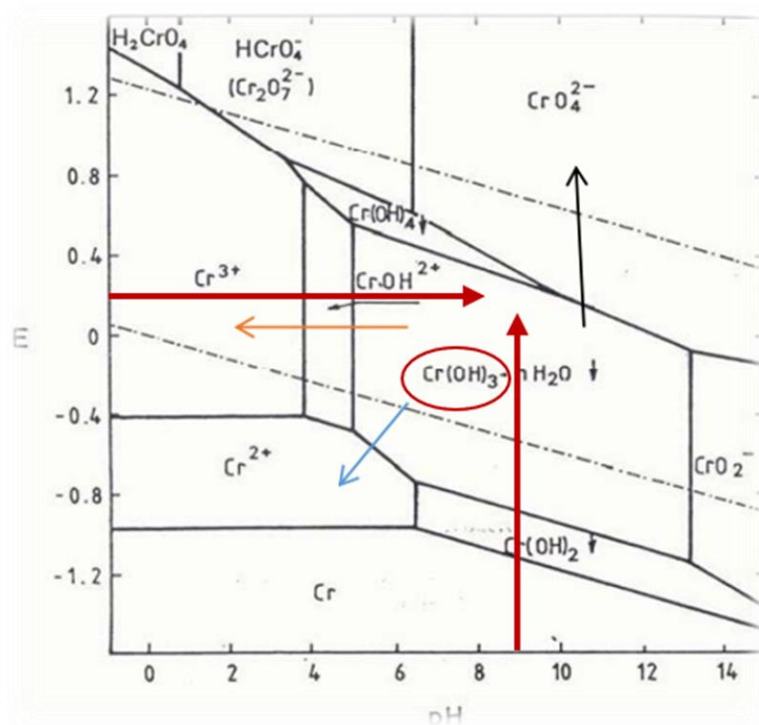


Figura 55. Diagrama de Pourbaix Eh-pH para cromo. Modificado de Blesa (2020).

Cuadro 20. Efecto del agua superficial y agua profundidad sobre el Sedimento, para cromo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
Sd	AgS	34.66	-2466.80	0.0482	0.78
	AgP	26.55	795.01	0.5363	0.14

Cuadro 21. Efecto del sedimento y agua profundidad sobre el agua superficial, para cromo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
AgS	Sd	0.01	-3.1E-04	0.0482	0.78
	AgP	3E-03	-0.20	0.6726	0.07

Cuadro 22. Efecto del sedimento y agua superficial, sobre el agua profunda, para cromo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
AgP	Sd	-2.9E-03	1.8E-04	0.5363	0.14
	AgS	2.8E-03	-0.34	0.6726	0.07

7.2.4 Evaluación de las concentraciones de plomo

El plomo, de entre todos los metales analizados fue el único metal que se encontró en todas las matrices, tanto en agua (superficial y profunda), como en músculo de la tilapia y sedimento. Los valores más bajos se encontraron en agua, y los más altos encontrados en sedimento (10^1 en sedimentos contra 10^{-3} en agua), donde se acumulan en mayor cantidad por la deposición y formación de diversos complejos con el metal.

Para los valores de pH obtenidos en agua de 8.92 a 9.02 en la superficie y de 8.54 a 8.73 en profundidad y de ORP de 113 a 201 mV en superficie y 119 a 256 mV en profundidad, el diagrama Eh-pH (Figura 56) indica que bajo esas condiciones de pH alcalino y ORP positivo la especie presente sería el Pb(OH)_2 , indicando que el Pb^{+2} es parte de la molécula.

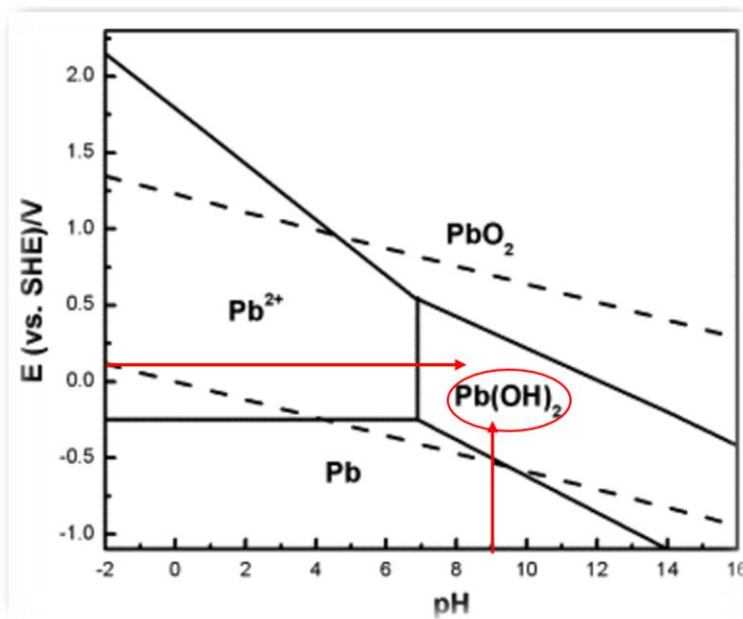


Figura 56. Diagrama de Pourbaix EH-pH para plomo.

Modificado de Nikolaychuk (2018).

En la Figura 57, se presenta el diagrama de predominancia de Pb^{2+} en medio acuoso mostrando que, para los valores de pH medidos en este estudio, la especie química predominante es $\text{Pb}(\text{OH})_2$, consistente con el diagrama Eh-pH, anteriormente comentado. Esta forma es menos soluble y tiende a precipitar, lo que explica su acumulación en sedimentos y por ende la mayor concentración de plomo en dicha matriz.

El $\text{Pb}(\text{OH})_2$ (hidróxido de plomo (II)) es considerado prácticamente insoluble en agua. Su solubilidad está determinada por su producto de solubilidad (K_{sp}), que tiene un valor aproximado de 1.43×10^{-20} a 25°C . Esto significa que, bajo condiciones normales, solo una cantidad extremadamente pequeña de $\text{Pb}(\text{OH})_2$ se disuelve en agua, formando iones Pb^{2+} y OH^- (Dean, 1999).

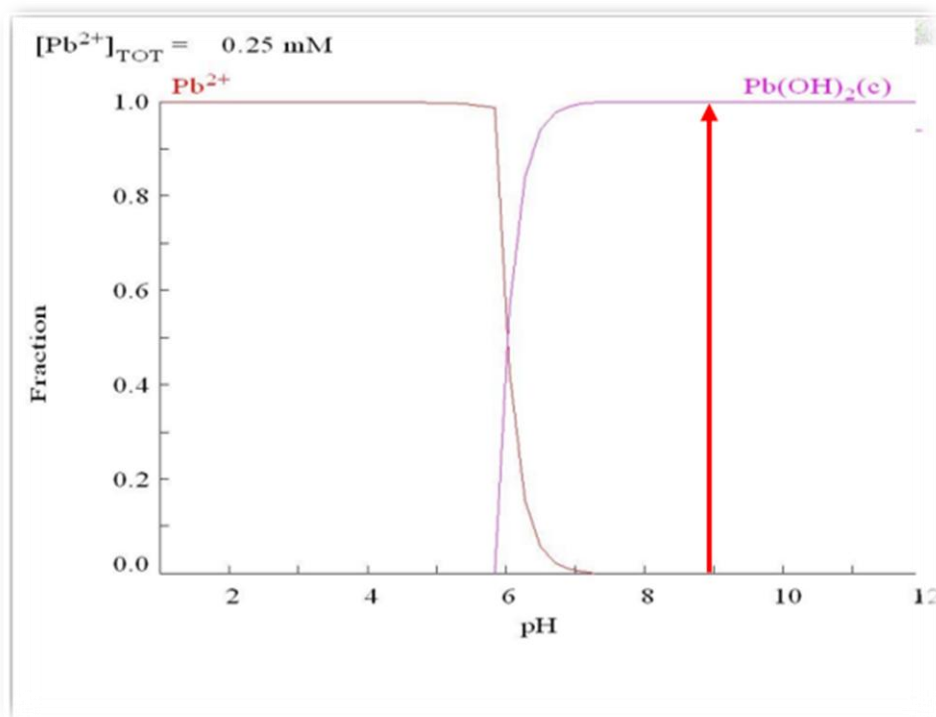


Figura 57. Diagrama de predominancia de especies Pb^{2+} en medio acuoso.

Modificado de Hidalgo (2004).

De acuerdo al valor de K_{sp} , una mínima parte logra ser soluble en agua, es por eso que las concentraciones de Pb en agua son relativamente bajas en comparación a los encontrados en el

sedimento, no obstante, puede haber Pb^{2+} biodisponible para los peces. Además del Pb^{2+} que podría existir a pH superiores a 6, el diagrama de predominancia de especies indica que, a valores bajos de pH (menores a 7, para valores positivos de ORP según la Figura 57), el Pb^{2+} se presenta como radical libre en el agua predominando sobre otras especies.

En ambas condiciones el pez lograría absorber Pb^{2+} y por procesos de bioacumulación incrementar su concentración, explicando los valores más elevados de Pb en músculo de tilapia con respecto al agua (10^{-2} en tilapia contra 10^{-3} en agua).

La relación entre estos procesos, desafortunadamente no puede explicarse mediante el análisis de regresión, ya que ninguna de las relaciones entre matrices ha resultado significativa ($p > 0.05$), tal y como se puede observar en los Cuadros 23, 24, 25 y 26. Posiblemente, relaciones significativas pueden determinarse a través de un monitoreo más continuo en el sistema que capture la variabilidad en la acidez del agua.

Es probable que las apreciaciones de Gale et al. (2002), expliquen de manera cualitativa los procesos presentes en el sistema. El autor considera que la mayoría del Pb encontrado en muestras de peces se debe a la presencia de este metal en partículas orgánicas presentes en el sedimento e incluso en peces contaminados que luego son ingeridos por otros. En la Figura 58 se observa que a partir del Pb^{2+} cobra vital importancia en la generación del resto de especies de plomo en los diferentes compartimentos ambientales.

En el caso del aire, el Pb^{2+} se une a partículas en suspensión, en el agua, destacar la unión del Pb^{2+} con complejos orgánicos que pueden ser añadidos a la cadena trófica a través de los animales y las plantas. Finalmente, en el suelo las especies formadas dependerán si las condiciones son aerobias o anaerobias, formándose $Pb(OH)_2$, $PbCO_3$ y PbO_2 en ambientes oxigenados y sulfuros de plomo en ambientes sin oxígeno.

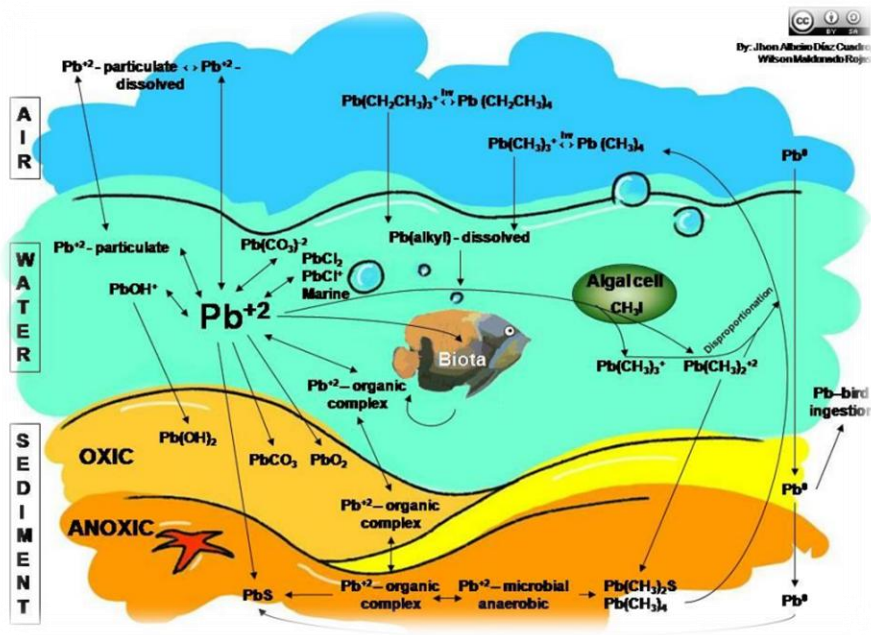


Figura 58. Dinámica ambiental del plomo en las matrices aire, suelo y agua.

Tomado de Grupo de investigación en ciencia, educación, medio ambiente y desarrollo humano (2010).

Cuadro 23. Efecto del sedimento, agua superficial y agua profundidad, sobre la tilapia, para plomo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
Tp	Sd	0.10	-3.3E-03	0.5534	0.13
	AgS	0.06	1.38	0.8709	0.01
	AgP	0.06	-0.03	0.9964	7.9E-06

Cuadro 24. Efecto del agua superficial y agua profundidad, sobre el sedimento, para plomo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
Sd	AgS	10.81	399.13	0.6601	0.07
	AgP	15.60	-774.78	0.2611	0.39

Cuadro 25. Efecto del sedimento y agua profundidad, sobre el agua superficial, para plomo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
AgS	Sd	2.5E-03	1.8E-04	0.6601	0.07
	AgP	0.01	-0.54	0.2489	0.40

Cuadro 26. Efecto del sedimento y agua superficial, sobre el agua profunda, para plomo

Variable Dependiente	Regresoras	Intercepto	Pendiente	Valor P	R ²
AgP	Sd	0.01	-5.0E-04	0.2611	0.39
	AgS	0.01	-0.76	0.2489	0.40

El flujo de metales parece seguir este comportamiento:

El sedimento funciona como el principal reservorio de metales, acumulándolos a través de procesos de precipitación y adsorción. Bajo ciertas condiciones ambientales, como cambios en el pH y el potencial redox, estos metales pueden movilizarse hacia la columna de agua.

El agua superficial actúa como el medio de transporte y distribución de los metales, facilitando su biodisponibilidad para los organismos acuáticos. Este proceso puede estar influenciado por la especiación química de cada metal, la interacción con materia orgánica y la actividad biológica.

La transferencia directa entre sedimento y músculo de tilapia no es evidente, lo que sugiere que la absorción de metales por los peces ocurre principalmente a través de su interacción con el agua superficial, ya sea por ingestión de partículas, absorción branquial o incorporación en la cadena trófica. Sin embargo, los datos colectados en este estudio no han logrado capturar esta relación a valores significativos.

7.3 Correlación entre parámetros fisicoquímicos y metales pesados en agua superficial y agua profundidad

Se realizó una matriz de correlación de Pearson, para mostrar cómo se relacionan entre sí diferentes variables de los metales pesados (As, Cd, Cr y Pb) y los parámetros físico-químicos en el agua superficial y el agua a profundidad. Los valores de la matriz oscilan entre -1 y 1, interpretándose de la siguiente forma: Valores de 1.00 nos dicen que la correlación es perfecta positiva, valores de -1.00 nos dice que la correlación es perfecta negativa y valores de 0 nos indican que no hay correlación entre las variables.

Cuadro 27. Matriz de correlación de Pearson para metales pesados y físico-químico en agua superficial y profundidad

	AgS_pH	AgS_CE	AgS_STD	AgS_OD	AgS_Sal	AgS_ORP	AgP_pH	AgP_CE	AgP_STD	AgP_OD	AgP_Sal	AgP_ORP	AgS_As	AgS_Cd	AgS_Cr	AgS_Pb	AgP_As	AgP_Cd	AgP_Cr	AgP_Pb	
AgS_pH	1.00																				
AgS_CE	-0.24	1.00																			
AgS_STD	-0.29	0.99	1.00																		
AgS_OD	0.93	-0.35	-0.42	1.00																	
AgS_Sal	0.45	-0.12	-0.06	0.19	1.00																
AgS_ORP	0.58	0.60	0.59	0.41	0.46	1.00															
AgP_pH	-0.66	0.58	0.55	-0.48	-0.83	-0.16	1.00														
AgP_CE	-0.09	0.72	0.73	-0.37	0.18	0.47	0.13	1.00													
AgP_STD	0.67	-0.47	-0.47	0.76	0.44	0.28	-0.57	-0.67	1.00												
AgP_OD	-0.58	0.60	0.55	-0.44	-0.86	-0.14	0.98	0.24	-0.66	1.00											
AgP_Sal	-0.54	0.46	0.49	-0.74	-0.09	-0.12	0.28	0.82	-0.93	0.37	1.00										
AgP_ORP	0.40	0.78	0.74	0.21	0.19	0.90	0.09	0.73	-0.13	0.18	0.23	1.00									
AgS_As	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00								
AgS_Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00							
AgS_Cr	-0.88	0.04	0.08	-0.69	-0.49	-0.62	0.63	-0.35	-0.28	0.49	0.08	-0.59	-	-	1.00						
AgS_Pb	0.61	-0.01	-0.01	0.31	0.62	0.45	-0.67	0.58	-0.01	-0.53	0.30	0.50	-	-	-0.89	1.00					
AgP_As	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00				
AgP_Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00			
AgP_Cr	-0.15	0.99	0.97	-0.24	-0.19	0.63	0.61	0.68	-0.42	0.63	0.38	0.81	-	-	-0.02	-0.02	-	-	1.00		
AgP_Pb	-0.70	0.39	0.38	-0.46	-0.68	-0.25	0.88	-0.23	-0.24	0.76	-0.03	-0.18	-	-	0.85	-0.92	-	-	0.39	1	

Nota: En color celeste se muestran los datos que indican correlación positiva entre parámetros y en color naranja los datos que indican correlación negativa entre parámetros.

Con base a la matriz presentada en el Cuadro 27 y descartando los valores menores al límite de cuantificación como el cadmio y el arsénico tanto en agua superficial como en agua a profundidad, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) utilizando Infostat, para reducir la dimensionalidad del conjunto de datos y analizar las variables que contribuyen significativamente a la variación total (Cuadro 28)

Cuadro 28. Autovalores para cada componente principal

Componente Principal (CP)	Varianza	Proporción	Proporción Acumulada
1	7.11	0.44	0.44
2	5.32	0.33	0.78
3	2.45	0.15	0.93
4	1.12	0.07	1

Los autovalores expresan proporción de la varianza para cada componente principal en este caso los CP1 y CP2 explican la mayor parte de la variabilidad de los datos con 44% y 33% respectivamente, acumulando entre ellos un 78% de la variabilidad de los datos originales.

Cuadro 29. Autovectores para cada componente principal

Variables	e1	e2
AgS_pH	-0.30	0.19
AgS_CE	0.26	0.29
AgS_STD	0.26	0.28
AgS_OD	-0.28	0.07
AgS_Sal	-0.24	0.18
AgS_ORP	-0.06	0.37
AgP_pH	0.35	-0.06
AgP_CE	0.15	0.36
AgP_STD	-0.29	-0.07
AgP_OD	0.34	-0.02
AgP_Sal	0.22	0.15
AgP_ORP	0.05	0.41
AgS_Cr	0.24	-0.30
AgS_Pb	-0.20	0.31
AgP_Cr	0.25	0.29
AgP_Pb	0.29	-0.18

Los Autovectores e1 y e2 indican la dirección de cada componente principal CP1 y CP2 respectivamente y cuanto estos contribuyen a la variabilidad de los componentes. Los valores positivos indican que estas variables tienen una influencia positiva en el componente principal, a medida que esta variable aumenta, también lo hace el valor del componente principal. Los valores negativos indican que estas variables tienen una influencia negativa en el componente principal indicando que cuando una de estas variables aumenta el componente principal disminuye. En el Cuadro N° 29 se resaltan de color azul aquellos que tienen influencia positiva y en color naranja los que tienen influencia negativa.

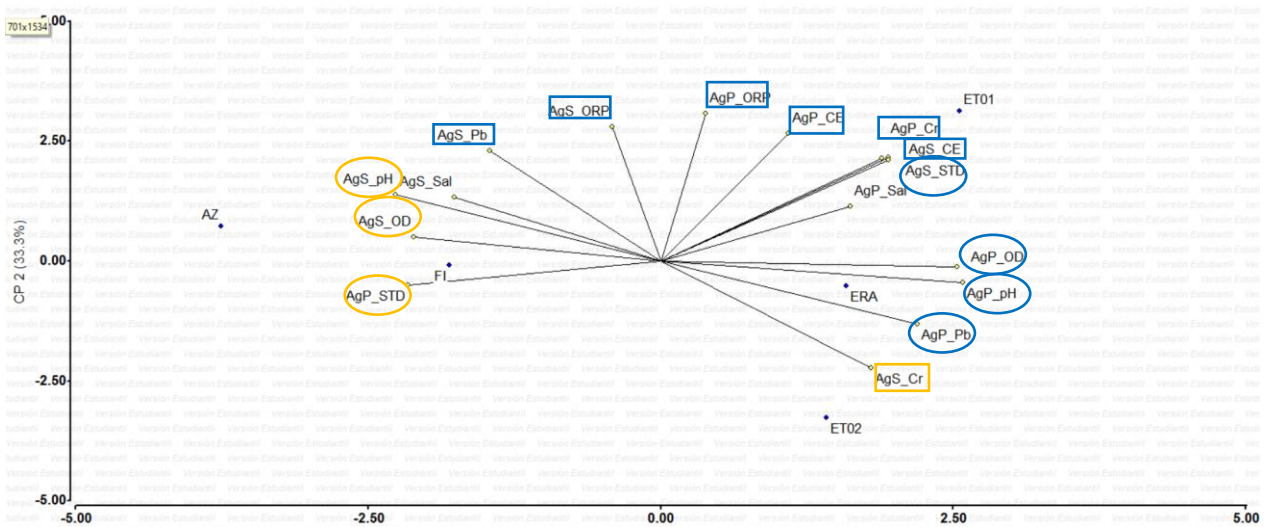


Figura 59. Análisis de componentes principales metales pesados y físico-químicos de agua superficial y a profundidad.

Nota: Los rectángulos corresponden al CP1 y los óvalos al CP2, el naranja tiene correlación negativa y el azul correlación positiva.

Para las condiciones analizadas, las variables pH, OD, STD, que integran el CP1 muestran mayor correlación con la presencia de fitoplancton (Parinet et al., 2004) y la actividad fotosintética en el sistema léntico, mostrando una clara diferencia de los parámetros en la superficie y el fondo y su efecto en el componente principal. El CP2, tiene mayor correlación con variables alóctonas (Cr, Pb) y la capacidad de autodepuración del lago, representada por el potencial redox, y la presencia de metales pesados (que como se ha demostrado antes, es muy baja comparada al resto de matrices).

Contraste entre las hipótesis y los resultados obtenidos, posibles explicaciones.

En este estudio, fue posible evaluar únicamente la relación entre las concentraciones de arsénico (As) en músculo y sedimentos, y de plomo (Pb) en músculo, sedimentos y agua. Esto se debe a que los metales cadmio (Cd) y cromo (Cr) no fueron detectados en el tejido muscular de tilapia. Para los metales As y Pb, los análisis estadísticos no evidenciaron correlaciones significativas al 95 % de confianza entre las concentraciones encontradas en el músculo de la tilapia y aquellas presentes en los sedimentos (As y Pb), ni entre el músculo y el agua del lago de Güija en el caso del Pb. En consecuencia, se acepta la hipótesis nula (H_0) correspondiente a la hipótesis 1.

Asimismo, se rechaza la hipótesis 2, ya que los resultados no evidencian correlaciones estadísticamente significativas al 95 % de confianza entre las concentraciones de metales pesados en las distintas matrices analizadas, con excepción de un único caso. En particular, solo fue posible evaluar el comportamiento del plomo (Pb) en función de su correlación entre compartimentos, observándose que la relación más alta —entre tejido muscular y sedimentos— presentó un coeficiente de determinación (R^2) de apenas 0.13, con un valor de significancia estadística de $p = 0.5534$, lo cual indica que esta correlación no es significativa y posee escasa capacidad explicativa. La única correlación estadísticamente significativa se identificó entre las concentraciones de cromo (Cr) en sedimentos y agua superficial ($p = 0.0482$), con un R^2 de 0.78, lo que sugiere una fuerte asociación entre ambas matrices y podría reflejar una dinámica compartida de intercambio o acumulación entre el agua superficial y los sedimentos. Cabe destacar que, a pesar de esta relación, la concentración de cromo en los sedimentos es aproximadamente cuatro órdenes de magnitud superior a la encontrada en el agua superficial, lo que indica un proceso de retención o acumulación relevante en el sustrato, similar al comportamiento del resto de metales.

Estos resultados podrían explicarse por diversos factores. En primer lugar, las muestras recolectadas corresponden a un único momento de muestreo y podrían haber reflejado condiciones específicas de estratificación de la columna de agua en el lago, caracterizadas por un ambiente oxidante, con pH básico y potencial redox (Eh) positivo. Estas condiciones favorecen la formación de especies metálicas en estado sólido, propensas a acumularse en los sedimentos, matriz en la que se detectaron los cuatro metales analizados y donde se registraron las concentraciones más altas entre todas las matrices evaluadas. En segundo lugar, los peces analizados tenían aproximadamente

90 días de engorde, por lo que es posible que, durante ese período, las condiciones redox del sistema hayan sido distintas a las registradas durante el muestreo, lo que pudo facilitar la transformación de ciertos metales, como el arsénico (As) y el plomo (Pb), a formas más biodisponibles y, por tanto, más fácilmente absorbidas por los organismos. Esta posible dinámica no pudo ser capturada por el presente estudio debido a la limitación temporal de una única jornada de muestreo. Finalmente, aunque las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado, el número total de muestras podría haber sido insuficiente para detectar correlaciones más robustas entre las distintas matrices, lo que representa una posible limitación metodológica.

7.4 Evaluación de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en sedimento, con valores de referencia

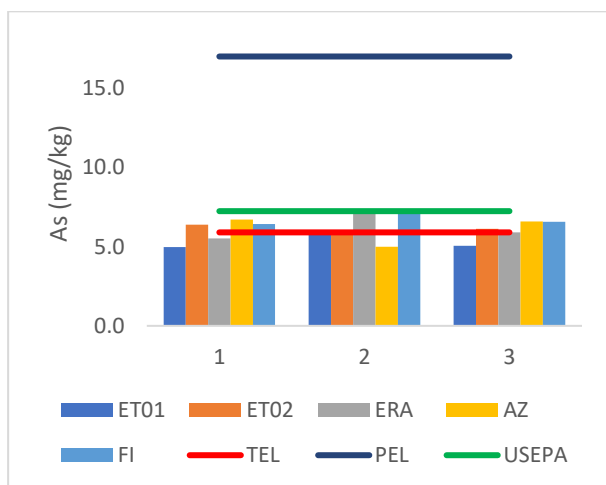
En la Figura 60 se muestran los niveles de concentración de As, Cd, Cr y Pb obtenidos de los 5 sitios de muestreo en el sedimento del Lago de Güija, comparados con los valores de referencia establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). Además, se muestran los valores de Nivel de Efectos Umbral (TEL) y el Nivel de Efecto Probable (PEL) (Threshold Effect Level y Probable Effect Level, por sus siglas en inglés, respectivamente) (CCME, 2002).

En general, las concentraciones de As, Cd, Cr, y Pb para sedimento en los cinco sitios de muestreo del Lago de Güija se encuentran por debajo de los niveles PEL definidos por el CCME. Aunque algunas muestras para el caso de As y Cd superan ligeramente los niveles TEL, no cruzan los valores PEL, lo que sugiere que, en las condiciones analizadas en este estudio, en general, los niveles de contaminación representan un riesgo potencialmente bajo según los umbrales de la CCME.

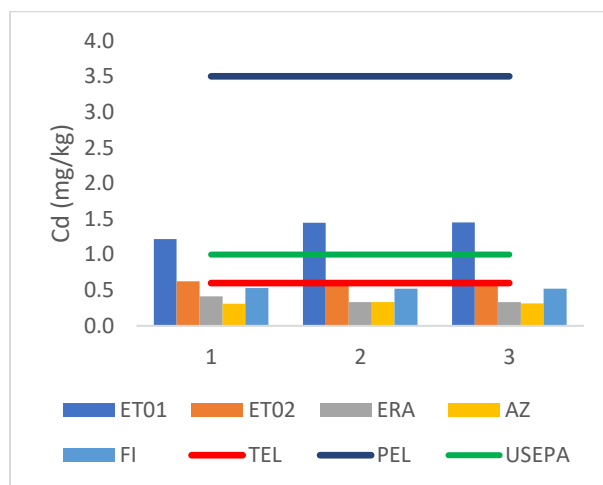
Cuando las concentraciones de contaminantes en sedimentos superan el Threshold Effect Level (TEL) pero no alcanzan el Probable Effect Level (PEL), puede considerarse una zona de transición. Los efectos adversos en la biota acuática son esperados en un porcentaje muy bajo, pero se recomienda un monitoreo adicional y análisis específicos para determinar si los niveles de contaminantes pueden estar causando impactos sutiles. Además, se podrían implementar medidas

preventivas para evitar que los niveles de contaminantes aumenten y potencialmente alcancen el PEL. Esto permite tomar decisiones informadas y reales en la gestión de sedimentos y la protección de los ecosistemas acuáticos.

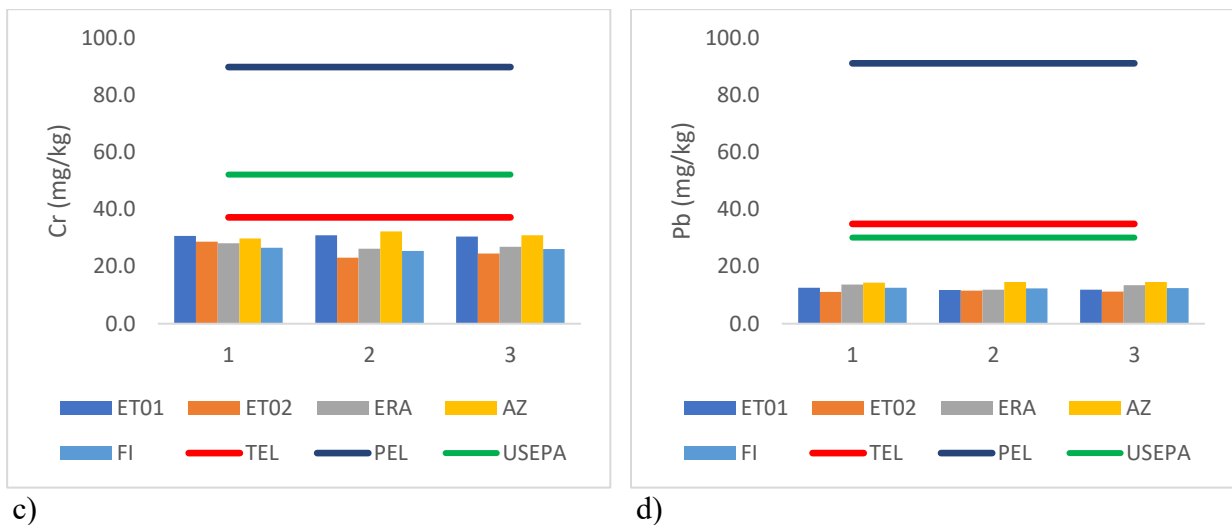
Todos los sitios ET01, ET02, ERA, AZ, y FI tienen concentraciones de As entre 4.98 mg/kg y 7.35 mg/kg, estos valores están por debajo del PEL (17.0 mg/kg), pasando algunas muestras ligeramente por encima del TEL (5.9 mg/kg), como es el caso en el sitio ERA con un valor de 5.91 mg/kg y las del sitio ET02 con valores que rondan de 6.00 a 6.38 mg/kg (Figura 60a.). Por su parte las concentraciones de Cd varían entre 0.3122 mg/kg y 1.4488 mg/kg, si bien la mayoría de las muestras están por encima del TEL (0.6 mg/kg), están mucho por debajo del nivel PEL (3.5 mg/kg) (Figura 60b). En comparación, las concentraciones de Cr, entre 23.2146 mg/kg y 32.3988 mg/kg, están principalmente por debajo del TEL (37.3 mg/kg), indicando que es menos probable que actúe como contaminante en los niveles observados (Figura 60c). Todos los valores de Pb rondan entre 11.1259 mg/kg y 14.6683 mg/kg, significativamente por debajo de ambos límites TEL (35.0 mg/kg) y PEL (91.3 mg/kg) (Figura 60d).



a)



b)



c) d)
 Figura 60. Variación de As (a), Cd (b), Cr (c) y Pb (d) (mg/kg) evaluados en el sedimento del lago de Güija comparados con valores de CCME y USEPA.

Los sedimentos del lago de Güija presentan concentraciones de arsénico que, aunque en algunas muestras superan ligeramente el valor de referencia, en general se mantienen cercanas o por debajo del límite establecido o inferiores al PEL. En el caso del cadmio, los valores también muestran leves excedencias en algunas muestras, pero la mayoría se encuentra dentro del rango aceptable y ninguna por encima del PEL. Por otro lado, las concentraciones de cromo están significativamente por debajo del límite de referencia, indicando un bajo riesgo de contaminación. Finalmente, los niveles de plomo son considerablemente inferiores al estándar, lo que sugiere que no representa una amenaza significativa en los sedimentos.

En resumen, aunque algunas muestras de As y Cd superan ligeramente los valores de referencia de la USEPA, están muy por debajo del PEL, indicando un riesgo bajo. Las concentraciones de Cr y Pb están por debajo de los límites tanto del TEL y el PEL, así como de los valores de la USEPA, lo que sugiere que las concentraciones de estos metales en agua, para las muestras evaluadas no representan un riesgo significativo para el lago de Güija.

Sin embargo, es importante llevar a cabo un monitoreo adicional y realizar estudios específicos para evaluar si los niveles de As y Cd están causando impactos sutiles en el lago de Güija.

Asimismo, se podrían implementar medidas preventivas para asegurar que los niveles de As y Cd no aumenten, evitando que alcancen niveles de mayor preocupación. En resumen, aunque se

superen ligeramente, el riesgo permanece bajo, pero el monitoreo y la gestión preventiva son recomendables para proteger el ecosistema acuático del lago de Güija.

7.5 Evaluación normativa de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en músculo de tilapia.

En la Figura 61, se presenta una comparación de los niveles de metales pesados en músculo de tilapia conforme a las normativas NSO 67.32.01:10 y NOM 242-SSA1-2009, normas internacionales como la WHO, FAO, China y Hong Kong. Este análisis se centra en las concentraciones de As y Pb, (Figura 61a y 61b), en peso húmedo (w.w), lo cual es relevante para comprender la cantidad de metales que una persona podría ingerir al consumir tilapia.

Los niveles de Cd en todos los sitios de muestreo están por debajo del límite de cuantificación (<0.05 mg/kg), cumpliendo con las normativas citadas (NSO 67.32.01:10: 0.05 mg/kg, NOM 242-SSA1-2009: 0.5 mg/kg, FAO: 1.0 mg/kg WHO: 0.5 mg/kg China: 0.1 mg/kg y Hong Kong: 2.0 mg/kg).

En cuanto al Cr, los valores también están por debajo de los límites permitidos (NSO 67.32.01:10: 0.3 mg/kg, NOM 242-SSA1-2009: 0.5 mg/kg, FAO: 1.3 mg/kg WHO: 1.0 mg/kg China: 2.0 mg/kg y Hong Kong: 1.0 mg/kg), y se encuentran en un rango de 0.04500 a 0.07619 mg/kg.

Por lo tanto, para las muestras analizadas y para muestras en condiciones similares producidas en el lago, el consumo de tilapia (músculo) cultivadas en jaulas en el lago de Güija no debe representar un riesgo para la salud humana respecto a la exposición a As, Cd, Cr y Pb según las normativas mencionadas. Cabe destacar que las normativas NSO 67.32.01:10 y NOM 242-SSA1-2009 no se especifican valores para As y Cr, por lo que estos metales se evaluaron utilizando otras normativas internacionales. Es fundamental tomar en cuenta se encontraron metales pesados presentes (As y Pb) y que un consumo frecuente y en grandes cantidades podría resultar en bioacumulación en el organismo.

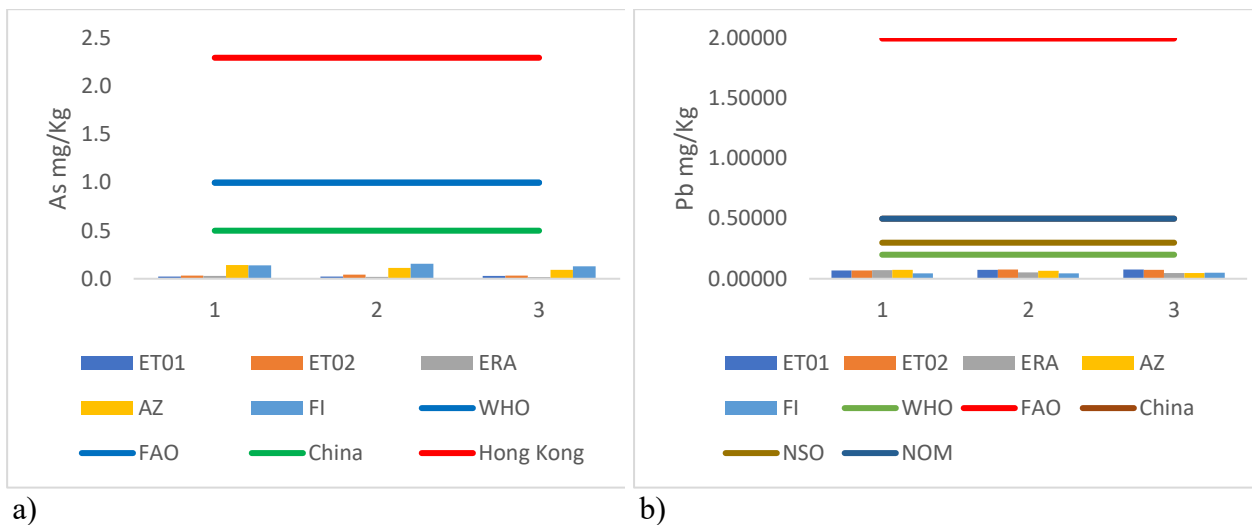


Figura 61. Variación de As (a) y Pb (b) (mg/kg) evaluados en el músculo de la tilapia del lago de Güija comparados con valores de referencia.

7.6 Evaluación normativa de las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en agua (superficial y profundidad)

En la Figura 62, se realiza una comparación de las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr y Pb) en muestras de agua tomadas a nivel superficial y a profundidad del lago de Güija, según el Reglamento Técnico Salvadoreño (RTS) 13.02.01:14: Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad, además se tomaron de base normas internacionales de la WHO, CETESB, MIMARENA y MAATE, las cuales establecen límites máximos permisibles para contaminantes en el agua de consumo humano y distintas clasificaciones de agua según su uso, para el caso de los valores de la WHO, no se muestran en las figuras ya que son bastantes permisibles los límites tolerados. Para CETESB, se consideran aguas clasificación A, adecuadas para la supervivencia y reproducción de organismos acuáticos, y para MAATE, aguas clasificación B, destinadas al abastecimiento público de agua potable con tratamiento, y útiles para riego de cultivos, deportes acuáticos sin contacto directo y usos industriales y pecuarios

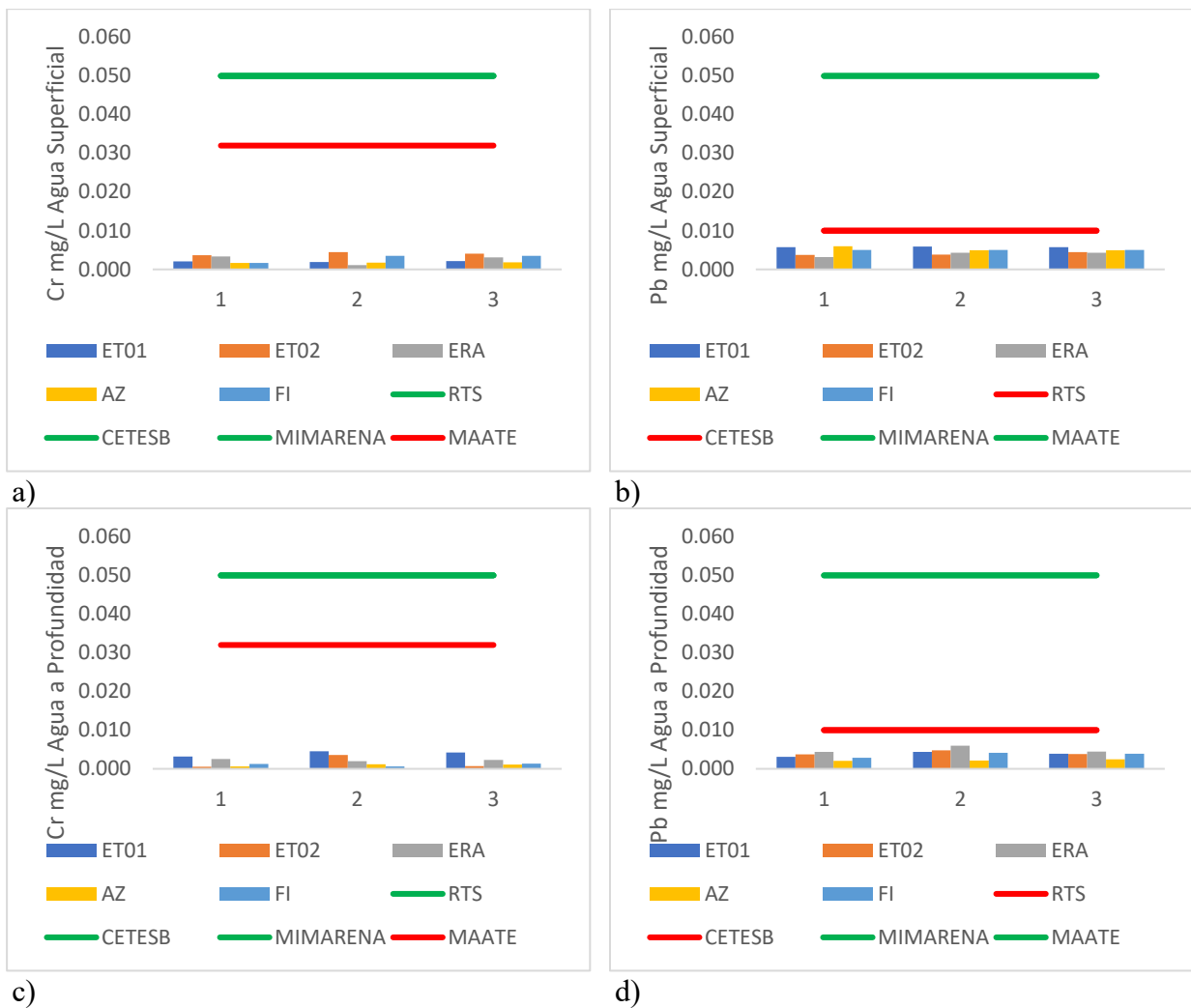


Figura 62. Variación de As (a), Cd (b), Cr (c) y Pb (d) (mg/L) evaluados en agua (superficial y a profundidad) del lago de Güija comparados con valores de referencia.

Con respecto al agua superficial, con la comparación con el RTS 13.02.01:14, en todos los puntos de muestreo, los niveles de As están por debajo del límite de cuantificación, siendo menores a los valores del RTS (0.01 mg/L). Los niveles de Cd también están por debajo del límite de cuantificación, cumpliendo con las especificaciones del RTS (0.003 mg/L). Las concentraciones de Cr se encuentran en un rango de 0.001 a 0.004 mg/L, estando por debajo del límite permitido por el RTS (0.05 mg/L). Los valores de Pb oscilan entre 0.003 y 0.006 mg/L, todos cumpliendo con los límites establecidos por el RTS (0.01 mg/L).

En todos los puntos de muestreo, los niveles de As están por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con los valores de la WHO (0.2 mg/L), CETESB (no reporta As),

MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.05 mg/L). Los niveles de Cd también se encuentran por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con las especificaciones de la WHO (0.006 mg/L), CETESB (≤ 0.001 mg/L), MIMARENA (0.005 mg/L) y MAATE (0.001 mg/L). Las concentraciones de Cr oscilan entre 0.001 y 0.004 mg/L, estando por debajo de los límites permitidos por la WHO (1.0 mg/L), CETESB (≤ 0.05 mg/L), MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.032 mg/L). Asimismo, los valores de Pb varían entre 0.003 y 0.006 mg/L, cumpliendo con los límites establecidos por la WHO (0.2 mg/L), CETESB (≤ 0.01 mg/L), MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.001 mg/L), cómo se observa en las Figuras 62a, 62b, 62c y 62d, respetivamente.

Para el agua a tomada a profundidad, en la Figura 62, se comparan las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr y Pb) en muestras de agua del lago de Güija, tomadas a profundidades que varían de 4 a 6 metros (ver Anexo N°4). Se comparó con el Reglamento Técnico Salvadoreño (RTS) 13.02.01:14: Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad, en todos los puntos de muestreo, los niveles de As están por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con los valores del RTS (0.01 mg/L). Los niveles de Cd también se encuentran por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con las especificaciones del RTS (0.003 mg/L). Las concentraciones de Cr oscilan entre 0.001 y 0.005 mg/L, estando por debajo del límite permitido por el RTS (0.05 mg/L). Los niveles de Pb varían entre 0.002 y 0.006 mg/L, todos cumpliendo con los límites establecidos por el RTS (0.01 mg/L).

En todos los puntos de muestreo, los niveles de As están por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con los valores de la WHO (0.2 mg/L), CETESB (no reporta As), MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.05 mg/L). Los niveles de Cd también se encuentran por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L), cumpliendo con las especificaciones de la WHO (0.006 mg/L), CETESB (≤ 0.001 mg/L), MIMARENA (0.005 mg/L) y MAATE (0.001 mg/L). Las concentraciones de Cr oscilan entre 0.001 y 0.004 mg/L, estando por debajo de los límites permitidos por la WHO (1.0 mg/L), CETESB (≤ 0.05 mg/L), MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.032 mg/L). Finalmente, los valores de Pb varían entre 0.003 y 0.006 mg/L, todos cumpliendo con los límites establecidos por la WHO (0.2 mg/L), CETESB (≤ 0.01 mg/L), MIMARENA (0.05 mg/L) y MAATE (0.001 mg/L), cómo se observa en las Figuras 64a, 64b, 64c y 64d, respetivamente.

Los análisis realizados del lago de Güija durante la jornada de muestreo evidencian que las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr y Pb) en sedimentos, músculo de tilapia y muestras de agua cumplen con los estándares de calidad establecidos por normativas nacionales e internacionales. Los sedimentos actúan como reservorios de estos metales pesados, y aunque las concentraciones están dentro de los límites aceptables, es crucial mantener un monitoreo para prevenir posibles liberaciones al agua y bioacumulación en organismos acuáticos. En cuanto a la tilapia, los niveles de metales pesados en el músculo de los peces no representan un riesgo significativo para la salud humana según las normativas estudiadas, pero es importante considerar el potencial de bioacumulación con consumos excesivos. Las concentraciones de metales pesados en el agua, tanto superficial como a profundidad, están dentro de los límites permisibles, lo que refleja la necesidad de una vigilancia continua. Mantener un monitoreo regular de los metales pesados en todos los compartimentos del ecosistema (agua, sedimentos y biota) es esencial para garantizar la seguridad ambiental y la salud pública. Se recomienda implementar prácticas sostenibles y medidas de control ambiental que eviten la contaminación del lago, asegurando así la salud del ecosistema y la calidad de los recursos hídricos y pesqueros.

8. Conclusiones

- Las concentraciones de arsénico en el músculo de tilapia y sedimento del Lago de Güija reflejan un proceso de acumulación de este metaloide en los sedimentos, mientras que las concentraciones en agua superficial y profunda estuvieron por debajo del límite de cuantificación. Este comportamiento puede explicarse por las condiciones químicas predominantes, como el pH alcalino y los valores positivos de ORP, favoreciendo la formación de arseniato (As(V)), una especie inorgánica que posee alta afinidad por adsorberse en partículas de sedimento. Además, el arsénico en los sedimentos puede ser transformado en compuestos orgánicos, como arsenobetaína, por procesos biológicos asociados a la actividad de microorganismos y la dieta de la tilapia, lo que explica su acumulación en el músculo como especie predominante y menos tóxica. Estos hallazgos resaltan la compleja interacción entre las condiciones químicas del ambiente acuático y los procesos biológicos que afectan la distribución y especiación del arsénico, proporcionando información clave sobre su movilidad y bioacumulación en los ecosistemas del Lago de Güija.
- El cadmio se detectó únicamente en los sedimentos, con valores entre 1.4488 y 0.3122 mg/kg, siendo el sitio ET01 el que presentó el nivel más alto, superior a la unidad. En agua superficial, agua profunda y músculo de tilapia, los niveles de cadmio estuvieron por debajo del límite de cuantificación. Las condiciones alcalinas del lago (pH entre 8.54 y 9.02) y su ambiente oxidante (ORP de 113 a 256 mV) favorecen la inmovilización del cadmio en los sedimentos mediante procesos de adsorción en óxidos de hierro y manganeso, así como la formación de compuestos inorgánicos como carbonatos y sulfuros de baja solubilidad (CdCO_3 y CdS). Estos factores limitan la movilidad del cadmio hacia la fase acuosa, manteniéndolo retenido en la matriz sólida y generando condiciones favorables de baja contaminación por este metal en el sistema acuático.
- Las concentraciones de cromo en el lago de Güija presentaron una marcada diferencia entre las matrices analizadas. En el músculo de la tilapia, los niveles fueron menores al límite de cuantificación, mientras que en el sedimento se observaron valores elevados, que oscilaron

entre 23.2146 y 32.3988 mg/kg. En el agua superficial y profunda, las concentraciones fueron bajas, con valores entre 0.0006 y 0.0045 mg/L, lo que refuerza la acumulación predominante de cromo en los sedimentos. Este comportamiento se relaciona con la especiación química del cromo, siendo Cr^{+3} la especie predominante en sistemas alcalinos como el lago de Güija (pH de 8.54 a 9.02), donde forma compuestos insolubles como $\text{Cr}(\text{OH})_3$, que se adsorben en partículas de sedimento y limitan su movilidad en la columna de agua. Por otro lado, la presencia de Cr^{+6} como CrO_4^{2-} en el agua se considera baja debido a las condiciones alcalinas y oxidantes del lago, lo que reduce su bioacumulación en el músculo de la tilapia. Estas observaciones reflejan que la biodisponibilidad del cromo es limitada, especialmente para el músculo de la tilapia, y que su mayor acumulación ocurre en el sedimento, influenciada por las condiciones fisicoquímicas del sistema acuático.

- El plomo fue el único metal detectado en todas las matrices analizadas (agua superficial y profunda, músculo de tilapia y sedimento), con las concentraciones más altas registradas en el sedimento y las más bajas en agua. Este patrón refleja la tendencia del plomo a acumularse en sedimentos, debido a procesos de deposición y formación de compuestos insolubles como $\text{Pb}(\text{OH})_2$. Bajo las condiciones fisicoquímicas del lago de Güija, caracterizadas por un pH alcalino (8.54 a 9.02) y un ambiente oxidante (ORP de 113 a 256 mV), la especie predominante es el $\text{Pb}(\text{OH})_2$, que posee una solubilidad extremadamente baja y tiende a precipitar, concentrándose en la matriz sólida del sedimento. En el agua, aunque el Pb^{2+} es soluble en pequeñas cantidades, su baja concentración reduce su biodisponibilidad para organismos acuáticos. En el músculo de la tilapia, los niveles de plomo fueron ligeramente superiores a los del agua, lo que sugiere un proceso de bioacumulación moderada, posiblemente a partir de partículas orgánicas contaminadas presentes en el sedimento o en peces ingeridos. Estos resultados destacan la influencia de las condiciones ambientales y la especiación química en la movilidad, acumulación y transferencia del plomo en los compartimentos del ecosistema.
- Los valores de As, Cd, Cr y Pb en las matrices analizadas siguen el patrón: sedimento > agua > músculo. Los análisis de regresión lineal indican una relación más fuerte entre sedimento y agua, mientras que las correlaciones agua-músculo y sedimento-músculo son

más débiles, con valores de p cercanos a 1. Esto sugiere que la presencia de metales pesados en el músculo de la tilapia está mayormente influenciada por los sedimentos, que liberan los contaminantes al agua, facilitando su absorción por los organismos.

- Al comparar los sedimentos con los valores de referencia del CCME y USEPA encontramos que para el arsénico todos los sitios presentan concentraciones por arriba del TEL (Threshold Effect Level / Nivel de Efecto Umbral) y los sitios ERA y FI están por encima de los valores de referencia de la USEPA (7.24 mg/kg) con 7.35 y 7.28 respectivamente, sin embargo, ya que los valores están por debajo del TEL no se espera que ocurran efectos adversos en los organismos acuáticos, no obstante la presencia de arsénico sobre el TEL podría favorecer su acumulación en la biota acuática y su transferencia a la cadena trófica. Esto representa un riesgo ecológico que debe ser monitoreado, especialmente en organismos de consumo como la tilapia, considerando su capacidad de bioacumulación y el impacto en la seguridad alimentaria.
- En la tilapia todos los valores obtenidos de todos los sitios de muestreo fueron inferiores a los valores máximos permitidos por la NSO, NOM, WHO, FAO, China y Hong Kong, utilizados para este estudio, cabe destacar, que, para cadmio y cromo, los valores fueron incluso menores al límite de cuantificación del método utilizado (< 0.05 mg/kg), con lo que consumir tilapia no genera un riesgo a la salud humana, en términos de contaminación por estos metales pesados.
- Los resultados obtenidos en agua superficial como a profundidad, únicamente reflejaron valores detectables para Cr y Pb siendo estos inferiores a los límites máximos permisibles de RTS, WHO, CETESB, MIMARENA y MAATE.

Referencias

- Acharyya, S. K., Chakraborty, P., Raymahashar, B. C., Guha, S., y Bhowmik, A. (1999). *Arsenic poisoning in the Fanges delta*. 401, 545-547.
- APHA, AWWA, WEF. (2017). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*.
- Arauzo, M., Rivera, M., Valladolid, M., Noreña, C., y Cedenilla, O. (2003). *Contaminación por cromo en el agua intersticial, en el agua del cauce y en los sedimentos del río Jarama*. 22, 85-96.
- ASTILAPIA. (2009). *Morfología externa de la tilapia*.
- ATSDR. (2012). *Resumen de salud pública Cromo*.
- B Hymer, C., y Caruso, J. A. (2004). *Arsenic and its speciation analysis using high-performance liquid chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry*. 1045, 1-13.
- Banks, J., Ross, D. J., y Keough, M. J. (2012). *Short-term (24h) effects of mild and severe hypoxia (20% and 5% dissolved oxygen) on metal partitioning in highly contaminated estuarine sediments*. 99(2), 121-131.
- Barrenechea, A. (2009). *Aspectos fisicoquímicos de la calidad de agua. Capítulo 1*.
- Bautista, J., y Ruiz, J. (2011). *Calidad de agua para el cultivo de Tilapia en tanques de geomembrana*. 2011, 3(8).
- Blanco Reyes, G. B., Ramírez Velásquez, D. E., y Rodríguez Granados, M. D. (2018). *Diagnóstico del subsector acuícola de El Salvador y diseño de propuestas de solución*.
- Blesa, M. A. (2020). *La movilización de los óxidos de hierro y de cromo: Una mezcla de química, biología y geología*. 72, 49-64.
- Borak, J., y Hosgood, H. D. (2007). *Seafood arsenic: Implications for human risk assessment*. 47, 201-212.

- Botello, A. V., von Osten, J. R., Gold-Bouchot, G., y Agraz Hernandez, C. (2005). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (2.^a ed.).
- Brookins, D. G. (1988). *Cadmium In: Eh-pH Diagrams for geochemistry*.
- California Water Boards. (s. f.-a). *Folleto Informativo Conductividad Eléctrica/Salinidad 3.1.3.0*.
https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130sp.pdf
- California Water Boards. (s. f.-b). *Folleto Informativo pH 3.1.4.0*.
https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3140sp.pdf
- Castiglioni, D. (2015). *Biodisponibilidad de metales traza en playas del Río de la Plata* [Tesina].
Universidad de la República de Uruguay.
- CCME. (1999a). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life—Arsenic*.
- CCME. (1999b). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life—Chromium*.
- CCME. (1999c). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life—Lead*.
- CCME. (2001). *Canadian Water Quality Guidelines for Protection of Aquatic Life—Arsenic*.
- CCME. (2002). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables*.
- CCME. (2014). *Canadian Water Quality Guidelines for Protection of Aquatic Life—Cadmium*.
- CENDEPESCA. (2008). *Manual sobre reproducción y cultivo de Tilapia*.
- Central Acuícola del Sureste. (2017). *Comercio de Tilapia en Tixkokob para su consumo en Yucatán*.

- CETESB. (2019). *Apendice E: Indices de calidades de aguas*.
- CONABIO. (2014, abril). *Ponderación de Invasividad de especies exóticas en México (SIEI)*.
- Cornelis, R., y Nordberg, M. (2007). *General Chemistry, Sampling, Analytical Methods, and Spectiation. Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier San Diego, CA.
- Das, S., Kar, I., y Kumar Patra, A. (2023). *Cadmium induced bioaccumulation, histopathology, gene regulation in fish and its amelioration – A review*. 79. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127202>
- Dean, J. A. (1999). *Lange's Handbook of Chemistry*. McGraw-Hill.
- Díaz Vargas, M., Elizalde Arriaga, E. E., Quiróz Castelán, H., García Rodríguez, J., y Molina Estudillo, I. (2005). Caracterización de algunos parámetros físico químicos del agua y sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *04-02-2005*, 15(2), 57-65.
- Doadrio Villarejo, A. L. (2006). *Ecotoxicología y acción toxicológica del plomo*. 72(3), 409-422.
- Du, L. G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., y Tack, F. M. (2009). *Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review*. 407(13), 3972-3985.
- EPA. (2024). *Información sobre el plomo*. <https://espanol.epa.gov/plomo/informacion-sobre-el-plomo>
- Espinoza, D., y Falero, S. (2015). Niveles de mercurio, cadmio, plomo y arsénico en peces del río Tumbes y riesgos para salud humana por su consumo. *22-12-2015*, 18(36), 35-41.
- FAO. (2005). *Cultured aquatic species information programme*.
- FAO. (2009). *Oreochromis niloticus in cultured aquatic species fact sheets*.
- FAO. (2021). *Visión general del sector acuícola nacional El Salvador*.
- Friday, G. P. (2005). *Ecological Screening Values for Surface Water, Sediment, and Soil: 2005 Update*. <https://doi.org/10.2172/881510>

- Frohne, Rinklebe, J., Díaz-Bone, R. A., y Laing, G. D. (2011). *Título del artículo ("Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. 160(3-4), 414-424.*
- Gale, N. L., Adams, C. D., Wixson, B. G., Loftin, K. A., y Huang, Y. W. (2002). *Lead concentrations in fish and river sediments in the old lead belt of Missouri. 36(20), 4262-4268.*
- García, S. L., Arguello, A., y Parra, R. (2018). *Factores que influyen en el pH del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. 4(2), 59-71.*
- García Salgado, S. (2013). *Estudios de especiación de arsénico y acumulación de metales en muestras de interés medioambiental [Tesis Doctoral].* Universidad Politécnica de Madrid.
- Ghavidel, A., Rad, S. N., Alikhani, H. A., Sharari, M., y Ghanbari, A. (2018). *Bioleaching of heavy metals from sewage sludge, direct action of Acidithiobacillus ferrooxidans or only the impact of pH? 20, 1179-1187.*
- Ghosh, D., y Saha, S. K. (2022). *Determination of the lethal concentration 50% (LC50) of hexavalent chromium in Nile Tilapia (Oreochromis niloticus). 10(4), 123-131.*
- Grupo de investigación en ciencia, educación, medio ambiente y desarrollo humano. (2010). *Dinámica ambiental de plomo II – El título del documento se coloca en cursiva, cumpliendo con el formato para trabajos largos.*
- Grupo InfoStat. (2020). *Infostat (Versión Estudiantil) [Software].*
- Hansen, A., Mahé, F., y Corzo-Juárez, C. (2012). *Metodología para determinar la liberación de metales del sedimento al agua en lagos y embalses. 29(3).*

- Hendrik Ávila, Quintero, E., Angulo, N., Cárdenas, C., Araujo, M., Morales, N., y Prieto, M. (2014). Determinación de metales pesados en sedimentos superficiales costeros del Sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. *2014*, *14*(1), 16-21.
- Hernández Orellana, A. M. (2022). *Determinación del análisis bromatológico proximal y minerales en tilapias (Oreochromis spp) cultivadas en tres lagos de El Salvador*. Universidad de El Salvador.
- Hidalgo, S. (2004). *Reutilización de residuos de rapa para la eliminación de metales tóxicos en efluentes líquidos*.
- Jiménez, J. A. (2001). *Sedimentos marinos contaminados y alternativas de actuación con énfasis en la técnica de recubrimiento*.
- Kotás, J., y Stasicka, Z. (2000). *Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation*. *107*(3).
- LABTOX-UES. (2024, diciembre 19). *Informe de Fitoplancton y estado trófico del Lago de Güüja*.
- Londoño, L., Londoño, P., y Muñoz, F. (2016). *Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal*.
- MAATE. (2015, noviembre). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso agua*.
- Macías Hernández, P. G. (2015). *Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz*. Universidad Veracruzana.
- Madrid Orellana, E. del C. (2015). *Calidad del agua y estado trófico en el lago de Güüja y sus ríos afluentes y efluente para un programa de monitoreo, en el Departamento de Santa Ana, El Salvador*. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN-Managua).
- Mandal, B. K., y Suzuki, K. T. (2022). Arsenic round the world: A review. *2022*, *58*, 201-235.

- MARN. (2015). *Evaluación del nivel de eutrofización del Lago de Güija*.
- MARN. (2021, julio). *Evaluación de elementos tóxicos en el Lago de Güija y sus afluentes ríos Angue, Ostúa y Cusmapa (Mayo 2012—Febrero 2021)*.
- MARN, USAID, y CCAD. (2008). *Levantamiento de la Línea Base de la Laguna Güija, previo al inicio de operaciones de un proyecto minero*.
- McCleskey, R. B., Cravotta III, C. A., Miller, M., Tillman, F., Stackelberg, P., Knierim, K., y Wise, D. (2023). *Salinity and total dissolved solids measurements for natural waters: An overview and a new salinity method based on specific conductance and water type*. 154. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105684>
- McGeer, J. C., Niyogi, S., y Smith, D. S. (2012). *Homeostasis and toxicology of non-essential metals*. 31, 125-169. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(11\)31025-4](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(11)31025-4)
- MIMARENA. (2012, septiembre). *Norma ambiental de calidad de aguas superficiales y costeras*.
- Nikolaychuk, P. A. (2018). *The revised potential – pH diagram for Pb – H₂O system*. 29(2), 55-67.
- NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. (2009). <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4295/salud2a/salud2a.htm>
- NSO 67.32.01:10 Valores y métodos de toma de muestras para el control oficial de los niveles de plomo, cadmio, mercurio y se fija el contenido máximo de cada uno en determinados productos pesqueros, segunda actualización. (2011). <https://faolex.fao.org/docs/pdf/els49806.pdf>
- Oremland, R. S., y Stolz, J. F. (2000). *The ecology of arsenic*. 300, 939-944.

- OSPESCA. (2007, julio). *Plan de manejo del Lago de Güija con énfasis en la pesca y la acuicultura.*
- OSPESCA. (2022, agosto). *Elementos Técnicos-Económicos, Ambientales y Buenas Prácticas para el cultivo de Tilapia.*
- Parinet, B., Lhote, A., y Legube, B. (2004). *Principal component analysis: An appropriate tool for water quality evaluation and management—Application to a tropical lake system.* 178, 295-311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.03.007>
- Pérez Pérez, L. M. del C., Báez Rodríguez, A., Luna Cervantes, M., y Zamora Peredo, L. (2018, diciembre). *Detección de Arsénico, Mercurio y Plomo en agua: Un reto para la tecnología. 1.*
- Picado Pavón, F. J., Lacayo Morales, R. J., y Méndez Doña, X. de J. (2024). Probabilidades de riesgo de exposición al mercurio en comunidades pesqueras de la Cuenca Grandes Lagos de Nicaragua. *2024-07-26, 50*, 180-197. <https://doi.org/10.5377/esteli.v13i50.18482>
- PREPAC, OIRSA. (2006, diciembre). *Caracterización del Lago de Güija con énfasis en la pesca y acuicultura.*
- Rakhunde, R., Deshpande, L., y Juneja, H. D. (2011). *Chemical Speciation of Chromium in Water: A Review.* <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.534029>
- Rodríguez Forero, A., Gonzáles, J. F., y Suárez, R. (2007). *Bioacumulación por metales pesados en el capitán de la sabana (Eremophilus mutisii), habitante de la cuenca alta del río Bogotá. 2.*
- Romero Gil, I. (2019). *Estratificación en lagos y embalses.*

- RTS 13.02.01:14 Agua. Agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad (2018).
[https://www.defensoria.gob.sv/images/stories/varios/NORMAS/AGUA/NSO13.07.01.08
AGUA%20POTABLE.pdf](https://www.defensoria.gob.sv/images/stories/varios/NORMAS/AGUA/NSO13.07.01.08%20POTABLE.pdf)
- SAGARPA. (2008). *Manual de buenas prácticas de producción acuícola de Tilapia para la inocuidad alimentaria.*
- SAGARPA. (2011). *Guía empresarial para el cultivo, engorda y comercialización de la Tilapia (Mojarra).*
- Shimadzu Corporation. (s. f.). *Atomic Absorption Spectrophotometry Cookbook—Basic conditions of analysis of atomic absorption spectrophotometry.*
- Smedley, P. L., y Kinniburgh, D. G. (2002). *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters.* 17(517-568).
- Sondergaard, M. (2009). *Redox Potencial.* 852-859. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00115-0>
- Stephenson, M., Bendell Young, L., Bird, G. A., Brunskill, G. J., Curtis, P. J., Fairchild, W. L., Holoka, M. H., Hunt, R. V., Lawrence, S. G., Motucka, M. F., Schwartz, W. J., Turner, M. A., y Wilkinson, P. (1996). *Sedimentation of experimentally added cadmium and Cd-109 in Lake 382, Experimental Lakes Area, Canada.* 53, 1888-1902.
- TCAS. (2017). *Toxicology of heavy Metals.*
- USEPA. (1996, diciembre). *Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices.*
- USEPA. (1998). *Toxicological review of hexavalente chromium.*
- USEPA. (2007, febrero). *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils.*
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology Lake and River Ecosystems* (3.^a ed.).

- WHO. (2001). *Environmental Health Criteria 224—Arsenic and Arsenic Compounds*.
- WHO. (2019a). *Exposure to arsenic: A major public health concern*.
- WHO. (2019b). *Exposure to cadmium A major public health concern*.
- WHO. (2021). *Guidelines on recreational water quality*.
- WHO. (2023). *Exposure to lead: A major public health concern*.
- Wood, C. M., Farrell, A. P., y Brauner, C. J. (2011). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non- Essential Metals* (1st ed., Vol. 31B).

Anexos

Anexo 1. Formato de hoja de recolección de datos de campo para muestreos.

Formato de elaboración propia

MUESTREO Y PARÁMETROS DE CAMPO EN MUESTRAS DE AGUA

Sitio de muestreo: _____

Id de muestra: _____

Fecha de recolección:

Día	Mes	Año

Coordenadas:

X (m)	Y (m)	Elevación (msnm)

Fuente de Agua

Natural	Artificial

 Características Físicas

Color	Olor

Parámetro	Valor
Temp. Amb. (°C)	
Temp. muestra (°C)	
pH	
CE (µS/cm)	
STD (mg/L)	
OD (mg/L)	
OD (% Saturación)	
Salinidad (%)	
ORP (mV)	

Responsable(es): _____

Observaciones: _____

Anexo 2. Matriz de datos de concentraciones de metales pesados en sedimento, tilapia (músculo) y agua (superficial y profundidad), del lago de Güija.

Sitio	Muestra	Tp_As	Tp_Cd	Tp_Cr	Tp_Pb	Sd_As	Sd_Cd	Sd_Cr	Sd_Pb	AgS_As	AgS_Cd	AgS_Cr	AgS_Pb	AgP_As	AgP_Cd	AgP_Cr	AgP_Pb
ET01	1	0.0233	0.05	0.05	0.0687	4.9782	1.2190	30.7928	12.6271	0.001	0.001	0.0021	0.0057	0.001	0.001	0.0032	0.0031
ET01	2	0.0233	0.05	0.05	0.0731	5.7403	1.4461	30.9725	11.8471	0.001	0.001	0.0019	0.0059	0.001	0.001	0.0045	0.0044
ET01	3	0.0288	0.05	0.05	0.0762	5.0433	1.4488	30.5193	11.8894	0.001	0.001	0.0021	0.0058	0.001	0.001	0.0042	0.0039
ET02	1	0.0335	0.05	0.05	0.0684	6.3821	0.6230	28.7639	11.1259	0.001	0.001	0.0037	0.0037	0.001	0.001	0.0006	0.0037
ET02	2	0.0410	0.05	0.05	0.0762	5.9988	0.6192	23.2146	11.6600	0.001	0.001	0.0045	0.0038	0.001	0.001	0.0035	0.0048
ET02	3	0.0310	0.05	0.05	0.0753	6.1205	0.6178	24.6441	11.2197	0.001	0.001	0.0040	0.0045	0.001	0.001	0.0007	0.0039
ERA	1	0.0306	0.05	0.05	0.0704	5.5180	0.4122	28.2239	13.7137	0.001	0.001	0.0033	0.0032	0.001	0.001	0.0025	0.0044
ERA	2	0.0181	0.05	0.05	0.0515	7.3458	0.3311	26.3491	11.9229	0.001	0.001	0.0011	0.0043	0.001	0.001	0.0020	0.0060
ERA	3	0.0174	0.05	0.05	0.0476	5.9092	0.3330	26.9283	13.5496	0.001	0.001	0.0031	0.0043	0.001	0.001	0.0023	0.0044
AZ	1	0.1438	0.05	0.05	0.0739	6.7134	0.3122	29.9150	14.4377	0.001	0.001	0.0017	0.0060	0.001	0.001	0.0006	0.0020
AZ	2	0.1117	0.05	0.05	0.0653	4.9937	0.3331	32.3988	14.6874	0.001	0.001	0.0017	0.0049	0.001	0.001	0.0012	0.0021
AZ	3	0.0931	0.05	0.05	0.0479	6.5801	0.3140	31.0559	14.6683	0.001	0.001	0.0018	0.0049	0.001	0.001	0.0011	0.0025
FI	1	0.1401	0.05	0.05	0.0450	6.4162	0.5294	26.6473	12.6077	0.001	0.001	0.0016	0.0051	0.001	0.001	0.0013	0.0028
FI	2	0.1546	0.05	0.05	0.0460	7.2850	0.5220	25.5322	12.3503	0.001	0.001	0.0035	0.0050	0.001	0.001	0.0006	0.0041
FI	3	0.1293	0.05	0.05	0.0492	6.5756	0.5219	26.2067	12.5054	0.001	0.001	0.0035	0.0051	0.001	0.001	0.0013	0.0039

- Los datos de concentraciones se encuentran en ppm (mg/L para el agua superficial y profunda y mg/kg para tilapia y sedimento)

Anexo 3. Datos de humedad parcial, humedad total y materia seca de muestras de tilapia (músculo), tomadas del lago de Güija.

Contenido de humedad parcial de muestras de tilapia (músculo), del lago de Güija

Sitio	Peso bandeja (g)	Peso de bandeja + Mx húmeda (g)	Peso húmedo (g)	Peso de bandeja + Mx seca (g)	Peso de Mx seca (g)	Pérdida de peso (g)	Humedad Parcial (%)
ET01-1	44.034	89.161	45.13	54.505	10.47	34.66	76.80
ET01-2	39.145	90.390	51.25	50.921	11.78	39.47	77.02
ET01-3	44.582	93.280	48.70	56.187	11.61	37.09	76.17
ET02-1	41.526	86.627	45.10	51.976	10.45	34.65	76.83
ET02-2	48.597	95.205	46.61	60.097	11.50	35.11	75.33
ET02-3	37.278	91.664	54.39	50.590	13.31	41.07	75.52
ERA-1	49.606	98.788	49.18	61.068	11.46	37.72	76.69
ERA-2	36.936	84.423	47.49	47.093	10.16	37.33	78.61
ERA-3	50.121	96.259	46.14	60.457	10.34	35.80	77.60
AZ-1	46.848	93.336	46.49	57.655	10.81	35.68	76.75
AZ-2	40.347	83.267	42.92	50.465	10.12	32.80	76.43
AZ-3	42.675	93.400	50.73	53.705	11.03	39.70	78.26
FI-1	34.973	75.310	40.34	43.916	8.94	31.39	77.83
FI-2	37.744	90.964	53.22	49.621	11.88	41.34	77.68
FI-3	48.486	84.042	35.56	56.119	7.63	27.92	78.53

Contenido de humedad total de muestras de tilapia (músculo), del lago de Güüja

Sitio	Peso caja (g)	Peso de Mx húmeda + caja (g)	Peso de mx (g)	Peso caja + Mx seca (g)	Peso de Mx seca (g)	Pérdida de peso (g)	Humedad Total (%)
ET01-1	49.151	58.470	9.319	58.239	9.088	0.231	0.40
ET01-2	32.300	43.896	11.596	43.712	11.412	0.184	0.42
ET01-3	38.857	49.633	10.776	49.473	10.616	0.160	0.32
ET02-1	48.364	57.726	9.362	57.446	9.082	0.280	0.49
ET02-2	33.939	45.143	11.204	44.858	10.919	0.285	0.63
ET02-3	50.356	62.315	11.959	61.978	11.622	0.337	0.54
ERA-1	39.071	49.598	10.527	49.265	10.194	0.333	0.67
ERA-2	46.469	56.406	9.937	56.254	9.785	0.152	0.27
ERA-3	48.972	59.095	10.123	58.879	9.907	0.216	0.37
AZ-1	39.230	49.903	10.673	49.551	10.321	0.352	0.71
AZ-2	38.529	48.563	10.034	48.267	9.738	0.296	0.61
AZ-3	46.981	57.807	10.826	57.547	10.566	0.260	0.45
FI-1	61.048	69.164	8.116	69.018	7.970	0.146	0.21
FI-2	43.624	55.351	11.727	55.037	11.413	0.314	0.57
FI-3	37.580	44.768	7.188	44.527	6.947	0.241	0.54

Contenido de materia seca de muestras de tilapia (músculo), tomadas del lago de Güüja

Sitio	%HP	%HT	%Agua	% MS
ET01-1	76.80	0.40	77.192	22.81
ET01-2	77.02	0.42	77.439	22.56
ET01-3	76.17	0.32	76.492	23.51
ET02-1	76.83	0.49	77.315	22.69
ET02-2	75.33	0.63	75.957	24.04
ET02-3	75.52	0.54	76.064	23.94
ERA-1	76.69	0.67	77.366	22.63
ERA-2	78.61	0.27	78.880	21.12
ERA-3	77.60	0.37	77.963	22.04
AZ-1	76.75	0.71	77.459	22.54
AZ-2	76.43	0.61	77.035	22.96
AZ-3	78.26	0.45	78.705	21.29
FI-1	77.83	0.21	78.040	21.96
FI-2	77.68	0.57	78.250	21.75
FI-3	78.53	0.54	79.071	20.93

Anexo 4. Concentraciones de metales pesados de tilapia (músculo) del lago de Güija

Concentraciones de metales pesados en tilapia (músculo), en base seca del lago de Güija

Metal BS	Sitio de muestreo	Muestra (mg/kg)			Promedio (mg/kg)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/kg)	ET01	0.1020	0.1035	0.1225	0.1093	0.0114	0.1020	0.1225
	ET02	0.1475	0.1707	0.1296	0.1492	0.0206	0.1296	0.1707
	ERA	0.1353	0.0857	0.0790	0.1000	0.0307	0.0790	0.1353
	AZ	0.4584	0.4863	0.4370	0.4606	0.0247	0.4370	0.4863
	FI	0.6380	0.7106	0.6177	0.6554	0.0489	0.6177	0.7106
Cadmio (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Cromo (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Plomo (mg/kg)	ET01	0.3014	0.3239	0.3240	0.3164	0.0130	0.3014	0.3240
	ET02	0.3014	0.3169	0.3144	0.3109	0.0083	0.3014	0.3169
	ERA	0.3110	0.2440	0.2162	0.2571	0.0487	0.2162	0.3110
	AZ	0.3278	0.2846	0.2248	0.2791	0.0517	0.2248	0.3278
	FI	0.2049	0.2117	0.2352	0.2173	0.0159	0.2049	0.2352

Concentraciones de metales pesados en tilapia (músculo), en base húmeda (w.w) del lago de Güija

Metal w.w	Sitio de muestreo	Muestra (mg/kg)			Promedio (mg/kg)	Desviación Estándar	Valores extremos	
		1	2	3			Mínimo	Máximo
Arsénico (mg/kg)	ET01	0.0233	0.0233	0.0288	0.0251	0.0032	0.0233	0.0288
	ET02	0.0335	0.0410	0.0310	0.0352	0.0052	0.0310	0.0410
	ERA	0.0306	0.0181	0.0174	0.0220	0.0074	0.0174	0.0306
	AZ	0.1438	0.1117	0.0931	0.1162	0.0257	0.0931	0.1438
	FI	0.1401	0.1546	0.1293	0.1413	0.0127	0.1293	0.1546
Cadmio (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Cromo (mg/kg)	ET01	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ET02	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	ERA	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	AZ	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
	FI	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	-	-
Plomo (mg/kg)	ET01	0.0687	0.0731	0.0762	0.0727	0.0037	0.0687	0.0762
	ET02	0.0684	0.0762	0.0753	0.0733	0.0043	0.0684	0.0762
	ERA	0.0704	0.0515	0.0476	0.0565	0.0122	0.0476	0.0704
	AZ	0.0739	0.0653	0.0479	0.0624	0.0133	0.0479	0.0739
	FI	0.0450	0.0460	0.0492	0.0468	0.0022	0.0450	0.0492

Anexo 5. Parámetros físico-químicos en agua superficial y profunda del lago de Gūija

Parámetros físico-químicos de campo tomados en agua superficial en la proximidad de las jaulas de cultivo de tilapia dentro del lago de Gūija

Parámetro	Temp. Amb. °C	Temp. mx °C	pH	CE (μS/cm)	STD (mg/L)	OD (mg/L)	OD (%)	Salinidad (%)	ORP (mV)	
Sitio										
	ET01	33	31.6	8.96	1280	554	7.44	107.5	0.54	201
	ET02	35	31.5	8.92	302	126.8	7.3	104.8	0.13	113
Agua Superficial	ERA	33	31.7	8.96	982	423	7.75	111.8	0.42	194
	AZ	30	31.3	9.01	331	149.3	8	114.6	1.52	191
	FI	32	31.4	9.02	408	126.2	8.4	120.6	0.17	178
	max	35	31.7	9.02	1280	554	8.4	120.6	1.52	201
	min	30	31.3	8.92	302	126.2	7.3	104.8	0.13	113

Parámetros físico-químicos de campo tomados en agua a profundidad en la proximidad de las jaulas de cultivo de tilapia dentro del lago de Gūija

Parámetro	Temp. Amb. °C	Temp. mx °C	pH	CE (μS/cm)	STD (mg/L)	OD (mg/L)	OD (%)	Salinidad (%)	ORP (mV)	prof (m)	
Sitio											
	ET01	33	29	8.71	2106	126.5	6.24	88.8	0.93	256	6
	ET02	34	29	8.7	292	127.3	6.12	85.5	0.59	119	6
Agua Profundidad	ERA	34	30.1	8.73	304	129.1	6.17	86.8	0.13	201	6
	AZ	30	29	8.54	656	129.6	5.49	77.3	0.28	188	6
	FI	34	29	8.66	319	129	6.04	85.1	0.14	202	4
	max	34	30.1	8.73	2106	129.6	6.24	88.8	0.93	256	6
	min	30	29	8.54	292	126.5	5.49	77.3	0.13	119	4