

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

FACULTAD DE CIENCIAS Y HUMANIDADES



Determinación de mercurio total en tejido muscular de
Parachromis managuensis y *Oreochromis niloticus* provenientes del
Lago de Amatitlán por espectroscopía de absorción atómica con vapor
frío

Trabajo de graduación presentado por Astrid Celeste Gaitán Camo para
optar al grado académico de Licenciada en Química Farmacéutica

Guatemala,

2023

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades




Determinación de mercurio total en tejido muscular de
Parachromis managuensis y *Oreochromis niloticus* provenientes del
Lago de Amatitlán por espectroscopía de absorción atómica con vapor
frío

Trabajo de graduación presentado por Astrid Celeste Gaitán Camo para
optar al grado académico de Licenciada en Química Farmacéutica

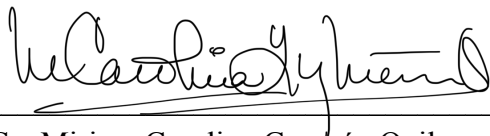
Guatemala,

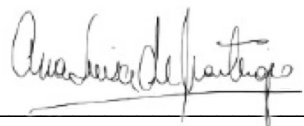
2023

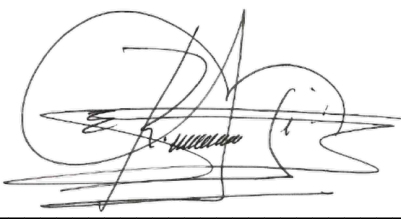
Vo. Bo. :

(f) 
MSc. Miriam Carolina Guzmán Quilo
Asesora

Tribunal Examinador:

(f) 
MSc. Miriam Carolina Guzmán Quilo
Asesora

(f) 
Licenciada Ana Luisa Mendizábal Solé

(f) 
Dr. Élfego Rolando López García
Director
Departamento de Química Farmacéutica

Fecha de aprobación: Guatemala, 07 de diciembre de 2023

ÍNDICE

LISTA DE TABLAS	vii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE GRÁFICOS	x
RESUMEN	xi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO CONCEPTUAL	4
2.1 Antecedentes	4
2.2 Justificación.....	5
2.3 Planteamiento del problema.....	6
2.4 Alcances y limitantes del problema	6
III. MARCO TEÓRICO.....	8
3.1 Lago de Amatitlán.....	8
3.2 Pez guapote tigre (<i>Parachromis managuensis</i>).....	10
3.3 Pez tilapia del Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>).....	12
3.4 Mercurio	15
3.5 Digestión asistida por microondas	34
3.6 Espectroscopía de absorción atómica de vapor frío	36
IV. MARCO METODOLÓGICO.....	39
4.1 Objetivos	39
4.2 Hipótesis.....	39
4.3 Variables.....	40
4.4 Universo de trabajo o población meta.....	40
4.5 Muestra.....	40
4.6 Procedimiento.....	41

4.7	Diseño de investigación	44
4.8	Análisis estadístico	44
V.	MARCO OPERATIVO	47
5.1	Recolección y tratamiento de datos.....	47
5.2	Recursos	47
5.3	Aspectos económicos	49
VI.	RESULTADOS.....	50
VII.	DISCUSIÓN.....	59
VIII.	CONCLUSIONES	65
IX.	RECOMENDACIONES.....	66
X.	BIBLIOGRAFÍA	67
XI.	ANEXOS	72
A.	Glosario	72
B.	Parámetros fisicoquímicos de calidad del agua de puntos de muestreo	73
C.	Descripción de las variables del índice de evaluación de la salud (HAI)	76
D.	Ubicaciones	78
E.	Informe técnico	80

LISTA DE TABLAS

Tabla No.1. Límites de exposición ambiental y ocupacional al mercurio.....	27
Tabla No.2. Síntomas clínicos de intoxicación aguda y crónica por mercurio.....	30
Tabla No.3. Límites establecidos en el Reglamento de la Comisión de la Unión Europea 2023/915 para el mercurio total.....	33
Tabla No.5. Preparación de las soluciones de la curva de calibración	43
Tabla No. 6. Condiciones para aceptar o rechazar la hipótesis nula H_0	45
Tabla No.7. Estimación de costos de materiales y servicios	49
Tabla No.8. Índice de evaluación de la salud y características fisiológicas de <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	50
Tabla No.9. Valores de las variables del Índice de Evaluación de la Salud (HAI) analizadas en las muestras <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i> .	51
Tabla No.10. Índice de Evaluación de la Salud (HAI) promedio en las muestras de <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	51
Tabla No.11. Concentraciones de mercurio total en las muestras recolectadas de <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i> provenientes del Lago de Amatitlán.....	52
Tabla No.12. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	53
Tabla No.13. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i> por ubicación de pesca.....	53
Tabla No.14. Recuperación total de mercurio por el método utilizado para el análisis de <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	54
Tabla No.15. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	54
Tabla No.16. Parámetros analíticos del método y medidas estadísticas de la curva de calibración	55
Tabla No.17. Prueba T de una muestra y conclusión de la hipótesis.....	56

Tabla No.18. Estadísticas descriptivas de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Parachromis managuensis</i>	56
Tabla No.19. Estadísticas descriptivas de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Oreochromis niloticus</i>	57
Tabla No.20. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Bahía Playa de Oro”.....	73
Tabla No.21. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “El Zapote”	74
Tabla No.22. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Pampumay”	75
Tabla No.23. Descripción de las variables utilizadas en el Índice de Evaluación de la Salud (HAI) (modificado de Goede y Barton 1990).....	76

LISTA DE FIGURAS

Figura No.1. Desembocadura del Río Villalobos en el Lago de Amatitlán	9
Figura No.2. <i>Parachromis managuensis</i> (pez guapote tigre)	11
Figura No.3. <i>Oreochromis niloticus</i> (pez tilapia del Nilo)	14
Figura No.4. Ciclo biogeoquímico mundial del mercurio	19
Figura No.5. Ciclo acuático del mercurio en un lago y su cuenca.....	21
Figura No.6. Cinética del metilmercurio	24
Figura No.7. Espectrómetro de llama de un solo haz	37
Figura No.8. Espectroscopía de absorción atómica de vapor frío (CVAAS)	38
Figura No.9. Vista satelital de los puntos de muestreo en el Lago de Amatitlán .	78
Figura No.10. Ubicación del Lago de Amatitlán en Guatemala.....	79

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico No.1. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	55
Gráfico No.2. Concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	57
Gráfico No.3. Diagramas de caja de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras <i>Parachromis managuensis</i> y <i>Oreochromis niloticus</i>	58

RESUMEN

El objetivo principal de la investigación es evaluar los niveles de mercurio total en los tejidos musculares de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán mediante espectroscopía de absorción atómica por vapor frío. Actualmente, aún no se ha ratificado el Convenio de Minamata en Guatemala, el cual es una solución global para abordar la problemática del mercurio.

Se recolectaron ocho peces de la especie *Parachromis managuensis* y siete peces de la especie *Oreochromis niloticus* en cuatro puntos de muestreo del Lago de Amatitlán, estas especies son las más consumidas del lago. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay y (D) Playa Pública. La colecta se efectuó por medio de una gira de campo con colecta pasiva y el tipo de arte de pesca trasmallo. El análisis se llevó a cabo mediante un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 900 con accesorio de generación de vapor frío.

Las concentraciones promedio de mercurio total en peso húmedo obtenidas son de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*. Estas se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg). Sin embargo, la FDA no recomienda el consumo de alimentos que contengan una concentración de mercurio mayor que 0.46 mg/kg a la semana para evitar problemas de salud.

Adicionalmente, se analizó la salud de los pescados por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI). Se obtuvo un HAI promedio de 175 en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 en *Oreochromis niloticus*, lo que indica un mal estado de salud en los pescados evaluados. Esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio. Además, se evaluaron parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua de tres puntos de muestreo.

Se recomienda que la población evite o disminuya la ingesta de este tipo de alimento para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el

organismo y ocasionar una toxicidad crónica. A las autoridades se recomienda continuar con estudios de monitoreo de mercurio y otros metales en pescados del Lago de Amatitlán y de otras fuentes de agua.

I. INTRODUCCIÓN

Los niveles altos de mercurio en el ambiente poseen efectos adversos en el desarrollo de los peces y otros animales. Una mínima cantidad de contaminación por mercurio en plantas y peces conduce a una toxicidad afectando a las especies de los niveles más altos de la cadena trófica por medio de la biomagnificación (Kristian, et al., 2014).

El mercurio es una sustancia que causa efectos teratógenos y neurológicos importantes y de otro orden, siendo particularmente graves para los humanos. El metilmercurio es la forma orgánica de mercurio más común en la naturaleza, es altamente tóxica y la más dañina. Se encuentra principalmente en aguas continentales y en el medio ambiente marino, cuando el mercurio entra en contacto con agua se convierte en metilmercurio por acción bacteriana. El contenido máximo seguro de mercurio es de 0.5 mg/kg para la mayoría de las especies de pescado y 1.0 mg/kg para especies de pescado depredadoras (EEA, 2018).

A causa de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar sus riesgos. El Convenio de Minamata referente al mercurio ha sido acordado como una solución global a este problema, debido a que pretende proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio (EEA, 2018). Sin embargo, en Guatemala aún no se ha ratificado el convenio.

En Guatemala, el Lago de Amatitlán es parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación. Dicho lago es una importante fuente económica, según el Instituto Nacional de Estadística (INE) el 25% de la industria nacional se sitúa en esta área. Algunos de sus principales usos, incluyen: fuente de agua potable, pesca artesanal, enfriamiento de procesos termoeléctricos y sumidero de desechos. No obstante, una gran cantidad de industrias efectúan descargas con alto potencial contaminante químico hacia fuentes del lago (Pape & Ixcot, 2007).

Según la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán (AMSA), en 1996 el volumen de desechos químicos fue de 22 millones de metros cúbicos anuales y 567,000 toneladas de sólidos sedimentables al año. Además, se tiene información que la concentración de algunos metales es mayor en la parte oeste del lago, posiblemente debido a las descargas del Río Villalobos.

Debido a este problema grave de contaminación, la vida acuática se encuentra en un acelerado proceso de extinción. Varias de las especies nativas han desaparecido totalmente con el paso del tiempo, mientras que las especies existentes representan peligro para el consumo humano debido a la alta cantidad de contaminantes y microorganismos patógenos que poseen (Pape & Ixcot, 2007).

En 1995, en AMSA se efectuaron investigaciones que demostraron que la producción anual de pesca llegaba a las 45 toneladas. En 1985, de acuerdo con un estudio desarrollado por la Dirección Técnica de Pesca y Acuicultura (DITEPESCA), el *Parachromis managuensis* “guapote tigre” constituía el 98% de la pesca del lago. De igual forma, según el Fondo Nacional de la Ciencia y Tecnología (FONACYT), en 2008 anualmente se extraía una cantidad de 59.6 TM de tilapia *Oreochromis niloticus* del lago. Estas dos especies se seleccionaron para el presente estudio.

El *Parachromis managuensis* “guapote tigre” es un depredador natural. Se alimenta de peces de menor tamaño y de crustáceos pequeños, no obstante, acepta todo tipo de comida en cautiverio. Este pez es muy apreciado por su carne, ya que posee un excelente sabor y normalmente se comercializa en fresco (OSPESCA, 2018).

Por otro lado, *Oreochromis niloticus* “tilapia del Nilo” es un alimentador omnívoro, su alimentación se basa en plantas acuáticas, fitoplankton, perifiton, pequeños invertebrados, fauna bentónica, desechos y capas bacterianas asociadas a los detritus (FAO, 2009).

El propósito de este trabajo de investigación es determinar y cuantificar los niveles totales de mercurio en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán, con el fin de verificar que dichos niveles estén dentro del rango permisible establecido por la Normativa de la Unión Europea.

Determinar y cuantificar dichos niveles de mercurio es fundamental para corroborar si el consumo de estas dos especies representa riesgo para la salud de la población de Guatemala, principalmente para las comunidades que habitan a los alrededores del lago. Además, se pretende llevar a cabo la evaluación actual de este tipo de contaminante, ya que en Guatemala aún no se ha ratificado el Convenio de Minamata referente al mercurio.

II. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Antecedentes

2.1.1 Estudios previos referentes a la determinación de mercurio en peces del Lago de Amatitlán.

2.1.1.1 Ramos (1976) determinó la concentración de mercurio en peces de Guatemala. En el Lago de Amatitlán se recolectaron *Cichlasoma maculicauda* (mojarra), *Parachromis managuensis* (guapote) y *Procambarus mexicanus* (cangrejo). En este estudio se analizaron 310 especímenes utilizando la técnica de Espectroscopía de Absorción Atómica. Entre los resultados, se encuentra que, de 38 muestras analizadas del Lago de Amatitlán, se obtuvo una concentración mínima de 0.01mg/kg y una concentración máxima de 0.23 mg/kg; siendo el promedio de 0.13 ± 0.07 mg/kg. El estudio concluyó que los peces con mayor contaminación de mercurio eran provenientes del Lago de Amatitlán y la costa del Atlántico, con promedios de 0.13 ± 0.07 mg/kg y 0.12 ± 0.17 mg/kg respectivamente y todas las muestras analizadas contenían mercurio (Ramos, 1976).

2.2.1.2 Rounet (2007) determinó la concentración promedio de metilmercurio en tejido muscular de *Cichlasoma managuense*, el cual es un sinónimo de *Parachromis managuensis* (guapote tigre), en el Lago de Amatitlán. Se recolectaron tres muestras de tres distintos puntos de muestreo, Río Villalobos, Río Michatoya y Silla del Niño. Entre los resultados se indicó que la concentración promedio en el músculo de guapote fue de 0.17 ± 0.07 mg/kg, lo cual cumplió con las normas internacionales *Codex Alimentarius* (1 mg/kg). Además, reportó que la concentración promedio más alta de metilmercurio provenía del Río Villalobos, esta fue de 0.18 ± 0.08 mg/kg. Concluyó que, aunque los niveles obtenidos cumplieron con el *Codex*, pueden provocar efectos adversos en la población (Rouanet, 2007).

2.2.1.3 González (2010) desarrolló estudios estadísticos para determinar la contaminación de mercurio y plomo en el músculo de *Oreochromis niloticus* (tilapia del Nilo) del Lago de Amatitlán con un total de 123 datos. Entre los resultados de este estudio, se obtuvo que tres muestras (2.4%) presentaron contaminación por plomo, ya que la

concentración sobrepasó el límite máximo permisible, sin embargo, la contaminación por mercurio fue baja y no se presentaron muestras que estuvieran por encima del límite permisible de este (González, 2010).

2.2 Justificación

El Lago de Amatitlán es una importante fuente de ingresos económicos en Guatemala. Sin embargo, actualmente es parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación. Debido a este problema de contaminación varias de las especies nativas de peces han desaparecido totalmente con el paso del tiempo, mientras que las especies existentes pueden representar peligro para el consumo humano. Entre estas especies se encuentra el *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*, de los cuales, la primera especie constituye el 98% de pesca y la segunda especie es extraída en una cantidad de 59.6 TM anualmente de dicho lago. Esto indica que ambas especies son de gran consumo en la población guatemalteca, especialmente para los habitantes de los alrededores del lago.

La mínima contaminación por mercurio en peces conduce a una consecuencia negativa afectando a las especies de los niveles más altos de la cadena trófica por medio de la biomagnificación. El mercurio además es una sustancia que causa efectos teratógenos y neurológicos para los humanos, especialmente para las mujeres embarazadas y fetos. Cabe mencionar que la forma de mercurio más tóxica es metilmercurio, esta es la forma orgánica más común en el ambiente.

En una investigación llevada a cabo en 1976, se determinó la presencia de mercurio en tejido muscular de varios peces incluyendo el *Parachromis managuensis* proveniente del Lago de Amatitlán. En este estudio se concluyó que el mercurio se encuentra en mayores concentraciones en el tejido muscular de los peces. Los niveles encontrados de mercurio se establecían dentro de los niveles permitidos por las normas internacionales.

En otra investigación llevada a cabo en 2007, se determinó presencia de metilmercurio, a niveles permitidos por las normas *Codex*, en tejido muscular de *Cichlasoma managuense* proveniente del Lago de Amatitlán. El promedio más alto de concentraciones de este metal se encontró en las muestras de la desembocadura del Río

Villalobos. El estudio concluyó que a pesar de que los niveles de metilmercurio se encontraron por debajo del límite permitido pueden provocar efectos adversos en la población.

En un estudio elaborado en 2010, se determinaron los niveles de mercurio y plomo en el músculo de *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán, se encontraron con plomo a niveles no permitidos. La contaminación por mercurio fue baja y no se encontró por arriba del límite permitido.

A raíz de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar sus riesgos. El Convenio de Minamata referente al mercurio ha sido acordado como una solución global a este problema, con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio. En Guatemala aún no se ha ratificado dicho convenio, por lo que, se requiere de la evaluación actual de este tipo de contaminantes.

La determinación y cuantificación de mercurio en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del lago, es de suma importancia, ya que de esta forma se podrá determinar si las concentraciones actuales, cumplen con los valores de mercurio permitidos por normas internacionales. El presente estudio permitirá continuar con el monitoreo de estas especies, y verificar si representan un riesgo para la población.

2.3 Planteamiento del problema

¿Los niveles actuales de mercurio total en el tejido muscular de las especies de peces *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del lago de Amatitlán, representan un riesgo para la salud de la población guatemalteca al consumirlas?

2.4 Alcances y limitantes del problema

2.4.1 Alcances. En el Centro de Información y Asesoría Toxicológica-CIAT- y en la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca de Lago de Amatitlán-AMSA-, se dispone del equipo necesario para llevar a cabo el análisis de mercurio. Además, en la Universidad del Valle de Guatemala también se cuenta con reactivos químicos necesarios.

2.4.2 Límites. Por medio de este estudio se cuantificaron las concentraciones promedio de mercurio total en guapote tigre y tilapia de Nilo del Lago de Amatitlán recolectados en cuatro puntos de muestreo. Sin embargo, no se determinó la concentración de dicho metal en otras especies de alto consumo del lago. Tampoco, se tomaron en cuenta otros ríos o lagos con alto consumo de peces, debido a la falta de recursos no se podrá llevar a cabo un estudio estadísticamente significativo.

III. MARCO TEÓRICO

3.1 Lago de Amatitlán

El Lago de Amatitlán está ubicado a 25 Km sur de la ciudad de Guatemala, a una latitud norte de $14^{\circ}27'50''$ y a una longitud este de $90^{\circ}36'10''$, a 1188 msnm de altura. Se rodea de los municipios de Villa Nueva, Villa Canales, San Miguel Petapa y Amatitlán (Oliva, et al.,2021). Tiene una longitud máxima de 11 Km y un ancho máximo de 3.4 Km (AMSA, 2010). Posee un área superficial de 15.2 km^2 y un volumen de 286 millones de metros cúbicos. La profundidad promedio es de aproximadamente 18 metros y la amplitud de fluctuaciones del nivel de agua se mantiene entre 1.5m y 2.3m anualmente. Cabe mencionar que el área que influye sobre el lago tiene 382 Km^2 (Pape & Ixcot, 2007). Según el censo elaborado por el INE en 2018, la población de este municipio era de 116711 habitantes.

Los suelos que conforman la Cuenca del lago son de origen volcánico y se han ido consolidando hasta llegar a formaciones rocosas. Estos son de coloración café, de textura franca a franca arcillosa, para suelos superficiales. Los subsuelos generalmente son de textura franco arcilloso, un potencial de hidrógeno ligeramente ácido y color café rojizo. La cuenca del Río Villalobos se conforma por aluvión, la parte norte del lago se compone por sedimentos eólicos, flujo de ceniza, sedimentos fluviales y lacustres. Los suelos se forman de una capa orgánica que varía entre 20 a 75 cm de profundidad, formaciones de arena blanca, materiales de relleno y disposiciones volcánicas (AMSA, 2010).

Lastimosamente, el lago es parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación. Este es una importante fuente económica, según el INE el 25% de la industria nacional se sitúa en esta área. Algunos de sus principales usos, incluyen: fuente de agua potable, pesca artesanal, enfriamiento de procesos termoeléctricos. Sin embargo, en el estudio de Pape e Ixcot (2007), se indica que en el año 1966 se identificaron 655 industrias con descargas hacia el lago. Las principales poblaciones que descargan desechos al lago se localizan en Villa Nueva, Villa Canales,

Mixco, Santa Catarina Pinula, San Miguel Petapa, parte sur de la ciudad Guatemala, poblaciones y asentamientos ubicados cerca del lago.

Actualmente, el lago recibe alrededor de 75.000 toneladas de desechos de la Ciudad de Guatemala cada año (Rodríguez, 2022). Además, se tiene información que la concentración de algunos metales es mayor en la parte oeste del lago, posiblemente debido a las descargas del Río Villalobos (INE, 2023).

Figura No.1. Desembocadura del Río Villalobos en el Lago de Amatitlán



Fuente: Vargas (2022)

El agua del lago presenta una alta tasa de coliformes, biocidas y metales pesados; debido a la contaminación fecal, industrial y agrícola. El uso de esta en las industrias está limitado, ya que posee altas cantidades de carbonatos de calcio y magnesio. También, se han reportado altas concentraciones de potasio, nitritos, fósforo y sodio (Pape & Ixcot, 2007).

Debido a este problema grave de contaminación, la vida acuática se encuentra en un acelerado proceso de extinción. Según OSPESCA (2017), las principales especies hidrobiológicas que habitan el lago de Amatitlán son: *Amphilophus macracanthus*, *Archocentrus nigrofasciatus*, *Astyanax fasciatus*, *Cyprinus carpio*, *Oreochromis*

mossambicus, *Oreochromis niloticus*, *Parachromis managuensis*, *Poecilia mexicana*, *Poeciliopsis gracilis*, *Vieja guttulata*, *Pomacea sp.* y *Pleurocera sp.*

Alrededor de 1940, se cultivó la especie *Parachromis managuensis* en el lago. Sin embargo, este pez es carnívoro y causó un desequilibrio en el ecosistema del lago, ya que se alimenta de las especies herbívoras y omnívoras. Esto también ocasionó una proliferación de algas. Por otra parte, en el lago también se encuentra la especie *Oreochromis niloticus*, este es un pez herbívoro de color gris oscuro y su fecundidad puede alcanzar de 800 a 1500 huevecillos por desove. No obstante, las descargas de residuos sólidos afectan de forma negativa a la producción de peces, debido a que esta se precipita al fondo y cubre los huevecillos de los peces impidiendo que se desarrollen (AMSA, 2010).

3.2 Pez guapote tigre (*Parachromis managuensis*)

El pez “guapote tigre” o “mojarra de Managua” se conoce científicamente como *Parachromis managuensis*, aunque también es común denominarlo con su sinónimo *Cichlasoma managuense*. No obstante, en Guatemala, el nombre científico aceptado es *Parachromis managuensis*. Este pez es nativo de Centro América, desde el río Ulua en Honduras hasta el río Martina en Costa Rica. Ha sido introducido en varios países como: Guatemala, El Salvador, Panamá y México para criarlos y comercializarlos en el mercado local (OSPESCA, 2018).

La clasificación taxonómica de *Parachromis managuensis*, se muestra a continuación:

Reino: Animalia

Phylum: Craniata

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Cichlidae

Género: *Parachromis*

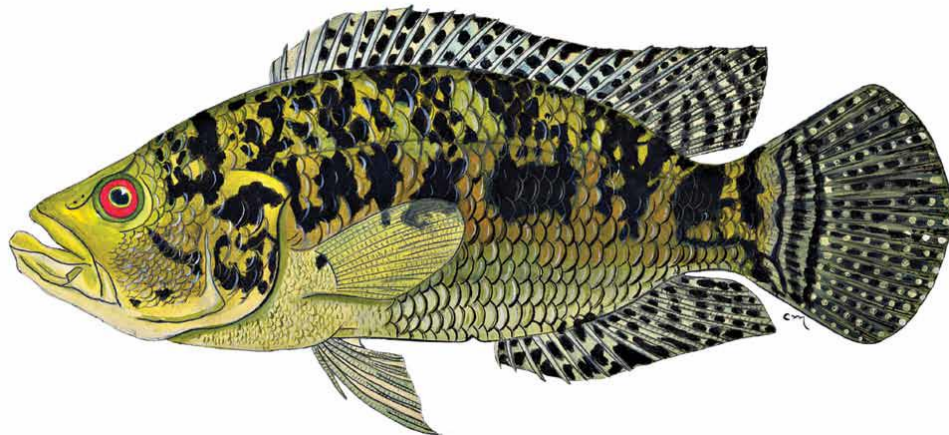
Nombre científico: *Parachromis managuensis*

(CONABIO, 2017)

El guapote tigre tiene una longitud máxima de 63 cm, aunque el rango de talla promedio de captura oscila entre los 20-22 cm. Posee 17-18 espinas dorsales, 10-11 blandos dorsales, 6-8 espinas anales y 11-12 radios blandos anales. Esta especie se distingue por su boca grande, maxila menor que 2.3 en la longitud cefálica, llegando o sobrepasando el nivel anterior del ojo. Presenta una mandíbula inferior protractil y una mandíbula superior con dos caninos anteriores y dos posteriores de mayor tamaño (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

Además, en sus aletas presenta puntos oscuros y una raya negra más o menos continua entre el ojo y el margen opercular, también posee una línea de manchas negras a lo largo de la parte central. Se caracteriza por tener el preopérculo expandido en ángulo. Cuenta con un color corporal plateado o dorado verdoso a púrpura, la espalda verde y los lados con iridiscencia púrpura (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

Figura No.2. *Parachromis managuensis* (pez guapote tigre)



Fuente: OSPESCA (2018)

Este pez es bentopelágico, reside en lugares de agua dulce con un pH 7.0-8.7. Habita en lagos y ríos, prefiere las aguas turbias y fondos lodosos. Generalmente, se encuentran en lagos de inundación cálidos con concentraciones de oxígeno bajas. El rango

de profundidad en el que suelen encontrarse es de 3- 10m. El clima ideal para esta especie es tropical 25°C - 36°C (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

Esta especie se sitúa en la cúspide de la pirámide alimenticia, debido a que es un depredador natural. Se alimenta de peces de menor tamaño y de crustáceos pequeños, no obstante, acepta todo tipo de comida en cautiverio. Es considerado el mayor depredador de todos los guapotes, debido a que es muy piscívoro y agresivo. Al ser introducido en varios lugares, ha causado estragos entre las poblaciones de peces nativas. Por otro lado, este pez es muy apreciado por su carne, ya que posee un excelente sabor y normalmente se comercializa en fresco (OSPESCA, 2018). En 1985 de acuerdo con un estudio elaborado por DITEPESCA, el *Parachromis managuensis* “guapote tigre” constituía el 98% de la pesca del lago.

Desde hace muchos años, la pesca del lago ha sido fuente de alimento y trabajo para los habitantes del área. Actualmente, la producción pesquera ha disminuido, la pesca se mantiene en 60% de guapote y 40% de tilapia. Sin embargo, el estado actual del lago contamina la fauna, debido a que el contacto con sus aguas causa que los animales acumulen en sus organismos sustancias tóxicas como metales pesados (Pape & Ixcot, 2007).

En AMSA a partir del año 1996 se han efectuado muestreos cualitativos relacionados a las especies del lago. Se ha observado que en los puntos con mayor densidad poblacional es en el lado Oeste en las riberas, específicamente en la desembocadura del río Villalobos. El pez que más se ha cuantificado es el *Parachromis managuensis* (Rouanet, 2007).

3.3 Pez tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*)

El pez “tilapia del Nilo” o “tilapia gris” se conoce científicamente como *Oreochromis niloticus*. Esta especie es originaria de África, no obstante, ha sido introducida en varios países. En Guatemala, incluyendo el Lago de Amatitlán, se introdujo entre 1950-1960 (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

La tilapia del Nilo es un pez de gran importancia en la acuicultura. La familia de la tilapia es la segunda especie más cultivada en el mundo, después de la carpa. No obstante,

la tilapia altera la estructura de la cadena trófica ejerciendo presión por competencia de otros peces nativos de los ecosistemas a los que se introduce (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

La clasificación taxonómica de *Oreochromis niloticus*, se muestra a continuación:

Reino: Animalia

Phylum: Craniata

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Cichlidae

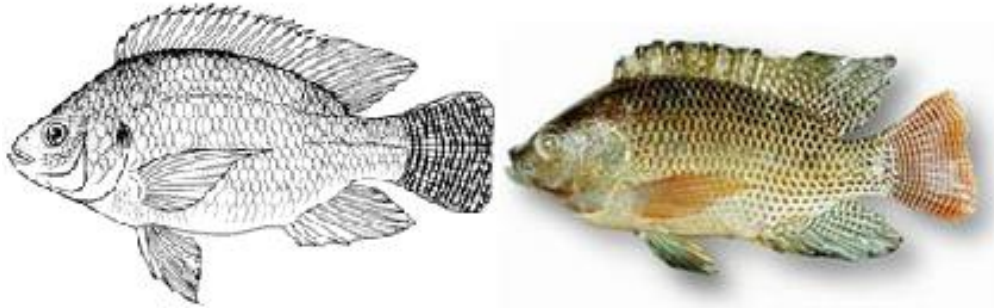
Género: *Oreochromis*

Especie: *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758

(CONABIO, 2014)

La tilapia del Nilo presenta una longitud máxima observada de 60 cm, aunque su longitud promedio es de 20 cm. Posee un cuerpo comprimido, la profundidad del pedúnculo caudal es igual a su longitud. Presenta escamas cicloideas y no posee protuberancia en la superficie dorsal del hocico. Cabe mencionar que la quijada superior no muestra dimorfismo sexual y el primer arco branquial posee entre 27 y 33 filamentos branquiales. Además, presenta 16-17 espinas y 11- 15 rayos en la aleta dorsal. La aleta anal posee 3 espinas y 10-11 rayos. Presenta aleta caudal trunca y las aletas dorsal, caudal y pectoral muestran una coloración rojiza en temporada de desove. La aleta dorsal tiene numerosas líneas negras (FAO, 2009).

Figura No.3. *Oreochromis niloticus* (pez tilapia del Nilo)



Fuente: FAO (2009)

Es una especie tropical bentopelágica, potamodroma, de agua dulce y estuarina. La temperatura ideal para esta especie es 14°C - 33°C. Las temperaturas letales son: inferior 11-12 °C y superior 42 °C, por ende, las temperaturas ideales varían entre 31 y 36 °C. Cabe mencionar que es la especie de tilapias menos tolerantes al frío. Generalmente, se encuentra en bordes de ríos y lagos con vegetación suficiente. Es altamente tolerante a altas temperaturas, bajos niveles de oxígeno y altos niveles de amoníaco, además, resiste altos niveles de salinidad (Guevara, Pérez, & Huerta, 2014).

Esta especie es omnívora, por lo que, su alimentación se basa mayoritariamente en macrófitos acuáticos, fitoplancton y diatomeas. Sin embargo, también consume insectos acuáticos, crustáceos y huevos, larvas de peces, fauna béntica y desechos. Dicho pez puede filtrar alimentos como partículas suspendidas, incluyendo fitoplancton y bacterias (FAO, 2009).

Oreochromis niloticus es una de las especies más abundantes del Lago de Amatitlán. Según FONACYT (2008), anualmente se extrae una cantidad de 59.6 TM de tilapia *Oreochromis niloticus* del lago. Sin embargo, se ha demostrado en distintos estudios que el Lago de Amatitlán está altamente contaminado por metales pesados, se ha encontrado arsénico, mercurio y cadmio en tejido muscular de peces del lago, incluyendo esta especie. Cabe mencionar que también se han encontrado cianotoxinas y micro plásticos en esta especie (Oliva, et al.,2021).

3.4 Mercurio

3.4.1 Descripción del mercurio

El mercurio es un elemento natural que se encuentra en la corteza terrestre. Es el único metal en estado líquido a temperatura ambiente, por lo que, se le conoce también como azogue. En la tabla periódica se representa con el símbolo Hg, es un oligoelemento metaloide natural, posee número atómico de 80, peso atómico de 200.59 y densidad de 13.53 g/cm³. Su presión de vapor a 20°C es de 0.0012 torr, su punto de fusión y de ebullición es de -39°C y 357°C respectivamente (Young, 2005).

Se caracteriza por ser un líquido metálico pesado de color blanco plateado a temperatura ambiente y no presentar olor. Es insoluble en agua. La exposición a este ocurre mediante la inhalación de vapores, ingestión o contacto. Además, es corrosivo con aluminio. Cabe mencionar que el mercurio tiene una expansión térmica volumétrica uniforme, buena conductividad eléctrica y forma sencillamente amalgamas con casi todos los metales comunes excepto el hierro. La mayor parte del mercurio es utilizado en fabricación de productos químicos industriales y aplicaciones eléctricas y electrónicas (National Center for Biotechnology Information , 2022).

Es un veneno muy fuerte y se absorbe fácilmente a través del tracto gastrointestinal o a través de la piel. Actúa como veneno acumulativo y se alcanza fácilmente niveles peligrosos en el aire. El aire saturado con vapor de mercurio a 20°C presenta una concentración que excede los límites de toxicidad. Cabe recalcar que el peligro aumenta a temperaturas más altas (National Center for Biotechnology Information, 2022).

El mercurio se combina con otros elementos, por ejemplo: cloro, azufre u oxígeno, para formar compuestos inorgánicos de mercurio o sales, suelen ser cristales blancos o polvo. También, se puede combinar con el carbón para producir compuestos orgánicos de mercurio. El más común de estos, es el metilmercurio. El metilmercurio es producido principalmente por microorganismos en el agua y en el suelo (National Center for Biotechnology Information , 2022).

3.4.2 Formas principales del mercurio

El mercurio se encuentra en el ambiente de tres formas principales y estas no son igualmente dañinas. La primera es el mercurio orgánico, principalmente metilmercurio (MeHg). Esta es la forma potencialmente más dañina y es altamente tóxica. Sin embargo, es la más común en el ambiente. Se encuentra frecuentemente en aguas continentales y en el ambiente marino, ya que el mercurio al ingresar al agua y por acción bacteriana se convierte en metilmercurio. Algunos organismos como el plancton oceánico pueden absorber el metilmercurio, eliminándolo del agua, pero lo introduce a la red alimentaria, llegando de esta forma a los animales y humanos (EEA, 2018).

La segunda forma es el mercurio elemental (Hg^0), este es mercurio en su forma pura. Se utiliza comúnmente en actividades humanas. Sin embargo, al no estar contenido, el vapor de mercurio se puede evaporar fácilmente en el aire. Es capaz de permanecer en la atmósfera alrededor de un año y medio y puede dispersarse a través de largas distancias. Cabe mencionar que este eventualmente puede reaccionar en la atmósfera, formando mercurio inorgánico y luego se deposita en la tierra o en el agua (EEA, 2018).

Por último, la tercera forma es el mercurio inorgánico (Hg^{2+}). Los compuestos inorgánicos del mercurio se forman cuando el mercurio se combina con elementos inorgánicos. La mayoría son cristales o polvos y suelen permanecer en la atmósfera menos tiempo que el mercurio elemental, debido a que son más solubles en agua de lluvias y reactivos (EEA, 2018).

3.4.3 Usos del mercurio

El mercurio se utiliza para la fabricación de termómetros, barómetros y otros instrumentos científicos. Al ser un buen conductor eléctrico, se utiliza para fabricar interruptores silenciosos. El vapor de mercurio se usa en la fabricación de lámparas fluorescentes, farolas y carteles publicitarios (National Center for Biotechnology Information, 2022).

Al formar sencillamente aleaciones con otros metales, como: oro, zinc, plata y cadmio; se forman amalgamas. Las amalgamas son útiles para extraer el oro de sus

minerales, producir empastes dentales y prolongar la vida útil de las pilas secas (National Center for Biotechnology Information, 2022).

Por otra parte, puede formar compuestos útiles con otros elementos. El cloruro mercurioso (Hg_2Cl_2), también conocido como calomelano, es un antiséptico empleado para matar bacterias. El cloruro de mercurio (HgCl_2) es una sal que en el pasado se utilizó para desinfectar heridas. El sulfuro de mercurio (HgS) es útil para la elaboración de un pigmento de pintura rojo conocido como bermellón. El óxido de mercurio (HgO) es usado para fabricar baterías de mercurio (National Center for Biotechnology Information, 2022).

Este metal es de gran utilidad en algunas ocasiones como materia prima, sin embargo, también es altamente tóxico para el medio ambiente. Los distintos usos del mercurio han traído como consecuencia la liberación de grandes cantidades al ambiente. Cabe mencionar que cuando el mercurio es liberado, puede circular en el ambiente hasta por 3000 años en un proceso que se conoce como el “Ciclo global del mercurio,” en este ciclo este se mueve por aire, agua y tierra continuamente (EEA, 2018).

3.4.4 Ciclo terrestre del mercurio

La mayoría de mercurio en la superficie terrestre global se deposita como Hg^{2+} de la atmósfera. Posteriormente a la deposición, una porción de dicho mercurio se revolatiliza rápidamente a la atmósfera. Mientras el resto se incorpora a una reserva de suelo de larga duración, donde puede evadirse lentamente a la atmósfera (Selin, 2009).

El primer paso en la trayectoria del mercurio depositado en el sistema terrestre es el reciclaje rápido. A través de varios estudios se ha demostrado que el mercurio recién depositado se revolatiliza preferiblemente (Selin, 2009).

En el año 2000, en Canadá, se llevó a cabo el Experimento de mercurio para evaluar las cargas atmosféricas en Canadá y EE. UU.”-METAALICUS- por sus siglas en inglés. Se utilizó mercurio radiomarcado en una cuenca del este canadiense y se controló durante varios años. Los resultados del experimento junto con otros estudios indicaron que el mercurio depositado recientemente está mayoritariamente disponible para la reducción y posterior emisión como Hg^0 . Se estima que entre el 5% y 60% del mercurio depositado se

recicla de forma rápida a la atmósfera. Cabe mencionar que este mercurio también se encuentra disponible para su conversión a metilmercurio (Selin, 2009).

Luego, el siguiente paso en este ciclo es la incorporación en la vegetación y en el suelo. En varios estudios, las mediciones de isótopos han demostrado que el mercurio recién depositado que no se revolatiliza ni reduce se incorpora inmediatamente con la vegetación. En la vegetación terrestre, el mercurio en la biomasa aérea proviene principalmente de la atmósfera. No obstante, el mercurio de las raíces proviene del suelo (Selin, 2009).

El Hg^{2+} se deposita en las hojas por precipitación o deposición húmeda y deposición seca. La mayor parte del mercurio en la tierra (>90%) reside en el suelo y se asocia con materia orgánica, donde se une con grupos reducidos de azufre. Se ha estimado que la carga global total de mercurio en el suelo es del orden de 106×10^6 g para los 15 cm superiores del suelo. Cabe mencionar que el mercurio absorbido permanece en el suelo, mientras que el mercurio en solución puede metilarse en una cuenca hidrográfica (Selin, 2009).

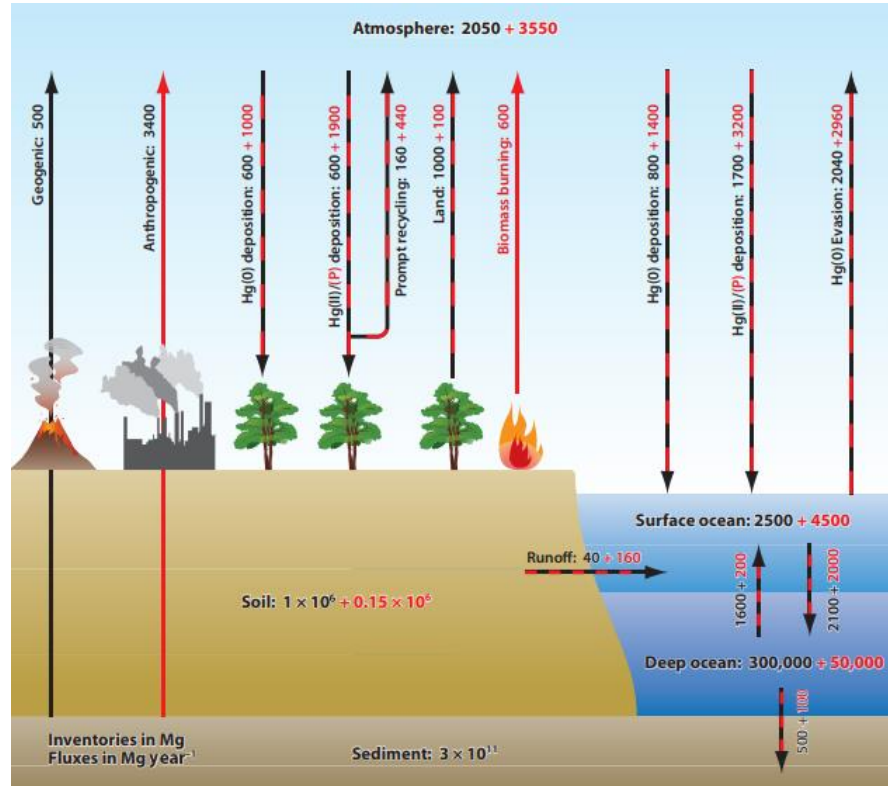
Por último, ocurren las emisiones terrestres. El mercurio regresa a la atmósfera desde los suelos por reducción a Hg^0 y posterior difusión o transporte de masa a través del suelo hacia la atmósfera. Las emisiones terrestres totales se estiman en 1700×10^6 g año⁻¹, con una contribución de 600×10^6 g año⁻¹ adicional por la quema de biomasa. Cabe mencionar que se estiman emisiones globales totales de vegetación entre 1400×10^6 y 3000×10^6 g año⁻¹ (Selin, 2009).

La mayoría de las emisiones antropogénicas del mercurio (60%) provienen de la combustión de fósiles, principalmente del carbón. En los últimos años las emisiones se han disminuido en Estados Unidos y Europa, sin embargo, en Asia han ido aumentando (Selin, 2009).

Los procesos de reducción y volatilización de mercurio pueden potenciarse por la temperatura y radiación solar. El mercurio también se libera a la atmósfera cuando se libera la materia orgánica a la que está unido. En algunos estudios, las emisiones de la quema de biomasa se han estimado en $670 \pm 330 \times 10^6$ g año⁻¹, con $168 \pm 75 \times 10^6$ g de ese total

proveniente de los bosques boreales. Desafortunadamente, los cambios en la quema y otros cambios relacionados con el clima pueden movilizar cantidades sustanciales de mercurio de los suelos a la atmósfera (Selin, 2009).

Figura No.4. Ciclo biogeoquímico mundial del mercurio



Fuente: Selin (2009)

3.4.5 Ciclo acuático del mercurio

Actualmente, las preocupaciones humanas relacionadas al mercurio se deben mayoritariamente a los peligros de contaminación por metilmercurio. La vía dominante de exposición al metilmercurio es por el consumo de pescado contaminado. Por lo tanto, el ciclo acuático del mercurio es de suma importancia. Cabe mencionar que el ciclo acuático del mercurio es distinto en los sistemas de agua dulce y en los sistemas marinos (Selin, 2009).

3.4.5.1 Ecosistemas de agua dulce

La contaminación por mercurio de los sistemas de agua dulce es muy frecuente. En el 2006 en Estados Unidos, 48 estados aconsejaron a los residentes evitar el consumo de pescado de ciertas masas de agua debido a los riesgos por metilmercurio (Selin, 2009).

En áreas alejadas de fuentes directas, el mercurio atmosférico llega a los ecosistemas de agua dulce por deposición directa en la superficie de los lagos y por medio de la escorrentía de cuencas hidrográficas. La deposición húmeda y seca es predominante como Hg^{2+} . El Hg^{2+} se reduce a Hg^0 y luego se puede volatilizar a la atmósfera (Selin, 2009).

Posteriormente, a la volatilización de gran parte del mercurio, una porción pequeña de Hg^{2+} se convierte en la forma más tóxica, metilmercurio. La metilación de mercurio se lleva a cabo por procesos biológicos que efectúan algunas cepas de bacterias reductoras de sulfato y hierro. Los humedales y los sedimentos de los lagos son entornos importantes en donde se lleva a cabo este proceso de metilación (Selin, 2009).

El metilmercurio tiene la capacidad de bioconcentrarse en organismos vivos y luego biomagnificarse en la cadena alimentaria. La biomagnificación se lleva a cabo debido a que los depredadores se alimentan de presas contaminadas con metilmercurio y lo concentran aún más en sus tejidos. El proceso de bioacumulación hace referencia a que las concentraciones de metilmercurio en los peces depredadores pueden elevarse en relación con el agua por un factor de $\geq 10^6$ (Selin, 2009).

3.4.5.2 Ecosistemas marinos

Las formas de mercurio presentes en el océano son Hg^0 , Hg^{2+} , metilmercurio, dimetilmercurio y mercurio coloidal. En general, las concentraciones oceánicas promedio de mercurio son de 1.5 picomolar (pM). Cabe mencionar que las concentraciones más altas se han identificado en el Mediterráneo (2.5 pM) y las más bajas en el Pacífico (1.2 pM) (Selin, 2009).

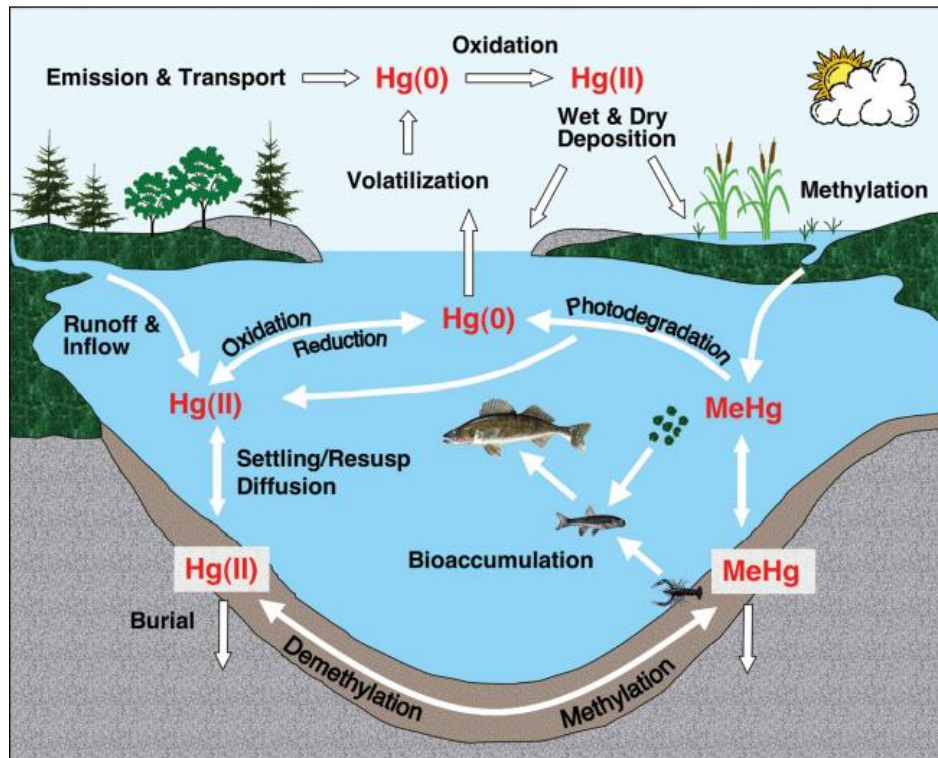
Similarmente al proceso que se lleva a cabo en los ecosistemas de agua dulce, Hg^{2+} puede depositarse en el océano por deposición seca y húmeda, mientras que el Hg^0 por

deposición seca. El Hg^{2+} en el océano puede reducirse a Hg^0 , adsorberse en partículas o metilarse. Dicha reducción puede estar mediada tanto biológica como fotoquímicamente (Selin, 2009).

La metilación del mercurio puede llevarse a cabo en los sedimentos de la plataforma continental y los estuarios, dentro de la columna de agua o en los respiraderos hidrotermales del océano profundo. Se infiere que el mercurio metilado por medio de estos diferentes procesos afecte las concentraciones de peces en distintas escalas de tiempo (Selin, 2009).

En los océanos, los niveles de mercurio aún no han alcanzado un estado estable con respecto a los niveles actuales de deposición. Por lo tanto, si las emisiones antropogénicas continúan en su nivel actual, las concentraciones oceánicas aumentarán en el futuro (Selin, 2009).

Figura No.5. Ciclo acuático del mercurio en un lago y su cuenca



Fuente: Selin (2009)

3.4.6 Impactos del mercurio en la vida fauna silvestre

El mercurio es capaz de tener una gran variedad de efectos negativos en la salud de los animales. Entre los efectos tóxicos se encuentra la reducción de fertilidad, deterioro del desarrollo de embriones, cambios de comportamiento y efectos negativos en el sistema circulatorio (EEA, 2018).

Un estudio demostró que las altas concentraciones de mercurio en gaviotas *Rissa tridactyla* se asocia con una reducción en la frecuencia de reproducción. Probablemente, se debe a que el mercurio afecta los niveles de las hormonas reproductivas de estas aves (EEA, 2018).

En los peces, el mercurio afecta negativamente los tiempos de eclosión y las tasas de supervivencias de las crías. Por otro lado, en otro estudio se demostró que, en la región de los Grandes Lagos de los Estados Unidos, la población de águilas calvas (especie que se alimenta de peces) está en riesgo de daño cerebral debido al mercurio (EEA, 2018).

Las concentraciones más altas de mercurio se han encontrado en ballenas dentadas, tiburones, peces espada y atunes. El contenido máximo seguro de mercurio especificado es de 0.5 mg/kg para la mayoría de las especies de peces y 1 mg/ kg para algunas especies depredadoras como el atún y pez espada (EEA, 2018).

La posición de una especie en la cadena alimentaria no es el único determinante de las concentraciones de mercurio en los organismos acuáticos. También se han encontrado diferencias regionales en las concentraciones. Esto se relaciona con el hecho de que en algunos lugares las condiciones son más favorables para la generación de metilmercurio (EEA, 2018).

3.4.7 Toxicocinética del mercurio

3.4.7.1 Absorción y distribución de mercurio elemental

El mercurio elemental posee una rápida absorción por medio de los pulmones. En humanos, se absorbe alrededor del 75- 85% de una dosis inhalada. Este no se absorbe bien en el tracto gastrointestinal (<0.01%). Se ha comprobado que 97% de la absorción ocurre

en pulmones y menos del 3% de la cantidad total absorbida ocurre a través de la piel (National Research Council US, 2000).

El Hg elemental es muy soluble en lípidos, por lo que su disolución en los lípidos sanguíneos es rápida. Se distribuye con gran facilidad en todo el cuerpo y atraviesa la placenta y barrera hematoencefálica. El Hg elemental se oxida a Hg inorgánico y eventualmente la proporción de Hg de glóbulos rojos a plasma es de 1:1 (National Research Council US, 2000).

3.4.7.2 Absorción y distribución de mercurio inorgánico

Aproximadamente del 7% al 15% de una dosis ingerida de cloruro de mercurio se absorbe en el tracto gastrointestinal. La absorción es proporcional a la solubilidad en agua de la sal de mercurio. Tiene una alta afinidad por los grupos sulfhidrilo en los glóbulos rojos y en el plasma. La vida media en la sangre es de 19.7- 65.5 días (National Research Council US, 2000).

La mayor acumulación de Hg inorgánico se encuentra en los riñones. Cabe recalcar que, debido a su carga iónica, el Hg inorgánico no penetra fácilmente la barrera hematoencefálica o la placenta (National Research Council US, 2000).

3.4.7.3 Absorción y distribución de metilmercurio

Alrededor del 95% de metilmercurio presente en pescados que son ingeridos por humanos se absorbe en el tracto gastrointestinal. No obstante, el metilmercurio también puede absorberse a través de la piel y de los pulmones (National Research Council US, 2000).

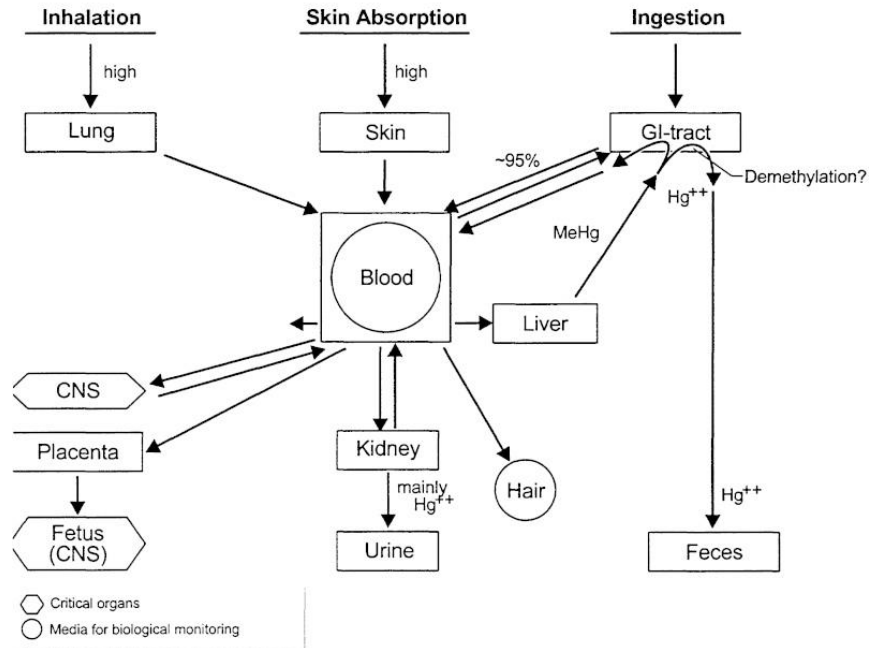
Posteriormente a la administración se encuentra en la sangre después de 15 minutos y alcanza su punto máximo en un rango de 3 a 6 horas. Una vez absorbido en el torrente sanguíneo, el metilmercurio entra a los glóbulos rojos. Este se une a la cisteína residuo número 104 de la cadena α y en los números 93 y 112 de la cadena β de hemoglobina. Los números 104 y 112 son residuos de cisteína en la unión de contacto de la molécula de hemoglobina. Por otro lado, el número 93 está fuera de la unión y se une fácilmente al metilmercurio porque está en la superficie externa de la molécula de hemoglobina. Cabe

mencionar que una cantidad de metilmercurio también se une a proteínas plasmáticas (National Research Council US, 2000).

El consumo de altas concentraciones de metilmercurio en el pescado da como resultado alrededor del 5% de Hg inorgánico en la sangre total y un alrededor de 20% de Hg inorgánico en el cabello del cuero cabelludo. Cabe recalcar que aún se desconoce las formas exactas en que existe metilmercurio en el cuerpo (National Research Council US, 2000).

Aproximadamente 10 % de la carga corporal de metilmercurio se encuentra en el cerebro, donde se desmetila lentamente a Hg inorgánico. Sin embargo, también se transfiere fácilmente al feto y al cerebro fetal. Se han hecho estudios en donde se ha demostrado que el transporte a través de la barrera hematoencefálica se produce a través de un complejo MeHg-l-cisteína, que es transportado por el transportador de aminoácidos del sistema I (National Research Council US, 2000).

Figura No.6. Cinética del metilmercurio



Fuente: National Research Council US (2000)

3.4.7.4 Biotransformación

El vapor de Hg elemental se oxida a mercurio inorgánico mediante catalasa y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en la sangre y los tejidos. La producción de H_2O_2 es el paso limitante de la velocidad (National Research Council US, 2000).

El metilmercurio se convierte en Hg inorgánico en los tejidos, principalmente en el cerebro. La tasa de desmetilación en ratas y otros animales es muy lenta. Se ha demostrado que la flora intestinal, los macrófagos tisulares y el hígado fetal son sitios de desmetilación tisular (National Research Council US, 2000).

3.4.7.5 Excreción

Una pequeña cantidad de vapor de mercurio elemental se excreta sin cambios en el aire exhalado, el sudor, la saliva, las heces y la orina. El Hg elemental también se oxida en el cuerpo a Hg inorgánico y luego se excreta mayoritariamente en las heces y en menor cantidad en la orina (National Research Council US, 2000).

Alrededor del 1% de la carga corporal humana de metilmercurio se excreta diariamente. En los seres humanos se elimina principalmente por la bilis y las heces. Sin embargo, gran parte del metilmercurio biliar se reabsorbe. Aproximadamente, un 90% de una dosis diaria de metilmercurio se excreta en las heces como Hg inorgánico. El otro 10% se excreta como Hg inorgánico a través de la orina (National Research Council US, 2000).

En los humanos la vida media del metilmercurio en todo el cuerpo oscila entre 70-80 días. Las tasas de eliminación de metilmercurio dependen de la especie, dosis y sexo del animal (National Research Council US, 2000).

La leche materna también es una vía de eliminación del metilmercurio, se ha demostrado que el 16% de Hg es metilmercurio, al eliminarse por dicha vía. En animales, se ha demostrado que el contenido total de Hg de la leche materna es proporcional al contenido total de Hg del plasma (National Research Council US, 2000).

3.4.8 Toxicología del mercurio

El órgano crítico para la toxicidad de metilmercurio es el cerebro, tanto el cerebro adulto como el fetal son vulnerables. Por otra parte, para el mercurio elemental los órganos críticos son el cerebro y los riñones. El metilmercurio y el mercurio elemental se convierten en Hg inorgánico en el cerebro. El órgano crítico para la toxicidad del Hg inorgánico es el riñón, donde se acumula (National Research Council US, 2000).

3.4.8.1 Mecanismo de toxicidad

Existen varios mecanismos implicados en la toxicidad del mercurio. Estos incluyen interrupción o alteración de: regulación de la homeostasis de calcio intracelular, citoesqueleto, función mitocondrial, estrés oxidativo, liberación de neurotransmisores y metilación del ADN (ATSDR, 2022).

La base de muchas de estas interrupciones o alteraciones puede ser la unión del mercurio a aniones tiolato, ya que los tiolatos están presentes en casi todos los sistemas biológicos y el Hg^{2+} y el $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$ tienen una alta afinidad por el anión tiolato y la formación de Hg^{2+} y $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$ S-conjugados (ATSDR, 2022).

El mercurio se une e interrumpe la actividad enzimática, transportadores y otras proteínas que dependen de grupos tiol funcionales. También, puede desplazar a otros metales fisiológicos que se encargan de regular la actividad enzimática por medio de interacciones con proteínas tioles (ATSDR, 2022).

Los tioles de bajo peso molecular también tienen la función de ligandos para el transporte de mercurio dentro y fuera de las células. Los conjugados de Hg^{2+} y $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$ con tioles extracelulares son reconocidos por los sistemas de transporte fisiológico de aminoácidos y después de encontrarse en las células el mercurio puede distribuirse a otros grupos tiol intracelulares críticos (ATSDR, 2022).

El transporte de conjugados S de mercurio es importante en varios tejidos como el cerebro, los riñones, los intestinos, el hígado, la placenta y los glóbulos rojos. Cabe mencionar que la alta solubilidad en lípidos del mercurio elemental contribuye al reparto

de vapor de mercurio inhalado en la sangre y el envío de este al cerebro, donde se oxida en Hg^{2+} y forma conjugados de Hg^{2+} -tiol (ATSDR, 2022).

3.4.8.2 Límites de exposición ambiental y ocupacional al mercurio

Tabla No.1. Límites de exposición ambiental y ocupacional al mercurio

Límite definido	Institución delegante/Documento	Fecha de promulgación	Límite de exposición de umbral
Exposición al aire permitida	OSHA NIOSH		0.05 mg Hg/m ³ /8-h (orgánico)
			0.1 mg Hg/m ³ / 8-h (elemental)
			0.05 mg Hg/m ³ /10-h (elemental)
Criterios de aire ambiente	NAAQS- Acta de Aire Limpio (EPA)	1970 (rev.1990)	0.00006 mg Hg/m ³ aire
Umbral límite	ACGIH		≤ 0.05 mg Hg/ m ³ de aire/ 40-h
Criterios de calidad del agua ambiental	Acta de Agua Limpia (EPA)	1977 (rev.2000)	144 ng/L (ppt)
Máximo en agua potable	EPA		≤ 2 µg/ L (ppb)
Carga corporal total			20-30 mg
Productos alimenticios (pescado y semillas de cereales)	FDA EPA (propuesta recomendada)	1979 1996	≤ 1 mg/kg (ppm) CH ₃ Hg ≤ 0.01 mg/kg

(Broussard, Hammett, & Winecker, 2002)

3.4.8.3 Signos clínicos y síntomas

La presentación clínica de una persona expuesta al mercurio depende de la dosis, la duración y forma de exposición. La toxicidad aguda es más común que se asocie con la

inhalación de mercurio elemental o la ingestión de mercurio inorgánico (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Por otro lado, la toxicidad crónica es más común por la exposición al mercurio orgánico. Independientemente de la forma química del mercurio, el sistema nervioso central y los riñones son los dos órganos diana principales de la toxicidad. Cabe mencionar que todos los compuestos de mercurio se concentran en el riñón hasta cierto grado (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

a) Exposición aguda

Generalmente, es causada por el mercurio elemental inhalado, dando lugar a síntomas pulmonares. Algunos síntomas iniciales pueden ser: fiebre, escalofríos, dificultad para respirar, sabor metálico y dolor torácico pleurítico. Otros posibles síntomas podrían incluir estomatitis, letargo, confusión y vómitos (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

La recuperación completa es posible, pero las complicaciones pulmonares de la toxicidad inhalada pueden provocar enfisema intersticial, neumatocele, neumotórax, neumoma diastánico y fibrosis intersticial. Además, existe un síndrome de dificultad respiratoria aguda mortal después de la inhalación de mercurio elemental (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

La exposición aguda al mercurio inorgánico o la sal mercúrica se produce comúnmente por vía oral. Las propiedades corrosivas de estos compuestos son las encargadas de los signos y síntomas agudos de toxicidad. Algunos de estos signos y síntomas pueden ser: membranas mucosas de color gris ceniciento secundarias a la precipitación de sales mercúricas, hematoquecia (heces con sangre), vómitos, dolor abdominal intenso y shock hipovolémico (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Los efectos sistémicos generalmente comienzan varias horas después de la ingestión y pueden durar varios días. Estos efectos sistémicos son: sabor metálico, inflamación de la mucosa, irritación gingival, mal aliento, aflojamiento de los dientes y necrosis tubular renal que conduce a oliguria o anuria (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

b) Exposición crónica

Generalmente, resulta de la exposición ocupacional prolongada al mercurio elemental que se convierte en la forma inorgánica, la aplicación tópica de ungüentos mercuriales o el uso crónico de diuréticos o catárticos que contienen mercurio (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

La exposición crónica y aguda a altas dosis de mercurio causan síntomas renales, neurológicos, psicológicos y cutáneos. También, se pueden manifestar síntomas como: anorexia, pérdida de peso, fatiga y debilidad muscular (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

La tríada clásica que se manifiesta en la toxicidad crónica es temblores, gingivitis y eretismo. Las características clínicas adicionales pueden incluir dolor de cabeza, alteración visual, neuropatía periférica, salivación, insomnio y ataxia (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Los síntomas de la exposición a compuestos orgánicos de mercurio son similares a los que se encuentran después de la exposición al mercurio elemental: ataxia, temblores, marcha inestable y letra ilegible. También, puede ocurrir habla atrasada debido a la pérdida del tono muscular de los músculos faciales (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

El mercurio orgánico se dirige a sitios específicos del cerebro, incluida la corteza cerebral, los centros motores y sensoriales, el centro auditivo y el cerebelo. La aparición de los síntomas generalmente se retrasa días después de la exposición (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Este mercurio se dirige a las enzimas y la reducción de estas ocurre antes de la aparición de los síntomas. Los síntomas relacionados con la toxicidad son típicamente neurológicos, como: alteraciones visuales, ataxia, pérdida de audición, disartria, deterioro mental, temblor muscular, trastornos del movimiento y, con exposición severa, parálisis y muerte (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Todas las formas de mercurio son tóxicas para el feto, especialmente el metilmercurio. Este tiene la capacidad de atravesar la placenta con mayor facilidad. Incluso

con un paciente asintomático, la exposición materna puede provocar un aborto espontáneo o retraso (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

Tabla No.2. Síntomas clínicos de intoxicación aguda y crónica por mercurio

Sistema objetivo	Aguda	Crónica
Cardiovascular	Hipertensión, palpitaciones cardíacas, shock hipovolémico, colapso	Hipertensión, taquicardia
Pulmonar	Dificultad para respirar, neumonitis, edema, enfisema, neumatocele, dolor torácico pleurítico, tos, fibrosis intersticial, SDR	
Tracto gastrointestinal	Náuseas, vómitos, dolor abdominal intenso, diarrea, heces con sangre	Estreñimiento, diarrea, malestar generalizado
Sistema nervioso central	Temblores, irritabilidad, letargo, confusión, anomalías psicomotoras y EEG, convulsiones, disminución de los reflejos, conducción nerviosa y audición	Temblores, insomnio, timidez, pérdida de memoria, depresión, anorexia, dolor de cabeza, ataxia, disartria, marcha inestable, trastornos visuales y vasomotores, neuropatía periférica, parestesias
Piel y tejidos queratinizados	Inflamación de mucosas (estomatitis) y membranas grisáceas, dolor bucal, ardor y sangrado, dermatitis de contacto, erupción cutánea eritematosa y pruriginosa, alopecia	Gingivitis, acrodinia (enfermedad de Pink), delgadez, líneas azules en las encías, alopecia
Hepático	Enzimas séricas elevadas	

Sistema objetivo	Aguda	Crónica
Renal	Oliguria, anuria, hematuria, proteinuria, fracaso	Poliuria, polidipsia, albuminuria
Reproductivo/ fetal	Aborto espontáneo	Aborto espontáneo, daño cerebral fetal (retraso, falta de coordinación, ceguera, problemas del habla, sordera, convulsiones, parálisis)
Musculoesquelético	Dolor lumbar	Debilidad muscular, pérdida de tono muscular, temblor, parálisis
Otro	Fiebre, escalofríos, sabor metálico, mal aliento, pérdida de dientes	Pérdida de peso, transpiración, rubor, salivación, fotofobia

(Broussard, Hammett, & Winecker, 2002)

3.4.8.4 Tratamiento

La elección del tratamiento depende de la forma de mercurio involucrada. En algunos casos después de la exposición a una dosis baja de vapor de mercurio, es suficiente la eliminación de la fuente de exposición. Es fundamental obtener la mayor cantidad de información posible acerca de la fuente, el tiempo, el tipo y el modo de exposición (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

El cuidado de apoyo comienza con el ABC (vías respiratorias, respiración, circulación), especialmente cuando se lleva a cabo la inhalación de mercurio elemental y la ingestión de mercurio inorgánico cáustico, ya que estos causan la aparición de obstrucción y falla de las vías respiratorias (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

En una exposición a mercurio por medio de la piel, la descontaminación puede implicar una abundante irrigación del área expuesta. En el caso de una ingestión aguda por mercurio inorgánico, se recomienda una hidratación agresiva y no se debe inducir al vómito, ya que este posee propiedades cáusticas (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

En una ingestión orgánica, se recomienda el lavado gástrico. Este lavado debe contener soluciones que contengan proteínas, como: leche, claras de huevo, albúmina pobre en sal o formaldehído sulfoxilado de sodio al 5 %. La solución puede unirse al mercurio gástrico y limitar su absorción. Por otra parte, el carbón activado se utiliza para la descontaminación del tracto gastrointestinal, ya que se une a los compuestos de mercurio orgánico e inorgánico hasta cierto punto (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

También, se utilizan agentes quelantes que contienen tiol como dimercaprol (BAL), ácido 2,3 dimercaptosuccínico (DMSA, succímero), ácido 2,3-dimercapto-1-propanosulfónico (DMPS), sodio 4,5-dihidroxibenceno 1,3 -disulfonato (Tiron) y penicilamina que compiten con los grupos sulfhidrilo endógenos en envenenamiento de mercurio. Cabe mencionar que este tipo de terapia es más efectiva para mercurio elemental (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

En casos graves de toxicidad cuando la función renal disminuye se opta por llevar a cabo una hemodiálisis. No obstante, la capacidad de la hemodiálisis para el filtrado del mercurio es limitada debido al modo de distribución del mercurio entre los eritrocitos y el plasma. Por ello, se ha tenido éxito al efectuar la hemodiálisis con compuestos quelantes como la L-cisteína (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

La neostigmina puede ayudar a la función motora en casos de toxicidad de metilmercurio, ya que esta toxicidad conduce a una deficiencia de acetilcolina. Además, el politiol es una resina no absorbible que puede facilitar la eliminación de metilmercurio (Broussard, Hammett, & Winecker, 2002).

3.4.9 Enfermedad de Minamata

La primera intoxicación por metilmercurio por consumo de pescado se produjo en Minamata, Japón, en 1953. El metilmercurio se dispersó desde Minamata hasta el mar de Shiranui hasta 1968 (Ninomiya, et.al., 1995). En una fábrica en la que se producía ácido acético se llevó a cabo el descarte de varios cientos de toneladas de efluentes contaminados con mercurio directamente en la bahía de Minamata (EEA, 2018).

En la zona se produjo la enfermedad de Minamata, esta se caracteriza por evidenciar síntomas neurológicos debido a envenenamiento por metilmercurio causado por

el consumo de grandes cantidades de pescado o mariscos contaminados. Los pacientes diagnosticados con la enfermedad de Minamata mostraron síntomas y signos que incluyen: neuromotor severo, alteraciones sensoriales y en casos letales, cambios patológicos en la corteza cerebral, corteza cerebelosa y ganglios de la raíz dorsal de la médula espinal (ATSDR, 2022).

Se ha estudiado las consecuencias que el metilmercurio tiene en relación con los fetos. En varios estudios, se ha reportado parálisis cerebral. La enfermedad de Minamata en los fetos se caracteriza por la pérdida de las neuronas e hipoplasia de las neuronas en partes de la corteza cerebral (Eto, 1997).

Miles de personas que sufren los efectos debilitantes de la enfermedad de Minamata aún sobreviven hoy, sin embargo, se han desarrollado estudios años después y aún se han determinado niveles de mercurio altos en los organismos, por otro lado, cientos de vidas se perdieron como resultado de este desastre industrial (EEA, 2018).

3.4.10 Niveles de referencia de la Unión Europea para el mercurio total en el pescado y los productos pesqueros

Tabla No.3. Límites establecidos en el Reglamento de la Comisión de la Unión Europea 2023/915 para el mercurio total

Producto	Nivel de referencia (mg/ kg de peso neto)
Pescados y productos pesqueros seleccionados (cefalópodos,carpa, anchoa, entre otros)	0.3
Pescados y productos pesqueros con excepción de especies depredadoras	0.5
Especies depredadoras de pescado (atún, pez espada, tiburón, entre otros)	1.0

(EU, 2023)

3.4.11 Convenio de Minamata

A raíz de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar los riesgos del mercurio. El Convenio de

Minamata referente al mercurio ha sido acordado como una solución global a este problema (EEA, 2018).

En octubre de 2013, se adoptó el acuerdo internacional, Convenio de Minamata, y desde entonces ha sido ratificado por 98 partes. La adopción generalizada del Convenio es un paso de gran importancia, ya que es el primer compromiso internacional relacionado con este tema que cuenta con el apoyo de una parte significativa de la comunidad internacional (EEA, 2018).

El objetivo del Convenio es “proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio”, lo que se lleva a cabo a través de una serie de áreas de enfoque clave (EEA, 2018).

Las áreas de enfoque clave del Convenio incluyen promover el monitoreo del uso de mercurio y las emisiones, mejorar y facilitar el conocimiento acerca del mercurio en la población, y reducir el uso del mercurio promoviendo otras alternativas (EEA, 2018).

En Guatemala, en el año 2013, se firmó el Convenio, sin embargo, actualmente aún no ha sido ratificado (MARN, 2018). Por lo tanto, es de suma importancia la elaboración de estudios referentes al mercurio.

3.5 Digestión asistida por microondas

3.5.1 Microondas

Desde la década de 1970, los métodos de preparación de muestras asistidos por microondas se han conocido por herramientas analíticas estándar. Los microondas se han utilizado en muchos procedimientos y equipos, tales como muflas, hornos de secado, fusión, extracción, digestión y combustión (Moraes, 2014).

Algunas de las principales ventajas del uso de microondas son: el calentamiento localizado, calefacción selectiva, posibilidad de ahorrar energía, aparato compacto, encendido y apagado rápido, y el monitoreo de parámetros durante el proceso (Moraes, 2014).

Las microondas se encuentran en la región del espectro electromagnético entre la radiación infrarroja y las radiofrecuencias, comprendiendo un rango de frecuencia de aproximadamente 300 a 300 000 MHz (Moraes, 2014).

El efecto del calentamiento se da por medio de las interacciones de microondas con moléculas o iones dipolares de la muestra. En el caso de las moléculas dipolares, la radiación de microondas genera un aumento de las rotaciones moleculares y la fricción resultante genera calor. Mientras que, para los iones, el campo de microondas aumenta las vibraciones iónicas haciendo que colisionen con las moléculas vecinas, generando energía y calor (LAT, 2022).

La digestión asistida por microondas se utiliza para convertir muestras sólidas en soluciones apropiadas para ser analizadas por ICP-AES, ICP-MS, AAS, CVAAS, entre otras. La muestra sólida es digerida químicamente utilizando reactivos químicos, generalmente ácidos, en un microondas (LAT, 2022).

3.5.2 Digestión utilizando microondas

La digestión generalmente implica el uso de ácidos concentrados para descomponer matrices orgánicas e inorgánicas. En la digestión de muestras orgánicas, se utilizan ácidos oxidantes, como el ácido nítrico. Los recipientes cerrados permiten el uso de alta temperatura y presión, con el fin de lograr una oxidación más eficiente de los compuestos orgánicos (Moraes, 2014).

En cuanto a las muestras inorgánicas, se pueden utilizar ácidos no oxidantes como clorhídrico y el fluorhídrico en combinación con ácido nítrico. Los principales ácidos utilizados para la digestión húmeda son ácidos inorgánicos (Moraes, 2014).

La matriz de muestras orgánicas se puede descomponer en CO₂ y H₂O por la acción de reactivos oxidantes como el ácido nítrico. Por otro lado, para matrices inorgánicas, se debe usar ácido fluorhídrico para disolver la matriz inorgánica y llevar los analitos a solución (Moraes, 2014).

3.5.2.1 Sistemas de digestión

En la digestión asistida por microondas, se utilizan los sistemas de recipientes abiertos y cerrados. En general, el uso de recipientes abiertos permite el uso de muestras con mayores masas, pero la eficiencia de la descomposición se limita a la temperatura de ebullición de los solventes. Además, dependiendo de las características de la muestra, se utilizan reactivos adicionales (p. ej., H_2SO_4) para aumentar la temperatura de digestión. Por lo tanto, esta técnica tiene limitaciones como la alta cantidad de reactivos, interferencias, volatilización, entre otras (Moraes, 2014).

En sistemas cerrados, solo se puede utilizar ácido nítrico o mezclas con H_2O_2 u otros ácidos, debido a que el aumento de la presión dentro de los recipientes durante el calentamiento por microondas causa un aumento en la temperatura de ebullición de la solución y en la eficiencia de la digestión. En este caso, el ácido no se pierde por volatilización y se puede utilizar una menor cantidad de reactivos. No obstante, la cantidad de muestra digerida es menor en comparación con los sistemas abiertos (Moraes, 2014).

3.6 Espectroscopía de absorción atómica de vapor frío

3.6.1 Absorción atómica

En la espectrometría de absorción atómica (AAS), los elementos presentes en una muestra se convierten en átomos o iones elementales en estado gaseoso por medio de la atomización. En un medio gaseoso a elevada temperatura, los átomos pueden absorber radiación de longitudes de onda características y pasar a un estado de excitación más elevado (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

La excitación se lleva a cabo por un proceso electrónico en el cual uno o más de los electrones del átomo son llevados a un nivel de energía superior. La longitud de onda de la luz absorbida está determinada por el tipo de átomo y los niveles de energía a los que se mueven los electrones. La cantidad de luz absorbida está determinada por la concentración del elemento en la muestra (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

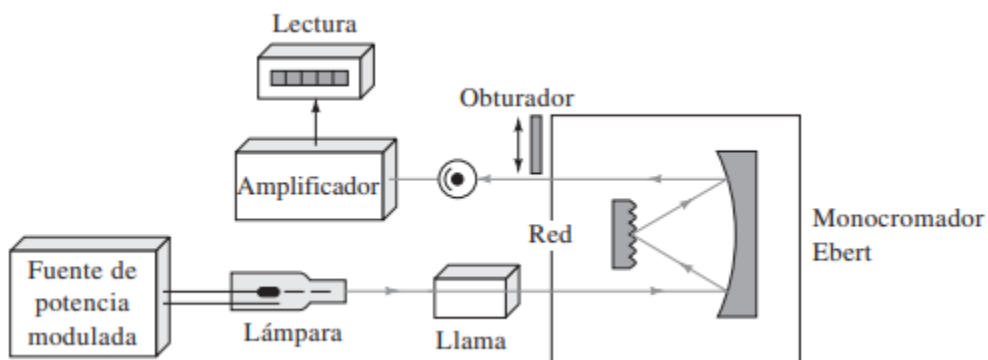
En esta técnica, una solución que contiene el analito es introducida a una llama, con el fin de convertir las muestras en átomos libres en estado fundamental que pueden excitarse. Una lámpara que emite luz a una longitud de onda específica de los átomos

atraviesa la llama y a medida que absorbe la energía de la luz, los electrones de los átomos se elevan a un estado excitado (Agilent , 2022).

La ley de Beer Lambert describe la relación entre la absorción de luz y la concentración del elemento. Según la ley, la cantidad de luz absorbida es proporcional al número de átomos excitados desde el estado fundamental de la llama (Agilent , 2022).

La técnica cuenta con una gran variedad de aplicaciones, ya que es sensible para la determinación de más de 60 elementos (metales y metaloides). Por ende, es utilizada en áreas como: farmacología, arqueología, toxicología, minería, medicina forense, entre otras (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

Figura No.7. Espectrómetro de llama de un solo haz



Fuente: Skoog (2008)

3.6.2 Absorción atómica de vapor frío

Las técnicas más comunes de introducción de muestra y automatización para el análisis de absorción atómica son las llamas y los vaporizadores electrotérmicos. Sin embargo, otro método de gran importancia que se utiliza es la atomización de vapor frío (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

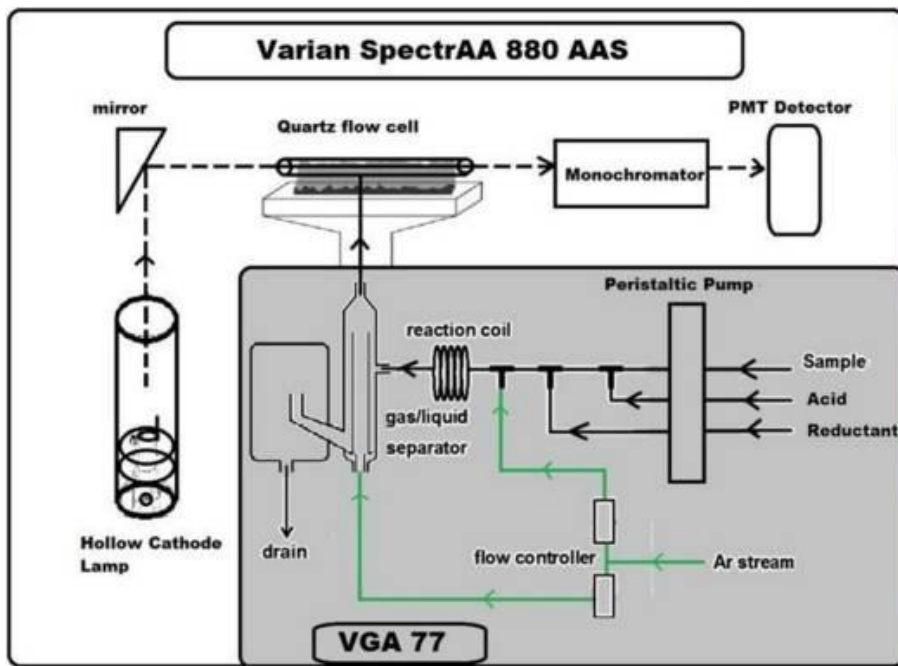
La absorción atómica de vapor frío (CVAAS), es un método en el cual la atomización se aplica solamente a la determinación de mercurio, debido a que es el único elemento metálico que tiene una presión de vapor considerable a temperatura ambiente. La

determinación de mercurio en varios tipos de muestra es de suma importancia debido a la toxicidad de los compuestos de mercurio orgánicos y a su distribución en el ambiente (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

En este método, el mercurio se convierte en Hg^{2+} por medio de un tratamiento de las muestras con una mezcla oxidante de ácidos, seguida por la reducción del Hg^{2+} a metal con $SnCl_2$. La determinación se lleva a cabo midiendo la absorbancia a 253.7 nm. Se logran límites de detección en el intervalo de partes por millón (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

La técnica posee distintas aplicaciones como el análisis de tejidos de pescados, muestras de pelo, y muestras de sangre total. En general, el tiempo total para el análisis de una muestra es de menos de 10 minutos, posee una buena precisión con desviaciones estándar menores del 5% (González, 2015).

Figura No.8. Espectroscopía de absorción atómica de vapor frío (CVAAS)



Fuente: Mohammed (2018)

IV. MARCO METODOLÓGICO

4.1 Objetivos

4.1.1 Objetivos generales

4.1.1.1 Evaluar los niveles de mercurio total en los tejidos musculares de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán.

4.1.1.2 Evidenciar de manera objetiva los riesgos a los que está expuesta la población al consumir las especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán.

4.1.2 Objetivos específicos

4.1.2.1 Cuantificar la concentración de mercurio total en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán, a través del método de espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío (CVAAS).

4.1.2.2 Verificar que los niveles de mercurio total obtenidos en el estudio cumplan con los niveles de referencia de mercurio total permitidos en pescado, por la Normativa de la Unión Europea.

4.1.2.3 Comparar las concentraciones de mercurio total obtenidas en el presente estudio con estudios previos desarrollados referentes al tema.

4.1.2.4 Informar de los resultados obtenidos a las autoridades de los Ministerios de Salud Pública y Asistencia Social, Ambiente y Recursos Naturales y Agricultura, Ganadería y Alimentación; para prevenir riesgos en la salud de la población por el consumo de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán.

4.2 Hipótesis

H_a: Las concentraciones de mercurio total en el tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán, se encuentran por arriba de las concentraciones de mercurio total permitidas en pescado por la Normativa de la Comisión de la Unión Europea 2023/915, la cual es de 0.5 mg/ kg.

H₀: Las concentraciones de mercurio total en el tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán, no se encuentran por arriba de las concentraciones de mercurio total permitidas en pescado por la Normativa de la Comisión de la Unión Europea 2023/915, la cual es de 0.5 mg/ kg.

4.3 Variables

4.3.1 Independientes

- a) Cantidad de mercurio que se introduce a la superficie del Lago de Amatitlán por deposición directa y por la escorrentía de cuencas hidrográficas.
- b) Concentraciones de mercurio presentes en el Lago de Amatitlán y sus sedimentos.
- c) Fuente y horario de alimentación de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*.
- d) Edad y peso de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*.

4.3.2 Dependientes

- a) Puntos de mayor contaminación por metales pesados del Lago de Amatitlán.
- b) Concentraciones de mercurio en los tejidos musculares de los peces *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán.
- c) Bioacumulación de mercurio en *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*.

4.4 Universo de trabajo o población meta

El universo de trabajo se integró por las especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*, del Lago de Amatitlán que son las de mayor consumo humano.

4.5 Muestra

Se recolectaron ocho peces de la especie *Parachromis managuensis* y siete peces de la especie *Oreochromis niloticus*, en cuatro puntos de muestreo del Lago de Amatitlán sugeridos por la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca de Lago de Amatitlán (AMSA), con base en análisis previos de contaminantes. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, ubicado a 14°29'18" N y 90°34'18" O; (B) El Zapote, ubicado a 14°26'48" N y 90°32'58" O; (C) Pampumay, ubicado a 14°26'47" N y 90°31'42" O; y (D)

Playa Pública, ubicada a 14°29'14" N y 90°36'40" O. La pesca se llevó a cabo con colaboración de AMSA. La cantidad de muestreo electa fue por conveniencia.

4.6 Procedimiento

4.6.1 Actividades

- 4.6.1.1** Efectuar la revisión bibliográfica durante toda la investigación.
- 4.6.1.2** Se elaborará el plan de investigación.
- 4.6.1.3** Se llevará a cabo el muestreo y obtención de las muestras de pescado.
- 4.6.1.4** Análisis de muestras.
- 4.6.1.5** Discusión de resultados.

4.6.2 Reactivos y soluciones

- 4.6.2.1** Solución estándar Hg 1000 mg/ L
- 4.6.2.2** Agua desionizada (> 18 MΩ cm, Millipore)
- 4.6.2.3** Ácido nítrico HNO₃ 65% (v/v)
- 4.6.2.4** Ácido nítrico HNO₃ 10% (v/v)
 - Agregar 50 mL de ácido nítrico concentrado en un balón aforado de 500 mL y aforar hasta la marca con agua desionizada desmineralizada.
- 4.6.2.5** SnCl₂ 20% (p/v) en HCl 20% (v/v)
 - Agregar 20 g SnCl₂ en un beaker y añadir 20 mL de HCl concentrado, transferir a un balón aforado de 100 mL y aforar hasta la marca con agua desionizada desmineralizada.

(UNEP, 2020)

4.6.3 Preparación de la muestra

- Dejar la cristalería con detergente de utensilios de laboratorio y luego con HNO₃ (10%) durante 2 horas. Seguido de un lavado con agua destilada.
- Enjuagar el pescado con agua destilada, remover la aleta pectoral y cortar la piel del pescado cerca de las aletas dorsales, empezando desde la cabeza hasta la cola con un bisturí, elaborar los cortes necesarios para la evaluación de órganos.
- Analizar cada órgano y tejido del pescado con la metodología Índice de Evaluación de la Salud (HAI).

- Separar la piel del filete con pinzas con cuidado de no contaminar el filete.
- Eliminar toda la grasa posible del tejido muscular.
- Colocar las muestras de tejido muscular a secar en un horno de laboratorio a 80°C por 24 horas.
- Triturar las muestras secas para homogenizar.

(UNEP, 1984)

4.6.4 Digestión de la muestra por microondas

- Pesar en una balanza analítica 0.5 g de la muestra homogenizada en el recipiente del microondas.
- En una campana de extracción, agregar 10 mL HNO₃ (65%) y cerrar el recipiente.

Tabla No.4. Parámetros para la digestión por microondas

Etapa	Rampa	Tiempo de rampa (min)	Temperatura (°C)
1	5	5:00	75
2	5	10:00	125
3	5	10:00	150
4	5	10:00	175
5	0	10:00	200

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

- Dejar que las muestras se enfríen a temperatura ambiente y liberar la presión con cuidado abriendo la válvula y luego el reactor.
- Transferir la muestra a un balón aforado y enjuagar los tubos de teflón con agua desmineralizada 3 veces.
- Diluir hasta la marca (50 ml) con agua ultrapura y agitar.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

4.6.5 Preparación del blanco

- Se prepara de manera similar a las muestras, excepto que no se agrega ninguna muestra a los recipientes de digestión (UNEP, 2020).

4.6.6 Preparación de las soluciones estándar

4.6.6.1 Solución stock estándar

- Utilizar un estándar comercial de Hg 1000 mg/L.

4.6.6.2 Soluciones estándar para curva de calibración

- Preparar solución madre 1000 µg/L.
- Añadir 1 mL de agua desmineralizada en un balón aforado de 5 mL.
- Agregar los reactivos que se utilizaron en la muestra digerida.
- Adicionar la cantidad apropiada de solución stock estándar con micropipeta.
- Adicionar cantidad apropiada de KmnO_4 5%, como agente oxidante.

Tabla No.5. Preparación de las soluciones de la curva de calibración

Concentración de mercurio en solución hija (µg/L)	Volumen de solución madre de mercurio (µL)
2	10
4	20
6	30
8	40
12	60
16	80

- Aforar hasta la marca del balón aforado de 5 mL con agua Milli-Q.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

4.6.7 Análisis por absorción atómica de vapor (CVAAS) con accesorio VGA

- Encender el gas de arrastre, argón.
- Colocar cada uno de los 3 tubos capilares de teflón en las soluciones adecuadas: solución SnCl_2 20% (p/v) en HCl 20% (v/v) (reductor), agua Milli-Q, y solución de enjuague HNO_3 (10%).
- Encender el VGA y apretar lentamente el tornillo de ajuste de presión de la bomba peristáltica. El flujo de aspirado de la muestra debe ser de 6-8 mL/min. El flujo de aspirado del reductante debe ser 0.8-1.2 mL/min.

- Dejar el sistema funcionando durante 10 minutos para limpiar el sistema.
- Efectuar las mediciones.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

4.6.8 Manejo de desechos y residuos con mercurio

- Dejar que la cristalería que estuvo en contacto con mercurio se remoje durante 24 horas en un recipiente de plástico en una solución jabonosa.
- Enjuagar primero con agua del grifo y luego con agua desmineralizada.
- Colocar la cristalería en solución concentrada de HNO₃ al 50% (v/v) durante 2 horas.
- Colocar los residuos generados en el envase de desechos para ácidos.
- Enjuagar con agua desmineralizada (al menos 4 veces).
- Transferir los recipientes a una solución de HCl concentrada al 10 % (v/v) durante 2 horas más a temperatura ambiente.
- Enjuagar con agua desmineralizada (al menos 4 veces).
- Colocar los residuos generados en el envase de desechos para ácidos.
- Dejar que la cristalería se seque en la campana de extracción.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

4.7 Diseño de investigación

El diseño de investigación del presente estudio es cuasi-experimental, ya que se trabajó con dos especies de peces específicas, *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*. Las muestras de cada especie se obtuvieron aleatoriamente. Además, se determinó y cuantificó únicamente un metal, el mercurio.

4.8 Análisis estadístico

El análisis estadístico del presente estudio se llevó a cabo utilizando el valor de referencia máximo de concentración de mercurio total en peces permitido por la Normativa Europea. La concentración de mercurio total máxima permisible en ambas especies es 0.5 mg/kg.

Hipótesis para *Oreochromis niloticus*

$$H_0: \mu \leq 0.5$$

$$H_a: \mu > 0.5$$

(Anderson, Sweeney, & Williams, 2011)

Hipótesis para *Parachromis managuensis*

$$H_0: \mu \leq 0.5$$

$$H_a: \mu > 0.5$$

(Anderson, Sweeney, & Williams, 2011)

Regla del rechazo de la hipótesis

En ambos casos la prueba de hipótesis se trabajó con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$. En el caso de *Oreochromis niloticus*, se utilizó un valor $t_{.05} = 1.943$ con $n = 8 - 1 = 7$ grados de libertad. Por otra parte, en el caso de *Parachromis managuensis*, se utilizó un valor $t_{.05} = 1.895$ con $n = 7 - 1 = 6$ grados de libertad. La hipótesis nula se rechaza cuando t estadístico es mayor a $t_{.05}$. (Anderson, Sweeney, & Williams, 2011).

Tabla No. 6. Condiciones para aceptar o rechazar la hipótesis nula H_0

Conclusión	Condición de la población	
	H_0 verdadera	H_a verdadera
Aceptar H_0	Conclusión correcta	Error Tipo II
Rechazar H_0	Error Tipo I	Conclusión correcta

(Anderson, Sweeney, & Williams, 2011)

En ambos casos se utilizó la siguiente ecuación para determinar t estadístico:

$$t = \frac{\bar{x} - \mu_0}{\frac{s}{\sqrt{n}}}$$

donde:

t = distribución de muestreo de la estadística de prueba

\bar{x} = valor promedio de las muestras

μ_0 = valor promedio poblacional que aparece en H_0

s = desviación estándar de las muestras

n = tamaño de población

(Anderson, Sweeney, & Williams, 2011)

V. MARCO OPERATIVO

5.1 Recolección y tratamiento de datos

En el presente trabajo de investigación se recolectaron peces de dos distintas especies: *Oreochromis niloticus* (tilapia del Nilo) y *Parachromis managuensis* (guapote tigre). Se recolectaron 8 peces *Parachromis managuensis* y 7 peces *Oreochromis niloticus* para tener un total de 15 peces por conveniencia. Estos se recolectaron en cuatro puntos del Lago de Amatitlán. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay y (D) Playa Pública. Los pescados fueron pesados y colocados en bolsas herméticas selladas en el refrigerador para su conservación. Se utilizó el tejido muscular de los pescados para determinar y cuantificar la concentración de mercurio total en cada uno por el método de espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío.

5.2 Recursos

5.2.1 Recursos humanos

- Autora: Astrid Celeste Gaitán
- Asesora: MSc. Carolina Guzmán.
- Revisora: Licda. Ana Luisa Mendizábal
- Colaboradora: Licda. Fabiola Prado de Micheo
- Colaborador: Lic. Hayro García
- Colaboradora: Licda. Carol García
- Colaborador: Lic. Jorge Ortiz
- Colaborador: Lic. Julio Juárez
- Colaborador: Ing. Diego Morales
- Asesor estadístico: Ing. Luis Alvarado

5.2.2 Recursos institucionales

- Centro de Información y Asesoría Toxicológica (CIAT)
- Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca de Lago de Amatitlán (AMSA)
- Laboratorio de Química de la Universidad del Valle de Guatemala
- Biblioteca de la Universidad del Valle de Guatemala

5.2.3 Recursos materiales

5.2.3.1 Equipo

- a. Homogenizador
- b. Espectrofotómetro de absorción atómica marca Perkin Elmer AAnalyst 900 con accesorio de generación de vapor
- c. Microondas Berghof DAP-60K
- d. Balanza analítica Denver Instrument
- e. Horno de laboratorio Binder
- f. Refrigerador Fisher Scientific
- g. Campana de extracción

5.2.3.2 Materiales y cristalería de laboratorio

- a. Pinzas
- b. Bisturí
- c. Espátula
- d. Guantes
- e. Hielo
- f. Bolsas herméticas
- g. Balones aforados de 50, 100 y 500 mL
- h. Pipetas volumétricas de 0.5, 1, 2, 3, 5, 10, 20 y 50 mL
- i. Micropipetas de 25, 50 y 100 μL
- j. Beakers de 100 mL
- k. Pizetas
- l. Probetas graduadas de 10, 25 y 50 mL

5.2.3.3 Reactivos

- a. Solución estándar Hg 1000 mg/ L
- b. Agua desionizada
- c. Ácido nítrico (HNO_3)
- d. Cloruro de estaño II (SnCl_2)

- e. Ácido clorhídrico (HCl)
- f. Permanganato de potasio (KmnO₄)

5.3 Aspectos económicos

Tabla No.7. Estimación de costos de materiales y servicios

Servicios y materiales	Financiador	Costo (Q)
Transporte	Investigadora	1000.00
Muestras de pescado	Investigadora	200.00
Equipo	Universidad del Valle de Guatemala, CIAT y AMSA	2500.00
Análisis de las muestras por espectrofotometría de absorción atómica	Universidad del Valle de Guatemala, CIAT	1500.00
Computadora e internet	Investigadora	3500.00
Impresiones	Investigadora	400.00
Total		9,100.00

*El presente estudio fue cubierto por el investigador, el Departamento de Toxicología y AMSA.

VI. RESULTADOS

Tabla No.8. Índice de evaluación de la salud y características fisiológicas de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Muestra	Lugar de muestreo	Nombre común	Sexo	Peso (g)	Longitud total (cm)	Ancho (cm)	HAI
1A	Bahía Playa de Oro	Guapote	M	166.80	18.5	7.2	150
2A	Bahía Playa de Oro	Guapote	F	76.91	15.5	5.0	140
3A	Bahía Playa de Oro	Tilapia	F	70.47	15.5	5.0	190
4A	Bahía Playa de Oro	Guapote	M	23.55	11.2	3.4	170
5B	El Zapote	Guapote	F	79.97	15.6	5.0	200
6B	El Zapote	Guapote	F	88.25	16.7	5.0	230
7B	El Zapote	Guapote	F	74.23	16.2	4.8	150
8B	El Zapote	Guapote	M	85.31	16.0	5.0	220
9C	Pampumay	Guapote	F	98.11	16.6	6.0	140
10C	Pampumay	Tilapia	F	121.21	18.2	6.4	230
11C	Pampumay	Tilapia	F	116.98	17.2	6.4	230
12D	Playa Pública	Tilapia	M	171.64	20.5	7.0	150
13D	Playa Pública	Tilapia	F	74.69	15.7	5.8	60
14D	Playa Pública	Tilapia	F	98.97	16.5	6.2	30
15D	Playa Pública	Tilapia	F	126.33	18.7	6.8	130

*HAI: Índice de evaluación de la salud

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.9. Valores de las variables del Índice de Evaluación de la Salud (HAI) analizadas en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Muestra	Timo	Aleta	Bazo	Intestino	Estómago	Riñón	Piel	Hígado	Ojos	Branquias	Corazón
1A	10	0	30	10	10	0	0	30	30	30	0
2A	0	0	30	10	10	30	0	30	0	30	0
3A	10	0	0	30	30	30	0	30	30	30	0
4A	0	0	30	10	10	30	0	30	30	30	0
5B	10	0	30	10	10	30	0	30	30	30	20
6B	20	0	30	20	20	30	0	30	30	30	20
7B	10	0	0	10	10	30	0	30	30	30	0
8B	10	0	30	20	20	30	0	30	30	30	20
9C	10	0	0	10	10	0	0	30	30	30	20
10C	0	0	30	30	30	30	0	30	30	30	20
11C	10	0	30	30	30	30	0	30	30	30	10
12D	0	0	30	10	10	30	0	30	30	0	10
13D	10	0	0	10	10	0	0	30	0	0	0
14D	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0
15D	10	0	0	30	30	30	0	30	0	0	0

Descripción: El valor se asigna según la condición del órgano (*ver Anexo C*), mientras mayor sea el número, el perfil de salud del pescado es peor. Se considera un valor óptimo cercano a 30 de HAI.

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.10. Índice de Evaluación de la Salud (HAI) promedio en las muestras de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Especie	HAI promedio en muestra	Desviación estándar	Coefficiente de variación
<i>Parachromis managuensis</i>	175	36.6	20.9%
<i>Oreochromis niloticus</i>	146	78.7	54.0%

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.9

Tabla No.11. Concentraciones de mercurio total en las muestras recolectadas de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán

Muestra	Concentración de mercurio total en lectura (µg/L)	Concentración corregida de mercurio en lectura (µg/L)	Concentración de mercurio total en peso seco (mg/kg)	Concentración de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)
1A	16.750	15.975	1.57 ±1.6E-03	0.35 ±3.6E-04
2A	13.470	12.695	1.26 ±1.3E-03	0.28 ±2.9E-04
3A	4.716	3.941	0.38 ±3.9E-04	0.08 ±8.4E-05
4A	4.357	3.582	0.35 ±3.6E-04	0.07 ±7.4E-05
5B	4.579	3.804	0.38 ±3.8E-04	0.08 ±8.3E-05
6B	11.340	10.565	0.99 ±1.0E-03	0.22 ±2.2E-04
7B	6.838	6.063	0.60 ±6.1E-04	0.13 ±1.3E-04
8B	6.748	5.973	0.58 ±5.9E-04	0.12 ±1.2E-04
9C	7.884	7.109	0.71 ±7.2E-04	0.15 ±1.5E-04
10C	4.794	4.019	0.40 ±4.1E-04	0.08 ±8.5E-05
11C	5.986	5.211	0.51 ±5.2E-04	0.12 ±1.2E-04
12D	4.520	3.745	0.36 ±3.7E-04	0.07 ±7.1E-05
13D	3.538	2.763	0.27 ±2.8E-04	0.06 ±6.2E-05
14D	11.030	10.255	1.01 ±1.0E-03	0.22 ±2.2E-04
15D	3.376	2.601	0.26 ±2.6E-04	0.05 ±4.9E-05

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.12. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Espece	Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)	Desviación estándar (mg/kg)	Límite permitido Unión Europea (mg/kg)
<i>Parachromis managuensis</i>	0.20 ±1.79E-04	0.10	0.5
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±9.9E-05	0.06	0.5

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.11

Tabla No.13. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* por ubicación de pesca

Ubicación	Espece	Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)	Límite permitido Unión Europea (mg/kg)
Bahía Playa de Oro	<i>Parachromis managuensis</i>	0.24 ±2.42E-04	0.5
	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.08 ±8.4E-05	
El Zapote	<i>Parachromis managuensis</i>	0.14 ±1.39E-04	
Pampumay	<i>Parachromis managuensis</i>	0.15 ±1.5E-04	
	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±1.02E-04	
Playa Pública	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±1.02E-04	

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.11

Tabla No.14. Recuperación total de mercurio por el método utilizado para el análisis de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Controles	Concentración de mercurio total en lectura (µg/L)	Recuperación (%)
Control 1 (20µ/L Hg+1A)	34.360	94
Control 2 (8µ/L Hg+ 9C)	20.000	74
Control 3 (4 µ/L Hg +13D)	7.643	99
Promedio		91

Descripción: El método utilizado UNEP (2020) sugiere que una recuperación mayor al 70% es aceptable y esta debe ser menor al 100%, ya que una mayor puede ser causa de interferencias.

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.15. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Estándar de mercurio(µg/L)	Señal media (Abs)	Concentración de mercurio calculada (µg/L)
2	0.0114	2.076
4	0.0238	3.509
6	0.0410	5.506
8	0.0588	7.568
12	0.0996	12.292
16	0.1341	16.295

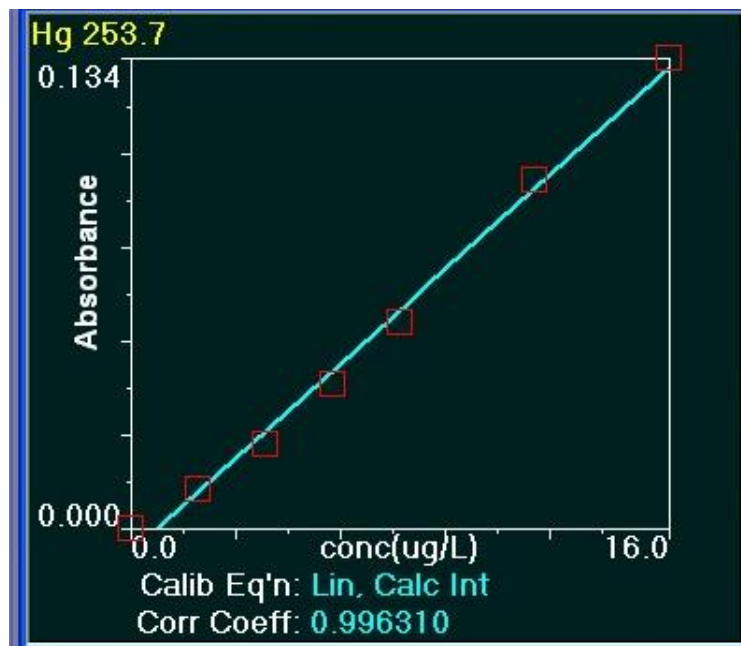
Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.16. Parámetros analíticos del método y medidas estadísticas de la curva de calibración

Límite de detección (µg/L)	Límite de Cuantificación (µg/L)	Coefficiente de determinación	Ecuación de la recta
0.004566	0.01384	0.9963	$y = 0.00863x - 0.00650$

Fuente: Datos experimentales calculados

Gráfico No.1. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



Fuente: Curva de calibración obtenida mediante el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 900 con accesorio de generación de vapor frío

Tabla No.17. Prueba T de una muestra y conclusión de la hipótesis

Especie	t estadístico	t_{0.5}	Hipótesis	Conclusión
<i>Parachromis managuensis</i>	-9.101	1.895	H ₀ : $\mu \leq 0.5$	No se rechaza H ₀
			H _a : $\mu > 0.5$	
<i>Oreochromis niloticus</i>	-18.241	1.943	H ₀ : $\mu \leq 0.5$	No se rechaza H ₀
			H _a : $\mu > 0.5$	

Fuente: Datos experimentales calculados

Tabla No.18. Estadísticas descriptivas de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis*

Concentración de mercurio total en guapotes (ppm)	
Media	0.20
Error estándar	0.04
Mediana	0.14
Desviación estándar	0.10
Varianza muestral	0.010
Curtosis	-0.31
Asimetría	0.90
Rango	0.28
Mínimo	0.07
Máximo	0.35
Suma	1.41
Muestras	8

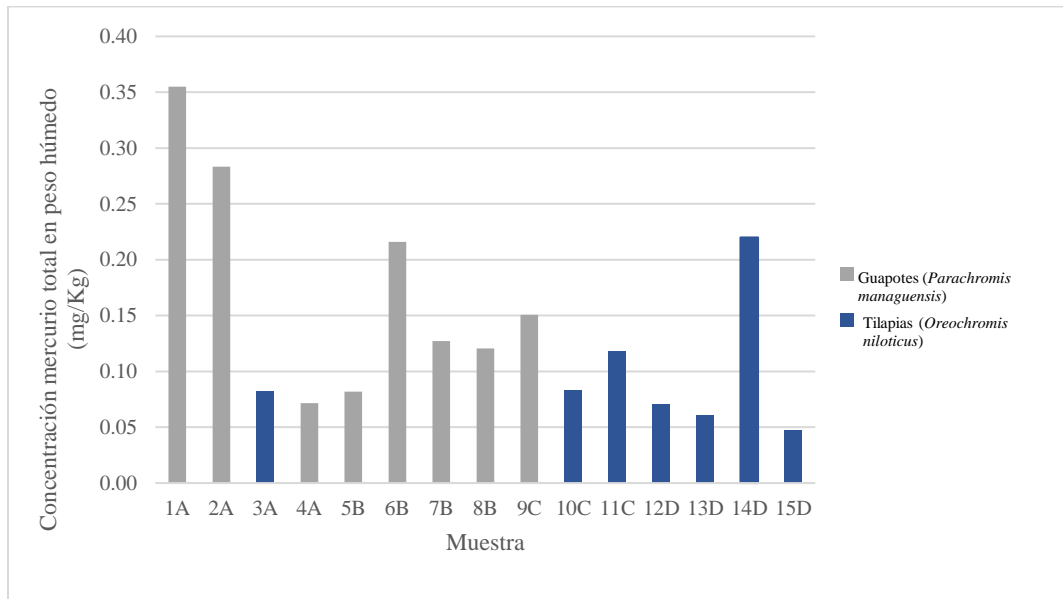
Fuente: Datos estadísticos obtenidos por medio de Excel 2013

Tabla No.19. Estadísticas descriptivas de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Oreochromis niloticus*

Concentración de mercurio total en tilapias (ppm)	
Media	0.10
Error estándar	0.02
Mediana	0.08
Desviación estándar	0.06
Varianza muestral	0.003
Curtosis	4.02
Asimetría	1.94
Rango	0.17
Mínimo	0.05
Máximo	0.22
Suma	0.68
Muestras	7

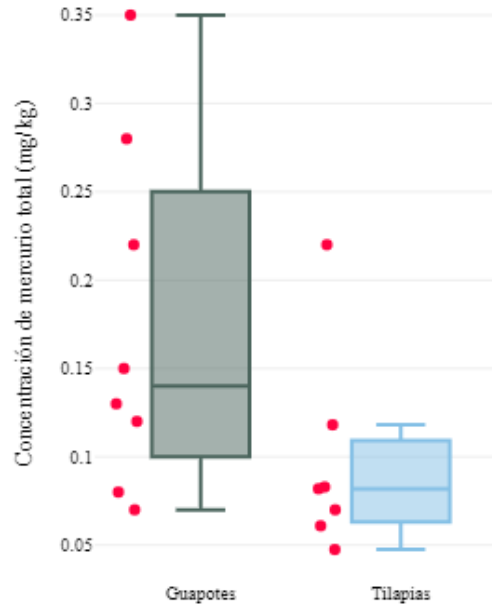
Fuente: Datos estadísticos obtenidos por medio de Excel 2013

Gráfico No.2. Concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



Fuente: Gráfico de datos experimentales generado por Excel 2013

Gráfico No.3. Diagramas de caja de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



Fuente: Gráfico de datos experimentales de Tabla No.11

VII. DISCUSIÓN

La alta concentración de mercurio en peces afecta la cadena trófica por medio de la biomagnificación. El mercurio es un metal que al ser ingerido por los peces puede llegar a ocasionar efectos graves neurológicos y teratogénicos en los humanos. En distintas partes del mundo, se han reportado varios casos de intoxicaciones de mercurio debido a un alto consumo de peces (Kristian, et al., 2014). En Guatemala, el Lago de Amatitlán forma parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación, por lo que las especies suelen estar contaminadas con metales pesados (Pape & Ixcot, 2007). A raíz de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar sus riesgos. El Convenio de Minamata referente al mercurio (EEA, 2018). Sin embargo, en Guatemala aún no se ha ratificado dicho convenio.

El presente estudio tiene como objetivo principal la determinación y cuantificación de mercurio total en tejido muscular de *Parachromis managuensis* (pez guapote tigre) y *Oreochromis niloticus* (pez tilapia del Nilo) provenientes del Lago de Amatitlán. Además, se efectuó una evaluación del estado de salud de los peces por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI).

Se recolectaron ocho peces de la especie *Parachromis managuensis* y siete peces de la especie *Oreochromis niloticus*, en cuatro puntos de muestreo del Lago de Amatitlán sugeridos por la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca de Lago de Amatitlán (AMSA), con base en análisis previos de contaminantes. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay y (D) Playa Pública. La colecta se llevó a cabo por medio de una gira de campo con colecta pasiva y el tipo de arte de pesca trasmallo.

Al llevar a cabo el análisis por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío, se determinó una concentración promedio de mercurio total en peso húmedo de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg con una desviación estándar de 0.10 mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg con una desviación estándar de 0.06 mg/kg en *Oreochromis*

niloticus, ver Tabla No. 12. Sin embargo, se obtuvo un máximo de $0.35 \pm 3.6E-04$ mg/kg y $0.22 \pm 2.2E-04$ mg/kg respectivamente para cada especie, ver Gráfico No. 3.

Los resultados se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea, Reglamento de la Comisión de la Unión Europea 2023/915 para el mercurio total. El cual es de 0.5 mg/kg de mercurio total en peso húmedo para ambas especies (Unión Europea, 2023). No obstante, dichos resultados se encuentran cercanos al límite y los resultados en peso seco son concentraciones mayores. En peso seco se obtuvo una concentración máxima de $1.57 \pm 1.6E-03$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $1.01 \pm 1.0E-03$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*.

Las concentraciones en peso húmedo de ambas especies se evaluaron por medio de la Prueba T de una Muestra. En ambos casos el t estadístico fue menor al $t_{0,5}$, como se puede observar en la Tabla No.17. *Parachromis managuensis* presentó un t estadístico de -9.101, mientras que el $t_{0,5} = 1.895$. Por otra parte, *Oreochromis niloticus* presentó un t estadístico de -18.241, mientras que el $t_{0,5} = 1.943$. Esto indica que las hipótesis nulas planteadas no se rechazan, por lo tanto, no hay suficiente evidencia para probar que la media poblacional de ambas especies es mayor al límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg) (Anderson, Sweeney, & Williams, 2011).

Aunque las concentraciones reportadas en peso húmedo se encuentren por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea, es importante recalcar que la FDA no recomienda una ingesta mayor a 0.46 mg/kg de mercurio a la semana para evitar problemas de salud por intoxicación de mercurio debido a una exposición crónica de este contaminante (FDA, 2022). Además, el mercurio posee la capacidad de biomagnificarse al aumentar de eslabón de la cadena trófica, siendo así de alto peligro para los seres humanos, especialmente para las mujeres embarazadas y los fetos. Entre los síntomas de intoxicación con este contaminante se encuentra: ceguera, parálisis cerebral, sordera, problemas de crecimiento, microcefalia, deterioro de función mental, pulmonar y renal, entre otros (NIH, 2023).

Durante el análisis se efectuó una curva de calibración con un coeficiente de determinación de 0.9963, ver Gráfico No.1. Lo que confirma una estrecha relación lineal

entre las variables y permitió utilizar la ecuación obtenida para calcular la concentración de mercurio total presente en el tejido muscular de los peces (Anderson, Sweeney, & Williams, 2011). Cabe mencionar que el límite de detección con el que se trabajó fue de 0.004566 µg/L y el límite de cuantificación fue de 0.01384µg/L, *ver Tabla No.16*, lo que permitió que las concentraciones de mercurio total en los tejidos se pudieran cuantificar dado a que todas fueron mayores a ambos límites (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

Por medio del método utilizado, el cual incluye la digestión por microondas y el análisis por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío, se obtuvo una recuperación de mercurio del 91% lo cual es aceptable, ya que una recuperación con este método, menor a 70% se considera inaceptable y las recuperaciones mayores al 100% pueden indicar presencia de interferencias (UNEP, 2020).

Los resultados de la investigación se compararon con estudios previos de este tipo. En el estudio elaborado por Rouanet (2007), se cuantificaron concentraciones de metilmercurio en tejido muscular de *Parachromis managuensis* (guapote tigre) del Lago de Amatitlán, se reportó una concentración promedio de mercurio total de 0.16 mg/kg y una concentración máxima de 0.25 ± 0.11 mg/kg. En cuanto al estudio efectuado por Ramos (1976), se reportó una concentración promedio de mercurio total en *Parachromis managuensis* del Lago de Amatitlán de 0.13 ± 0.07 mg/kg y una concentración máxima de 0.17 mg/kg.

Mientras que en el presente estudio se reporta una concentración de mercurio total en tejido muscular de este pez de $0.20 \pm 1.79E-04$ mg/kg y una concentración máxima de $0.35 \pm 3.6E-04$ mg/kg. Por lo que, se observa un aumento de la concentración de mercurio total en este estudio. No obstante, aunque la diferencia es poca es importante continuar llevando a cabo estudios de este tipo, ya que la contaminación del lago aumenta con el paso del tiempo.

Por otra parte, en el estudio elaborado por Gonzáles (2010), se investigaron los niveles de mercurio total y plomo de *Oreochromis Niloticus* (tilapia del Nilo), por medio de un análisis estadístico de la base de datos de la investigación del proyecto Fodecyt No. 117-2006. En dicho estudio se reportaron niveles no detectables de mercurio en *Oreochromis*

Niloticus del Lago de Amatitlán. Sin embargo, en el presente estudio se obtuvo un promedio de mercurio total en el tejido muscular de $0.10 \pm 9.9E-05$ mg/kg y una concentración máxima de $0.22 \pm 2.2E-04$ mg/kg. Por lo que, al igual que en el caso de *Parachromis managuensis*, se observa un aumento de la concentración de mercurio total en este estudio.

El estado de salud de los pescados se evaluó por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI). Para ello, se otorga una puntuación a cada órgano del pescado analizado, según la escala de valores del método, basado en el grado de severidad o daño sufrido por un órgano o tejido debido a factores estresantes ambientales (Adams, Brown, & Goede, 1993). Se lleva a cabo una sumatoria con los valores asignados a cada órgano evaluado y se obtiene el HAI de dicho pez. Mientras mayor sea el número HAI, peor es el perfil de salud del pescado (Watson, Crafford, & Avenant, 2012).

En *Tabla No.8*, se observan los valores HAI de los 15 peces. Como se puede observar el HAI máximo fue de 230 para ambas especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*. Cabe mencionar que el hígado fue el órgano que presentó un mal estado en la mayoría de los pescados, *ver Tabla No. 9*. Esto puede deberse a que el hígado es el encargado de metabolizar lo que ingiere el pez, sin embargo, también se vieron afectados con frecuencia otros órganos como: riñón, branquias, ojos, intestino, entre otros.

Se obtuvo un HAI promedio de 175 y un coeficiente de variación de 20.9% en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 con coeficiente de variación de 54.0% en *Oreochromis niloticus*. Cuanto mayor sea el cálculo de HAI para una población evaluada, peor es el perfil de salud de los peces en ese sistema acuático (Watson, Crafford, & Avenant, 2012). Esto es preocupante, ya que ambas especies presentan un mal estado de salud según los resultados HAI.

El consumo de peces con mala salud puede tener graves consecuencias para la salud humana. Los peces que están enfermos pueden albergar una variedad de enfermedades, parásitos y toxinas que representan un riesgo para quienes los consumen. Además, estos peces suelen tener un menor valor nutricional, ya que su salud precaria puede afectar la

calidad de su carne y reducir la cantidad de ácidos grasos omega-3 beneficiosos (Watson, Crafford, & Avenant, 2012).

Las dos especies presentaron resultados negativos en su estado de salud, esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio (Watson, Crafford, & Avenant, 2012). Adicionalmente, en la presente investigación se evaluaron parámetros fisicoquímicos de la calidad de agua de tres puntos de muestreo: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay.

El pH del agua fue uno de los principales parámetros evaluados. La escala de pH proporciona un método para expresar la intensidad de la alcalinidad y acidez de un cuerpo de agua. Muchos equilibrios en el agua dependen del pH. La movilización, la especiación y la toxicidad de los metales se ven afectadas por este. El pH también afecta la disociación de ácidos y bases débiles y, por lo tanto, la toxicidad de muchos compuestos. En condiciones alcalinas (valor de pH 9.5 o superior) la toxicidad por amoníaco aumenta debido a la inhibición de la excreción branquial. Los valores altos de pH de 9 o más también causan elevaciones en la glucosa plasmática y disminución de cortisol, lo que resulta en una respuesta de estrés significativa en los peces (Crafford, 2000). En los puntos de muestreo (B) El Zapote y (C) Pampumay, se evaluaron niveles de pH mayores a 9.5, *ver Anexo B*.

Por otro lado, la temperatura se define como la condición de un cuerpo de agua que determina la transferencia de calor hacia o desde otros cuerpos. La temperatura afecta las tasas de reacciones químicas y, por lo tanto, también las tasas metabólicas de los organismos. Las temperaturas más altas pueden conducir a mortalidades masivas debido a mal funcionamiento metabólico. En los puntos de muestreo evaluados las temperaturas se encontraban cercana al límite recomendado para las especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*, ya que estos tienen un rango óptimo de temperatura acuática de 23-28°C y 28-32°C respectivamente (Crafford, 2000).

Por último, entre otros parámetros evaluados se consideró la conductividad, oxígeno y la salinidad. La conductividad eléctrica es una medida de la habilidad del agua para conducir una corriente eléctrica. Esta habilidad es el resultado de la presencia de iones

en agua (ej: carbonato, nitrato, cloruro) (Crafford, 2000), se observó un rango de 616-644 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en los tres puntos de muestreo evaluados. En el caso del oxígeno, las concentraciones bajas pueden indicar la inadecuación de un ecosistema acuático (Crafford, 2000), se observó un rango de 5.49 mg/L-18.11 mg/L en los tres puntos de muestreo evaluados. Cabe mencionar que el efecto de algunos químicos tóxicos es magnificado por concentraciones bajas de oxígeno. La salinidad es el resultado de una serie de fuentes puntuales y difusas de entrada de sal (Crafford, 2000), se obtuvo un porcentaje de salinidad de 0.28% en los tres puntos de muestreo evaluados.

Por medio del estudio efectuado, se considera importante que la población ingiera este tipo de alimento con precaución para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el organismo y ocasionar una toxicidad crónica. Además, se recomienda evitar y/o disminuir la ingesta de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán por las condiciones negativas de su estado de salud. De igual forma, se recomienda tomar las medidas necesarias para prevenir que la contaminación del lago siga aumentando y perjudique a las especies que lo habitan. El Convenio de Minamata referente al mercurio de ser ratificado en Guatemala, sería una solución para regular y evitar los efectos negativos del mercurio en la población y en el ecosistema.

VIII. CONCLUSIONES

1. Las concentraciones promedio de mercurio total en peso húmedo fueron de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*. No obstante, los resultados en peso seco presentaron una concentración máxima de $1.57 \pm 1.6E-03$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $1.01 \pm 1.0E-03$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*.
2. Las concentraciones promedio en peso húmedo se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg). Sin embargo, la FDA no recomienda el consumo de alimentos que contengan una concentración de mercurio mayor que 0.46 mg/kg a la semana para evitar problemas de salud.
3. Se observó un aumento de la concentración de mercurio total en el tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* en esta investigación al compararlo con estudios de este tipo de años anteriores, desarrollados por Rouanet (2007) y Gonzáles (2010).
4. Se obtuvo un Índice de Evaluación de la Salud (HAI) promedio de 175 en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 en *Oreochromis niloticus*, lo que indica un mal estado de salud en los pescados evaluados.
5. Las dos especies presentaron resultados negativos en su estado de salud, esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio.
6. Se preparó un informe técnico de los resultados de esta investigación para ser enviada por medio oficial a través de la dirección de Química Farmacéutica para los Ministerios de Salud Pública y Asistencia Social, Ambiente y Recursos Naturales y Agricultura, Ganadería y Alimentación

IX. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda que la población evite o disminuya la ingesta de este tipo de alimento para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el organismo y ocasionar una toxicidad crónica. La FDA recomienda que los adultos que consumen pescado contaminado con concentraciones de mercurio entre 0.15 mg/kg a 0.46 mg/kg no deben consumir más de 4 onzas (113 g) de pescado a la semana.
2. Elaboración de investigaciones similares para el análisis de otros metales pesados como plomo y cadmio y de otras especies del Lago de Amatitlán como *Amatitlania nigrofasciata* y *Poeciliopsis gracilis*.
3. Cuantificación de mercurio en peces de otros cuerpos de agua de Guatemala, como el Lago de Atitlán.
4. Evaluación de más parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua para verificar la relación de estos con la salud de las especies de peces del Lago de Amatitlán.
5. Elaboración de un estudio con muestras biológicas como cabello, de los habitantes que habitan cerca del Lago de Amatitlán y que consuman pescados frecuentemente, con el fin de cuantificar los niveles de mercurio en su organismo.
6. Se recomienda tomar las medidas necesarias para prevenir que la contaminación del lago siga aumentando y perjudique a las especies que lo habitan.

X. BIBLIOGRAFÍA

1. Adams, S., Brown, A., & Goede, R. (1993). A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field. *Transactions of the American Transactions of the American*, 122:63-73.
2. Agilent. (2022). *Atomic Absorption Spectroscopy*. Obtenido de Agilent : <https://www.agilent.com/>
3. AMSA. (2010). Proyecto para la recuperación y conservación del Lago de Amatitlán. *Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán-AMSA-*.
4. Anderson, D., Sweeney, D., & Williams, T. (2011). *Statistics for Business and Economics*. Ohio: South-Western Cengage Learning.
5. Anderson, R. e. (2014). *Statistics for Business and Economics*. United States: Cengage Learning.
6. ATSDR. (2022). Toxicological Profile for Mercury. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*.
7. Broussard, L., Hammett, C., & Winecker, R. (2002). The Toxicology of Mercury. *Laboratory Medicine*, 8 (33), 614-625.
8. Codex . (2005). Programa conjunto de la FAO/OMS sobre las normas alimentarias . *Codex Alimentarius*.
9. CONABIO. (2014). Ponderación de Invasividad de Especies Exóticas en México (SIEI) *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758. *CONABIO*.
10. CONABIO. (2017). Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México *Parachromis managuensis* (Günther, 1867). *CONABIO*.

11. Crafford, D. (2000). Application of a Fish Health Assessment Index and Associated Parasite Index on *Clarias Gariepinus* (Sharptooth catfish) in the Vaal River System, with Reference to Heavy Metals. *Rand Afrikaans University*, 249.
12. EEA. (2018). Mercury in Europe's environment. *European Environment Agency*, EEA Report No 11/2018.
13. Eto, K. (1997). Review Article: Pathology of Minamata Disease. *Toxicologic Pathology*, 25(6), 614–623.
14. FAO. (2009). *Oreochromis niloticus*. *Cultured aquatic species fact sheets*. Obtenido de FAO.
15. FDA. (11 de octubre de 2022). *Technical Information on Development of FDA/EPA Advice about Eating Fish for Those Who Might Become or Are Pregnant or Breastfeeding and Children Ages 1-11 Years*. Obtenido de FDA: <https://www.fda.gov/food/environmental-contaminants-food/technical-information-development-fdaepa-advice-about-eating-fish-those-who-might-become-or-are>
16. FONACYT. (2008). Informe final metales pesados en músculo de Tilapia *Oreochromis niloticus* para su consumo humano en el Lago de Amatitlán. *FONACYT*, Proyecto FONDECYT No. 117-2006.
17. González, M. (2015). Metilmercurio: Recomendaciones existentes; métodos de análisis e interpretación de resultados; evaluación económica. *Nutrición Hospitalaria*, 31(1):1-15.
18. Gónzalez, P. (2010). Análisis de la contaminación por plomo y mercurio en el músculo de las Tilapias *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán. *USAC*.
19. Guevara, C., Pérez, B., & Huerta, E. (2014). Ficha técnica mojarra pinta *Parachromis managuensis*, proyecto No. GN004 México D. F. *Informe final SNIB-CONABIO*.

20. Guevara, E., Pérez, B., & Huerta, E. (2014). Ficha técnica tilapia *Oreochromis niloticus*, proyecto No. GN004 . *Informe final SNIB-CONABIO*.
21. INE. (2023). *Acerca del INE*. Obtenido de INE: <https://www.ine.gob.gt/>
22. Kristian, K., Friedbauer, S., Kabashi, D., Ferencz, K., Barajas, J., & O'Brien, K. (2014). A Simplified Digestion Protocol for the Analysis of Hg in Fish by Cold Vapor Atomic Absorption Spectroscopy. *Journal of Chemical Education*, 92(4), 698-702.
23. LAT. (2022). *Basic Principles of Microwave Digestion*. Obtenido de Lambda Advanced Technology: <https://www.lambda-at.com/>
24. MAGA. (2023). *Dirección de Pesca y Acuicultura*. Obtenido de MAGA: <https://visar.maga.gob.gt/?p=18496>
25. MARN. (2018). Evaluación Inicial de Minamata . *República de Guatemala Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales*.
26. Mohammed, E., Mohammed, T., & Mohammed, A. (2018). Optimization of instrument conditions for the analysis for mercury, arsenic, antimony and selenium by atomic absorption spectroscopy. *MethodsX*, 5:824-833.
27. Moraes, É. (2014). *Microwave-Assisted Sample Preparation for Trace Element Determination*. Amsterdam: Elsevier.
28. National Center for Biotechnology Information . (2022). *PubChem Compound Summary for CID 23931, Mercury*. Obtenido de NCBI: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Mercury>
29. National Center for Biotechnology Information. (2022). *PubChem Element Summary for AtomicNumber 80, Mercury*. Obtenido de NCBI: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Mercury>
30. National Research Council US. (2000). *Toxicological Effects of Methylmercury*. Washington (DC): National Academies Press (US).

31. NIH. (2023). *Intoxicación con metilmercurio*. Obtenido de MedlinePlus: <https://medlineplus.gov/spanish/ency/article/007763.htm>
32. Ninomiya, T., Ohmori, H., Hashimoto, K., Tsuruta, K., & Ekino, S. (1995). Expansion of Methylmercury Poisoning Outside of Minamata: An Epidemiological Study on Chronic Methylmercury Poisoning outside of Minamata. *Environmental Research*, 70(1), 47–50.
33. Oliva, B., Muñoz, M., García, D., Rosales, M., & Santos, F. (2021). Determinación de microplásticos y tierras raras en agua y peces del lago de Amatitlán. *Dirección General de Investigación Universidad de San Carlos de Guatemala*.
34. OSPESCA. (11 de mayo de 2017). *Lago de Amatitlán*. Obtenido de Clima Pesca: <https://climapesca.org/2017/05/lago-de-amatitlan/#>
35. OSPESCA. (6 de septiembre de 2018). *Parachromis managuensis*. Obtenido de OSPESCA: <https://climapesca.org/2018/09/parachromis-managuensis/>
36. Pape, E., & Ixcot, L. (2007). Guatemala: valoración económica del lago de Amatitlán. *FLACSO Guatemala*.
37. Ramos, A. (1976). Determinación de Mercurio en Pescado de Guatemala. *Universidad de San Carlos de Guatemala*.
38. Rodríguez, H. (19 de diciembre de 2022). El lago moribundo. *National Geographic España*.
39. Rouanet, A. (2007). Determinación y cuantificación de mercurio en tejido muscular de *Cichlasoma managuense* (Pez tigre o guapote) del Lago de Amatitlán por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío. *Universidad del Valle de Guatemala*.
40. Selin, N. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34 (1), 43-63.
41. Skoog, D., Holler, F., & Crouch, S. (2008). *Principios de análisis instrumental*. México: Cengage Learning, Inc.

42. UNEP. (1984). Sampling of selected marine organisms and sample preparation for trace metal analysis. *United Nations*.
43. UNEP. (2015). United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan. *United Nations*.
44. UNEP. (2020). United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan. *United Nations* .
45. Unión Europea. (2023). Comisión pública Reglamento (UE) 2023/915 relativo a los límites máximos de contaminantes en los alimentos. *Unión Europea*, 55.
46. Vargas, E. (8 de junio de 2022). *En imágenes: El lago de Amatitlán cada año recibe miles de toneladas de basura y pronto podría convertirse en pantano*. Obtenido de Prensa Libre: <https://www.prensalibre.com/guatemala/comunitario/en-imagenes-el-lago-de-amatitlan-cada-ano-recibe-miles-de-toneladas-de-basura-y-pronto-podria-convertirse-en-pantano/>
47. Watson, R., Crafford, D., & Avenant, A. (2012). Evaluation of the fish health assessment index in the Olifants River system, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 37(3), 235–251.
48. Yáñez, G., Estévez, D., Navarrete, H., K, F., & Vélez, P. (2020). Optimization of a Digestion Method to Determine Total Mercury in Fish Tissue by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrophotometry. *MDPI*, 3 (45), 1-12.
49. Young, J. (2005). Mercury. *Journal of Chemical Education* , 82 (2), 203.

XI. ANEXOS

A. Glosario

1. **AMSA:** Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán (AMSA, 2010).
2. **Convenio de Minamata:** convenio que representa una solución global para abordar los riesgos del mercurio en la población. El objetivo del Convenio es proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio (EEA, 2018).
3. **DITEPESCA:** Dirección de Pesca y Acuicultura (MAGA, 2023).
4. **FONACYT:** Fondo Nacional de la Ciencia y Tecnología (FONACYT, 2008).
5. **HAI:** Índice de Evaluación de la Salud del pez. El HAI, por sus siglas en inglés, es un índice cuantitativo que permite realizar comparaciones estadísticas de la salud de los peces entre conjuntos de datos. A las variables de índice se les asignan valores numéricos basados en el grado de severidad o daño sufrido por un órgano o tejido debido a factores estresantes ambientales (Adams, Brown, & Goede, 1993).
6. **INE:** Instituto Nacional de Estadística (INE, 2023).
7. **Mercurio:** elemento natural que se encuentra en la corteza terrestre. Es el único metal en estado líquido a temperatura ambiente. Es un veneno muy fuerte y se absorbe fácilmente a través del tracto digestivo o a través de la piel provocando efectos neurológicos, teratogénicos y de otro orden (Young, 2005).
8. **Metilmercurio:** forma orgánica de mercurio más común en la naturaleza, es altamente tóxica y dañina. Se encuentra principalmente en aguas continentales y en ambiente marino, cuando el mercurio entra en contacto con agua se convierte en metilmercurio por acción bacteriana (EEA, 2018).
9. **OPESCA:** Organización del Sector Pesquero y Acuícola del Istmo Centroamericano (OSPESCA, 2017).

B. Parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua de los puntos de muestreo

Tabla No.20. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Bahía Playa de Oro”

Punto de colecta		Bahía Playa de Oro		
Coordenadas		N 14°29'18”	O 90°34'18”	
Tipo de arte de pesca:	Colecta:	Tiempo total de colecta:		
Trasmallo	Pasiva	1 hora		
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	8.49	pH	8.68
	Temperatura (°C)	27.4	Temperatura (°C)	28.9
	Conductividad (µs/cm)	616	Conductividad (µs/cm)	634
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	308	TDS (mg/L)	317
	O ₂ (mg/L)	5.49	O ₂ (mg/L)	7.68
	O ₂ (%)	79.7	O ₂ (%)	114.2
	Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	28	Sensación térmica (°C)
Probabilidad de lluvia (%)		96	Probabilidad de lluvia (%)	96
Humedad (%)		61	Humedad (%)	67
Viento (%)		8.1	Viento (%)	10.5
Precipitación		0	Precipitación	0
Índice UV		5	Índice UV	11

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.21. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “El Zapote”

Punto de colecta		El Zapote		
Coordenadas		N 14°26'48"	O 90°32'58"	
Tipo de arte de pesca:		Colecta:	Tiempo total de colecta:	
Trasmallo		Pasiva	1 hora	
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	9.70	pH	9.70
	Temperatura (°C)	28.8	Temperatura (°C)	30.1
	Conductividad (µs/cm)	628	Conductividad (µs/cm)	644
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	314	TDS (mg/L)	322
	O ₂ (mg/L)	16.46	O ₂ (mg/L)	14.62
	O ₂ (%)	247.4	O ₂ (%)	222.8
	Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	27	Sensación térmica (°C)
Probabilidad de lluvia (%)		96	Probabilidad de lluvia (%)	96
Humedad (%)		78	Humedad (%)	65
Viento (%)		73	Viento (%)	53.4
Precipitación		0	Precipitación	0
Índice UV		8	Índice UV	10

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.22. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Pampumay”

Punto de colecta		Pampumay		
Coordenadas		N 14°26'47”	O 90°31'42”	
Tipo de arte de pesca:	Colecta:	Tiempo total de colecta:		
Trasmallo	Pasiva	1 hora		
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	9.72	pH	9.58
	Temperatura (°C)	29.2	Temperatura (°C)	29.8
	Conductividad (µs/cm)	638	Conductividad (µs/cm)	640
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	319	TDS (mg/L)	320
	O ₂ (mg/L)	16.90	O ₂ (mg/L)	18.11
	O ₂ (%)	256.5	O ₂ (%)	274.2
	Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	25	Sensación térmica (°C)
Probabilidad de lluvia (%)		96	Probabilidad de lluvia (%)	96
Humedad (%)		73	Humedad (%)	83
Viento (%)		53.4	Viento (%)	39.7
Precipitación		0	Precipitación	0
Índice UV		9	Índice UV	3

Fuente: Datos experimentales obtenidos

C. Descripción de las variables del índice de evaluación de la salud (HAI)

Tabla No.23. Descripción de las variables utilizadas en el Índice de Evaluación de la Salud (HAI) (modificado de Goede y Barton 1990)

Variable	Condición de variable	Valor HAI
Timo	Sin hemorragia	0
	Hemorragia leve	10
	Hemorragia moderada	20
	Hemorragia severa	30
Aletas	Sin erosión activa	0
	Erosión activa ligera	10
	Erosión activa moderada con alguna hemorragia	20
	Erosión activa severa con hemorragia	30
Bazo	Normal; negro, rojo muy oscuro o rojo	0
	Normal; apariencia granular y áspera del bazo	0
	Nodular; que contienen fístulas o nódulos de diferentes tamaños	30
	Engrandecido; notablemente agrandado	30
	Otro; aberraciones gruesas que no muerden por encima de las categorías	30
Intestino	Normal; sin inflamación ni enrojecimiento	0
	Ligera inflamación o enrojecimiento	10
	Inflamación moderada o enrojecimiento	20
	Inflamación severa o enrojecimiento	30
Riñón	Normal; color rojo oscuro firme, acostado relativamente plano a lo largo	0
	Hinchado; agrandado o hinchado total o parcialmente	30
	Abigarrado; decoloración gris	30
	Granular; apariencia y textura granular	30
	Urolitiasis o nefrocalcinosis: material mineral de color blanco o crema en los túbulos renales	30
	Otro; cualquier aberración que no se ajuste a las categorías anteriores	30
Piel	Normal; sin aberraciones	0
	Aberraciones leves de la piel	10
	Aberraciones cutáneas moderadas	20
	Aberraciones severas de la piel	30
Hígado	Normal; color rojo sólido o rojo claro	0
	Hígado graso; color café con crema"	30
	Nódulos en el hígado; quistes o nódulos	30
	Decoloración focal; distintos cambios de color localizados	30

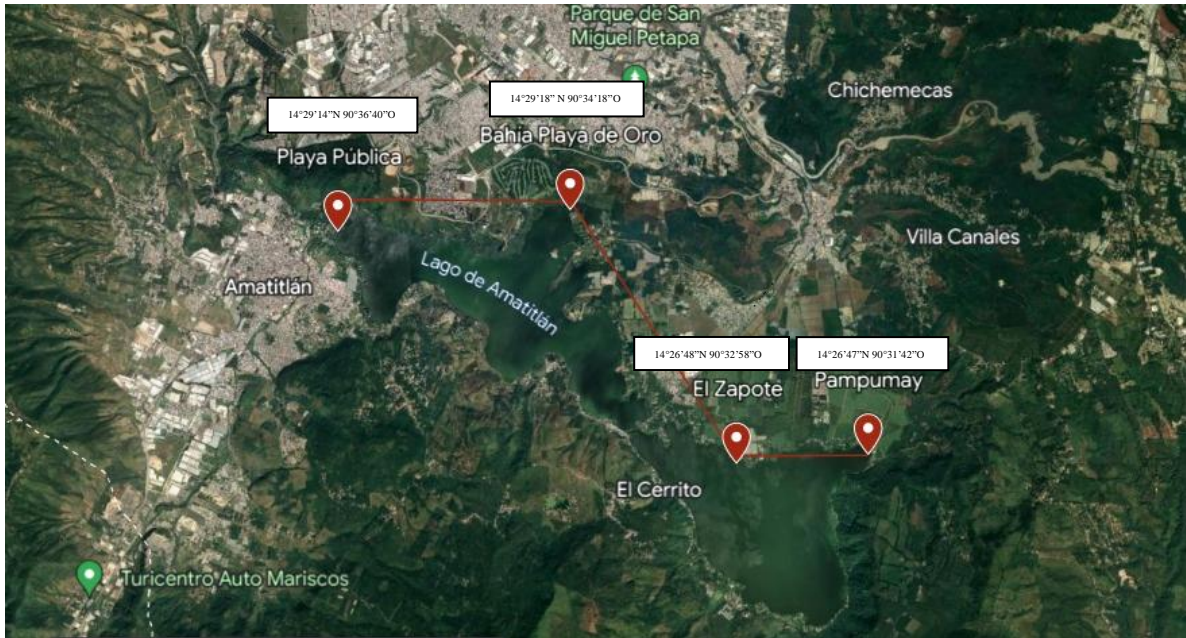
Variable	Condición de variable	Valor HAI
Hígado	Decoloración general; cambio de color en todo el hígado	30
	Otro; desviación en el hígado que no se ajusta a otras categorías	30
Ojos	Sin aberraciones; buen ojo "claro"	0
	Generalmente, un ojo opaco (uno o ambos)	30
	Ojo hinchado y protuberante (uno o ambos)	30
	Hemorragia o sangrado en el ojo (uno o ambos)	30
	Falta uno o ambos ojos	30
	Otros, cualquier manifestación que no se ajuste a lo anterior	30
Branquias	Normal; sin aberraciones aparentes	0
	Raído; erosión de las puntas de las láminas branquiales que dan como resultado branquias "irregulares"	30
	Golpeado; hinchazón de las puntas de las láminas branquiales	30
	Marginar; branquias con margen claro y descolorido a lo largo de las puntas de la laminilla	30
	Pálido; color muy claro	30
	Otro; cualquier observación que no encaje arriba	30
Corazón	Rojo normal	0
	Nóduloso decoloración	10
	Agrandamiento de corazón según tamaño	20
	Necrosis en corazón	30
Estómago	Normal; sin inflamación ni enrojecimiento	0
	Ligera inflamación o enrojecimiento	10
	Inflamación moderada o enrojecimiento	20
	Inflamación severa o enrojecimiento	30
Parásitos	No se observan parásitos	0
	Pocos parásitos observados	10
	Infestación moderada de parásitos	20
	Numerosos parásitos	30

*Se asignan valores a cada una de estas variables de acuerdo con el tipo y severidad de la anomalía observada.

Fuente: Adams, Brown & Goede (1993)

D. Ubicaciones

Figura No.9. Vista satelital de los puntos de muestreo en el Lago de Amatitlán



Fuente: Google Maps (2023)

Figura No.10. Ubicación del Lago de Amatitlán en Guatemala



Fuente: OSPESCA (2017)

E. Informe técnico

INFORME TÉCNICO



Determinación de mercurio total en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán por espectroscopía de absorción atómica con vapor frío

Astrid Celeste Gaitán Camo

Departamento de Química Farmacéutica, Facultad de Ciencias y Humanidades, Universidad del Valle de Guatemala, Guatemala

20 de agosto 2023

RESUMEN

El objetivo principal de la investigación es evaluar los niveles de mercurio total en los tejidos musculares de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán mediante espectroscopía de absorción atómica por vapor frío. Actualmente, aún no se ha ratificado el Convenio de Minamata en Guatemala, el cual es una solución global para abordar la problemática del mercurio.

Se recolectaron ocho peces de la especie *Parachromis managuensis* y siete peces de la especie *Oreochromis niloticus* en cuatro puntos de muestreo del Lago de Amatitlán, estas especies son las más consumidas del lago. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay y (D) Playa Pública. La colecta se efectuó por medio de una gira de campo con colecta pasiva y el tipo de arte de pesca trasmallo. El análisis se llevó a cabo mediante un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 900 con accesorio de generación de vapor frío.

Las concentraciones promedio de mercurio total en peso húmedo obtenidas son de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*. Estas se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg). Sin embargo, la FDA no recomienda el consumo de alimentos que contengan una concentración de mercurio mayor que 0.46 mg/kg a la semana para evitar problemas de salud.

Adicionalmente, se analizó la salud de los pescados por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI). Se obtuvo un HAI promedio de 175 en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 en *Oreochromis niloticus*, lo que indica un mal estado de salud en los pescados evaluados. Esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio. Además, se evaluaron parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua de tres puntos de muestreo.

Se recomienda que la población evite o disminuya la ingesta de este tipo de alimento para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el organismo y ocasionar una toxicidad crónica. A las autoridades se recomienda continuar con estudios de monitoreo de mercurio y otros metales en pescados del Lago de Amatitlán y de otras fuentes de agua.

INTRODUCCIÓN

Los niveles altos de mercurio en el ambiente poseen efectos adversos en el desarrollo de los peces y otros animales. Una mínima cantidad de contaminación por mercurio en plantas y peces conduce a una toxicidad afectando a las especies de los niveles más altos de la cadena trófica por medio de la biomagnificación (Kristian, et al., 2014).

El mercurio es una sustancia que causa efectos teratógenos y neurológicos importantes y de otro orden, siendo particularmente graves para los humanos. El metilmercurio es la forma orgánica de mercurio más común en la naturaleza, es altamente tóxica y la más dañina. Se encuentra principalmente en aguas continentales y en el medio ambiente marino, cuando el mercurio entra en contacto con agua se convierte en metilmercurio por acción bacteriana. El contenido máximo seguro de mercurio es de 0.5 mg/kg para la mayoría de las especies de pescado y 1.0 mg/kg para especies de pescado depredadoras (EEA, 2018).

A causa de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar sus riesgos. El Convenio de Minamata referente al mercurio ha sido acordado como una solución global a este problema, debido a que pretende proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio (EEA, 2018). Sin embargo, en Guatemala aún no se ha ratificado el convenio.

En Guatemala, el Lago de Amatitlán es parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación. Dicho lago es una importante fuente económica, según el Instituto Nacional de Estadística (INE) el 25% de la industria nacional se sitúa en esta área. Algunos de sus principales usos, incluyen: fuente de agua potable, pesca artesanal, enfriamiento de procesos termoeléctricos y sumidero de desechos. No obstante, una gran cantidad de industrias efectúan descargas con alto potencial contaminante químico hacia fuentes del lago (Pape & Ixcot, 2007).

Debido a este problema grave de contaminación, la vida acuática se encuentra en un acelerado proceso de extinción. Varias de las especies nativas han desaparecido totalmente con el paso del tiempo, mientras que las especies existentes representan peligro para el consumo humano debido a la alta cantidad de contaminantes y microorganismos patógenos que poseen (Pape & Ixcot, 2007).

En 1995, en AMSA se efectuaron investigaciones que demostraron que la producción anual de pesca llegaba a las 45 toneladas. En 1985, de acuerdo con un estudio desarrollado por la Dirección Técnica de Pesca y Acuicultura (DITEPESCA), el *Parachromis managuensis* “guapote tigre” constituía el 98% de la pesca del lago. De igual forma, según el Fondo Nacional de la Ciencia y Tecnología (FONACYT), en 2008 anualmente se extraía una cantidad de 59.6 TM de tilapia *Oreochromis niloticus* del lago. Estas dos especies se seleccionaron para el presente estudio.

El propósito de este trabajo de investigación es determinar y cuantificar los niveles totales de mercurio en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán, con el fin de verificar que dichos niveles estén dentro del rango permisible establecido por la Normativa de la Unión Europea.

Determinar y cuantificar dichos niveles de mercurio es fundamental para corroborar si el consumo de estas dos especies representa riesgo para la salud de la población de Guatemala, principalmente para las comunidades que habitan a los alrededores del lago. Además, se pretende llevar a cabo la evaluación actual de este tipo de contaminante, ya que en Guatemala aún no se ha ratificado el Convenio de Minamata referente al mercurio.

OBJETIVOS

Objetivos generales

1. Evaluar los niveles de mercurio total en los tejidos musculares de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán.
2. Evidenciar de manera objetiva los riesgos a los que está expuesta la población al consumir las especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán.

Objetivos específicos

1. Cuantificar la concentración de mercurio total en tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán, a través del método de espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío (CVAAS).
2. Verificar que los niveles de mercurio total obtenidos en el estudio cumplan con los niveles de referencia de mercurio total permitidos en pescado, por la Normativa de la Unión Europea.
3. Comparar las concentraciones de mercurio total obtenidas en el presente estudio con estudios previos desarrollados referentes al tema.
4. Informar de los resultados obtenidos a las autoridades de los Ministerios de Salud Pública y Asistencia Social, Ambiente y Recursos Naturales y Agricultura, Ganadería y Alimentación; para prevenir riesgos en la salud de la población por el consumo de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán.

PROCEDIMIENTO

Preparación de la muestra

- Dejar la cristalería con detergente de utensilios de laboratorio y luego con HNO₃ (10%) durante 2 horas. Seguido de un lavado con agua destilada.
- Enjuagar el pescado con agua destilada, remover la aleta pectoral y cortar la piel del pescado cerca de las aletas dorsales, empezando desde la cabeza hasta la cola con un bisturí, elaborar los cortes necesarios para la evaluación de órganos.
- Analizar cada órgano y tejido del pescado con la metodología Índice de Evaluación de la Salud (HAI).
- Separar la piel del filete con pinzas con cuidado de no contaminar el filete.
- Eliminar toda la grasa posible del tejido muscular.
- Colocar las muestras de tejido muscular a secar en un horno de laboratorio a 80°C por 24 horas.
- Triturar las muestras secas para homogenizar.

(UNEP, 1984)

Digestión de la muestra por microondas

- Pesar en una balanza analítica 0.5 g de la muestra homogenizada en el recipiente del microondas.
- En una campana de extracción, agregar 10 mL HNO₃ (65%) y cerrar el recipiente.

Tabla No.1. Parámetros para la digestión por microondas

Etapa	Rampa	Tiempo de rampa (min)	Temperatura (°C)
1	5	5:00	75
2	5	10:00	125
3	5	10:00	150
4	5	10:00	175
5	0	10:00	200

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

- Dejar que las muestras se enfríen a temperatura ambiente y liberar la presión con cuidado abriendo la válvula y luego el reactor.
- Transferir la muestra a un balón aforado y enjuagar los tubos de teflón con agua desmineralizada 3 veces.
- Diluir hasta la marca (50 ml) con agua ultrapura y agitar.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

Preparación del blanco

Se prepara de manera similar a las muestras, excepto que no se agrega ninguna muestra a los recipientes de digestión (UNEP, 2020).

Preparación de las soluciones estándar

- Solución stock estándar
- Utilizar un estándar comercial de Hg 1000 mg/L.
- Soluciones estándar para curva de calibración
- Preparar solución madre 1000 µg/L.
- Añadir 1 mL de agua desmineralizada en un balón aforado de 5 mL.
- Agregar los reactivos que se utilizaron en la muestra digerida.
- Adicionar la cantidad apropiada de solución stock estándar con micropipeta.
- Adicionar cantidad apropiada de KmnO_4 5%, como agente oxidante.

Tabla No.2. Preparación de las soluciones de la curva de calibración

Concentración de mercurio en solución hija (µg/L)	Volumen de solución madre de mercurio (µL)
2	10
4	20
6	30

Concentración de mercurio en solución hija ($\mu\text{g/L}$)	Volumen de solución madre de mercurio (μL)
8	40
12	60
16	80

- Aforar hasta la marca del balón aforado de 5 mL con agua Milli-Q.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

Análisis por absorción atómica de vapor (CVAAS) con accesorio VGA

- Encender el gas de arrastre, argón.
- Colocar cada uno de los 3 tubos capilares de teflón en las soluciones adecuadas: solución SnCl_2 20% (p/v) en HCl 20% (v/v) (reductor), agua Milli-Q, y solución de enjuague HNO_3 (10%).
- Encender el VGA y apretar lentamente el tornillo de ajuste de presión de la bomba peristáltica. El flujo de aspirado de la muestra debe ser de 6-8 mL/min. El flujo de aspirado del reductante debe ser 0.8-1.2 mL/min.
- Dejar el sistema funcionando durante 10 minutos para limpiar el sistema.
- Efectuar las mediciones.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

Manejo de desechos y residuos con mercurio

- Dejar que la cristalería que estuvo en contacto con mercurio se remoje durante 24 horas en un recipiente de plástico en una solución jabonosa.
- Enjuagar primero con agua del grifo y luego con agua desmineralizada.
- Colocar la cristalería en solución concentrada de HNO_3 al 50% (v/v) durante 2 horas.
- Colocar los residuos generados en el envase de desechos para ácidos.
- Enjuagar con agua desmineralizada (al menos 4 veces).
- Transferir los recipientes a una solución de HCl concentrada al 10 % (v/v) durante 2 horas más a temperatura ambiente.
- Enjuagar con agua desmineralizada (al menos 4 veces).
- Colocar los residuos generados en el envase de desechos para ácidos.
- Dejar que la cristalería se seque en la campana de extracción.

(UNEP, 2020; UNEP, 2015)

RESULTADOS

Tabla No.3. Índice de evaluación de la salud y características fisiológicas de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Muestra	Lugar de muestreo	Nombre común	Sexo	Peso (g)	Longitud total (cm)	Ancho (cm)	HAI
1A	Bahía Playa de Oro	Guapote	M	166.80	18.5	7.2	150
2A	Bahía Playa de Oro	Guapote	F	76.91	15.5	5.0	140
3A	Bahía Playa de Oro	Tilapia	F	70.47	15.5	5.0	190
4A	Bahía Playa de Oro	Guapote	M	23.55	11.2	3.4	170
5B	El Zapote	Guapote	F	79.97	15.6	5.0	200
6B	El Zapote	Guapote	F	88.25	16.7	5.0	230
7B	El Zapote	Guapote	F	74.23	16.2	4.8	150
8B	El Zapote	Guapote	M	85.31	16.0	5.0	220
9C	Pampumay	Guapote	F	98.11	16.6	6.0	140
10C	Pampumay	Tilapia	F	121.21	18.2	6.4	230
11C	Pampumay	Tilapia	F	116.98	17.2	6.4	230
12D	Playa Pública	Tilapia	M	171.64	20.5	7.0	150
13D	Playa Pública	Tilapia	F	74.69	15.7	5.8	60
14D	Playa Pública	Tilapia	F	98.97	16.5	6.2	30
15D	Playa Pública	Tilapia	F	126.33	18.7	6.8	130

*HAI: Índice de evaluación de la salud

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.4. Valores de las variables del Índice de Evaluación de la Salud (HAI) analizadas en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Muestra	Timo	Aleta	Bazo	Intestino	Estómago	Riñón	Piel	Hígado	Ojos	Branquias	Corazón
1A	10	0	30	10	10	0	0	30	30	30	0
2A	0	0	30	10	10	30	0	30	0	30	0
3A	10	0	0	30	30	30	0	30	30	30	0
4A	0	0	30	10	10	30	0	30	30	30	0
5B	10	0	30	10	10	30	0	30	30	30	20
6B	20	0	30	20	20	30	0	30	30	30	20
7B	10	0	0	10	10	30	0	30	30	30	0
8B	10	0	30	20	20	30	0	30	30	30	20
9C	10	0	0	10	10	0	0	30	30	30	20
10C	0	0	30	30	30	30	0	30	30	30	20
11C	10	0	30	30	30	30	0	30	30	30	10
12D	0	0	30	10	10	30	0	30	30	0	10
13D	10	0	0	10	10	0	0	30	0	0	0
14D	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0
15D	10	0	0	30	30	30	0	30	0	0	0

Descripción: El valor se asigna según la condición del órgano (*ver Anexo B*), mientras mayor sea el número, el perfil de salud del pescado es peor. Se considera un valor óptimo cercano a 30 de HAI.

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.5. Índice de Evaluación de la Salud (HAI) promedio en las muestras de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Especie	HAI promedio en muestra	Desviación estándar	Coefficiente de variación
<i>Parachromis managuensis</i>	175	36.6	20.9%
<i>Oreochromis niloticus</i>	146	78.7	54.0%

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.3

Tabla No.6. Concentraciones de mercurio total en las muestras recolectadas de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán

Muestra	Concentración de mercurio total en lectura (µg/L)	Concentración corregida de mercurio en lectura (µg/L)	Concentración de mercurio total en peso seco (mg/kg)	Concentración de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)
1A	16.750	15.975	1.57 ±1.6E-03	0.35 ±3.6E-04
2A	13.470	12.695	1.26 ±1.3E-03	0.28 ±2.9E-04
3A	4.716	3.941	0.38 ±3.9E-04	0.08 ±8.4E-05
4A	4.357	3.582	0.35 ±3.6E-04	0.07 ±7.4E-05
5B	4.579	3.804	0.38 ±3.8E-04	0.08 ±8.3E-05
6B	11.340	10.565	0.99 ±1.0E-03	0.22 ±2.2E-04
7B	6.838	6.063	0.60 ±6.1E-04	0.13 ±1.3E-04
8B	6.748	5.973	0.58 ±5.9E-04	0.12 ±1.2E-04
9C	7.884	7.109	0.71 ±7.2E-04	0.15 ±1.5E-04
10C	4.794	4.019	0.40 ±4.1E-04	0.08 ±8.5E-05
11C	5.986	5.211	0.51 ±5.2E-04	0.12 ±1.2E-04
12D	4.520	3.745	0.36 ±3.7E-04	0.07 ±7.1E-05
13D	3.538	2.763	0.27 ±2.8E-04	0.06 ±6.2E-05
14D	11.030	10.255	1.01 ±1.0E-03	0.22 ±2.2E-04
15D	3.376	2.601	0.26 ±2.6E-04	0.05 ±4.9E-05

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.7. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Especie	Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)	Desviación estándar (mg/kg)	Límite permitido Unión Europea (mg/kg)
<i>Parachromis managuensis</i>	0.20 ±1.79E-04	0.10	0.5
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±9.9E-05	0.06	0.5

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.6

Tabla No.8. Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* por ubicación de pesca

Ubicación	Especie	Concentración promedio de mercurio total en peso húmedo (mg/kg)	Límite permitido Unión Europea (mg/kg)
Bahía Playa de Oro	<i>Parachromis managuensis</i>	0.24 ±2.42E-04	0.5
	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.08 ±8.4E-05	
El Zapote	<i>Parachromis managuensis</i>	0.14 ±1.39E-04	
Pampumay	<i>Parachromis managuensis</i>	0.15 ±1.5E-04	
	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±1.02E-04	
Playa Pública	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.10 ±1.02E-04	

Fuente: Datos experimentales calculados a partir de Tabla No.6

Tabla No.9. Recuperación total de mercurio por el método utilizado para el análisis de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Controles	Concentración de mercurio total en lectura (µg/L)	Recuperación (%)
Control 1 (20µ/L Hg+1A)	34.360	94
Control 2 (8µ/L Hg+ 9C)	20.000	74
Control 3 (4 µ/L Hg +13D)	7.643	99
Promedio		91

Descripción: El método utilizado UNEP (2020) sugiere que una recuperación mayor al 70% es aceptable y esta debe ser menor al 100%, ya que una mayor puede ser causa de interferencias.

Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.10. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*

Estándar de mercurio(µg/L)	Señal media (Abs)	Concentración de mercurio calculada (µg/L)
2	0.0114	2.076
4	0.0238	3.509
6	0.0410	5.506

Estándar de mercurio($\mu\text{g/L}$)	Señal media (Abs)	Concentración de mercurio calculada ($\mu\text{g/L}$)
8	0.0588	7.568
12	0.0996	12.292
16	0.1341	16.295

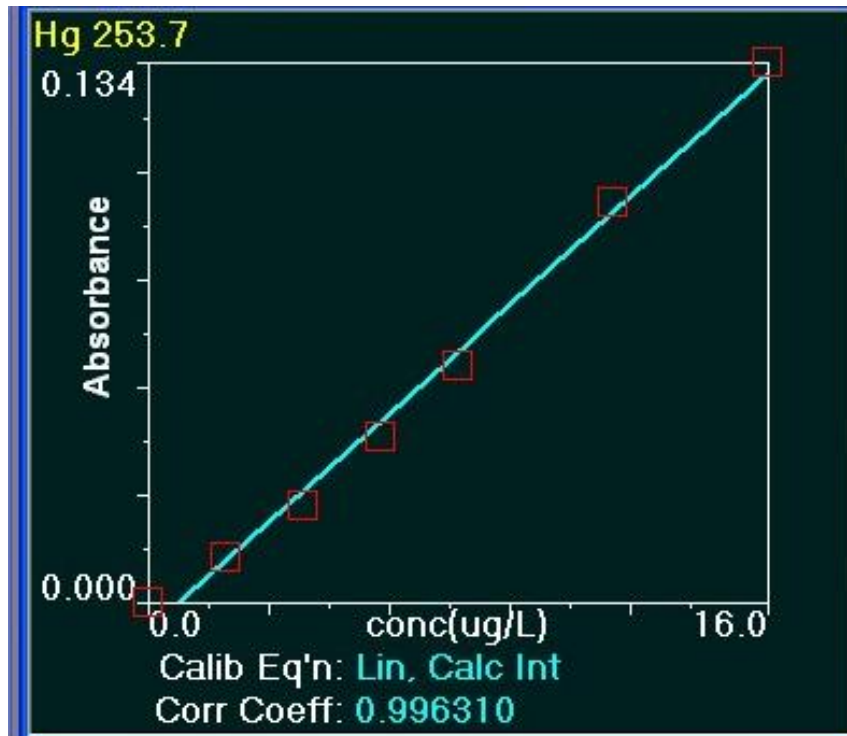
Fuente: Datos experimentales obtenidos y calculados

Tabla No.11. Parámetros analíticos del método y medidas estadísticas de la curva de calibración

Límite de detección ($\mu\text{g/L}$)	Límite de cuantificación ($\mu\text{g/L}$)	Coefficiente de determinación	Ecuación de la recta
0.004566	0.01384	0.9963	$y = 0.00863x - 0.00650$

Fuente: Datos experimentales calculados

Gráfico No.1. Curva de calibración de mercurio para la determinación de mercurio total en *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



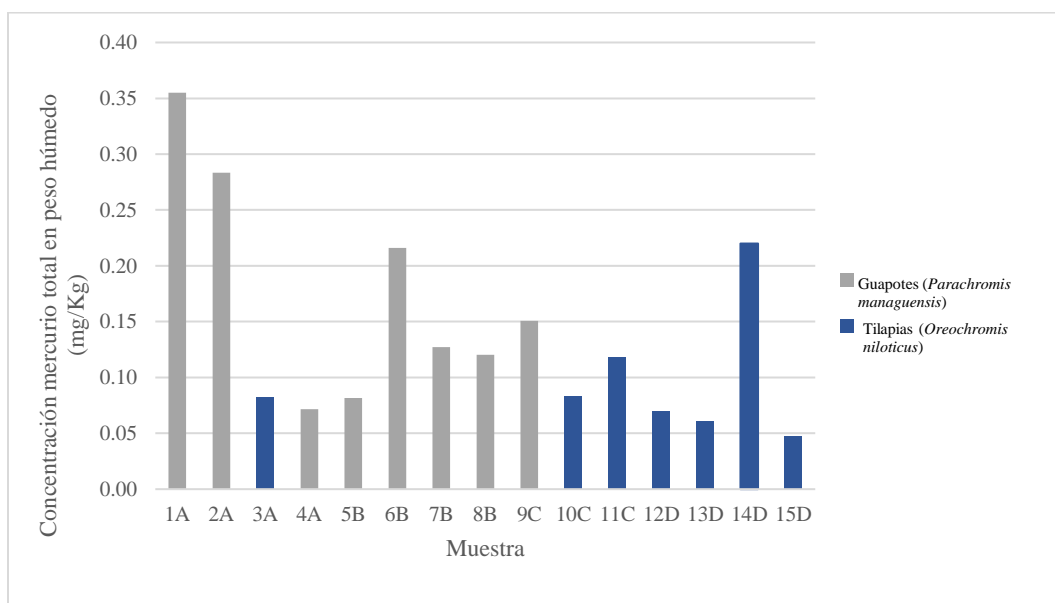
Fuente: Curva de calibración obtenida mediante el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 900 con accesorio de generación de vapor frío

Tabla No.12. Prueba T de una muestra y conclusión de la hipótesis

Especie	t estadístico	t_{0.5}	Hipótesis	Conclusión
<i>Parachromis managuensis</i>	-9.101	1.895	H ₀ : $\mu \leq 0.5$ H _a : $\mu > 0.5$	No se rechaza H ₀
<i>Oreochromis niloticus</i>	-18.241	1.943	H ₀ : $\mu \leq 0.5$ H _a : $\mu > 0.5$	No se rechaza H ₀

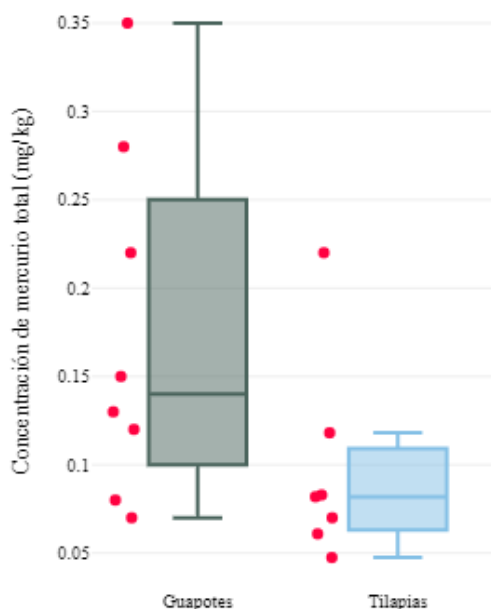
Fuente: Datos experimentales calculados

Gráfico No.2. Concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



Fuente: Gráfico de datos experimentales generado por Excel 2013

Gráfico No.3. Diagramas de caja de la concentración de mercurio total en peso húmedo en las muestras *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*



Fuente: Gráfico de datos experimentales de Tabla No.6

DISCUSIÓN

La alta concentración de mercurio en peces afecta la cadena trófica por medio de la biomagnificación. El mercurio es un metal que al ser ingerido por los peces puede llegar a ocasionar efectos graves neurológicos y teratogénicos en los humanos. En distintas partes del mundo, se han reportado varios casos de intoxicaciones de mercurio debido a un alto consumo de peces (Kristian, et al., 2014). En Guatemala, el Lago de Amatitlán forma parte de un conjunto de cuerpos de agua que se encuentran en proceso acelerado de contaminación, por lo que las especies suelen estar contaminadas con metales pesados (Pape & Ixcot, 2007). A raíz de los efectos adversos generados por la exposición humana al mercurio, se ha requerido de una acción global para abordar sus riesgos. El Convenio de Minamata referente al mercurio (EEA, 2018). Sin embargo, en Guatemala aún no se ha ratificado dicho convenio.

El presente estudio tiene como objetivo principal la determinación y cuantificación de mercurio total en tejido muscular de *Parachromis managuensis* (pez guapote tigre) y *Oreochromis niloticus* (pez tilapia del Nilo) provenientes del Lago de Amatitlán. Además, se efectuó una evaluación del estado de salud de los peces por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI).

Se recolectaron ocho peces de la especie *Parachromis managuensis* y siete peces de la especie *Oreochromis niloticus*, en cuatro puntos de muestreo del Lago de Amatitlán sugeridos por la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca de Lago de Amatitlán (AMSA), con base a análisis previos de contaminantes. Los puntos de recolección fueron: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay y (D) Playa Pública. La colecta se llevó a cabo por medio de una gira de campo con colecta pasiva y el tipo de arte de pesca trasmallo.

Al llevar a cabo el análisis por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío, se determinó una concentración promedio de mercurio total en peso húmedo de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg con una desviación estándar de 0.10 mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg con una desviación estándar de 0.06 mg/kg en *Oreochromis niloticus*, ver *Tabla No. 7*. Sin embargo, se obtuvo un máximo de $0.35 \pm 3.6E-04$ mg/kg y $0.22 \pm 2.2E-04$ mg/kg respectivamente para cada especie, ver *Gráfico No. 3*.

Los resultados se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea, Reglamento de la Comisión de la Unión Europea 2023/915 para el mercurio total. El cual es de 0.5 mg/kg de mercurio total en peso húmedo para ambas especies (Unión Europea, 2023). No obstante, dichos resultados se encuentran cercanos al límite y los resultados en peso seco son concentraciones mayores. En peso seco se obtuvo una concentración máxima de $1.57 \pm 1.6E-03$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $1.01 \pm 1.0E-03$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*.

Las concentraciones en peso húmedo de ambas especies se evaluaron por medio de la Prueba T de una Muestra. En ambos casos el t estadístico fue menor al $t_{0.5}$, como se puede observar en la *Tabla No. 12*. *Parachromis managuensis* presentó un t estadístico de -9.101, mientras que el $t_{0.5} = 1.895$. Por otra parte, *Oreochromis niloticus* presentó un t estadístico de -18.241, mientras que el $t_{0.5} = 1.943$. Esto indica que las hipótesis nulas planteadas no se rechazan, por lo tanto, no hay suficiente evidencia para probar que la media poblacional de ambas especies es mayor al límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg) (Anderson, Sweeney, & Williams, 2011).

Aunque las concentraciones reportadas en peso húmedo se encuentren por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea, es importante recalcar que la FDA no recomienda

una ingesta mayor a 0.46 mg/kg de mercurio a la semana para evitar problemas de salud por intoxicación de mercurio debido a una exposición crónica de este contaminante (FDA, 2022). Además, el mercurio posee la capacidad de biomagnificarse al aumentar de eslabón de la cadena trófica, siendo así de alto peligro para los seres humanos, especialmente para las mujeres embarazadas y los fetos. Entre los síntomas de intoxicación con este contaminante se encuentra: ceguera, parálisis cerebral, sordera, problemas de crecimiento, microcefalia, deterioro de función mental, pulmonar y renal, entre otros (NIH, 2023).

Durante el análisis se efectuó una curva de calibración con un coeficiente de determinación de 0.9963, ver *Gráfico No.1*. Lo que confirma una estrecha relación lineal entre las variables y permitió utilizar la ecuación obtenida para calcular la concentración de mercurio total presente en el tejido muscular de los peces (Anderson, Sweeney, & Williams, 2011). Cabe mencionar que el límite de detección con el que se trabajó fue de 0.004566 µg/L y el límite de cuantificación fue de 0.01384µg/L, ver *Tabla No.11*, lo que permitió que las concentraciones de mercurio total en los tejidos se pudieran cuantificar dado a que todas fueron mayores a ambos límites (Skoog, Holler, & Crouch, 2008).

Por medio del método utilizado, el cual incluye la digestión por microondas y el análisis por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío, se obtuvo una recuperación de mercurio del 91% lo cual es aceptable, ya que una recuperación con este método, menor a 70% se considera inaceptable y las recuperaciones mayores al 100% pueden indicar presencia de interferencias (UNEP, 2020).

Los resultados de la investigación se compararon con estudios previos de este tipo. En el estudio elaborado por Rouanet (2007), se cuantificaron concentraciones de metilmercurio en tejido muscular de *Parachromis managuensis* (guapote tigre) del Lago de Amatitlán, se reportó una concentración promedio de mercurio total de 0.16 mg/kg y una concentración máxima de 0.25±0.11 mg/kg. En cuanto al estudio efectuado por Ramos (1976), se reportó una concentración promedio de mercurio total en *Parachromis managuensis* del Lago de Amatitlán de 0.13± 0.07 mg/kg y una concentración máxima de 0.17 mg/kg.

Mientras que en el presente estudio se reporta una concentración de mercurio total en tejido muscular de este pez de 0.20 ±1.79E-04 mg/kg y una concentración máxima de 0.35 ±3.6E-04 mg/kg. Por lo que, se observa un aumento de la concentración de mercurio total en este estudio. No obstante, aunque la diferencia es poca es importante continuar llevando a cabo estudios de este tipo, ya que la contaminación del lago aumenta con el paso del tiempo.

Por otra parte, en el estudio elaborado por Gonzáles (2010), se investigaron los niveles de mercurio total y plomo de *Oreochromis Niloticus* (tilapia del Nilo), por medio de un análisis estadístico de la base de datos de la investigación del proyecto Fodecyt No. 117-2006. En dicho estudio se reportaron niveles no detectables de mercurio en *Oreochromis Niloticus* del Lago de Amatitlán. Sin embargo, en el presente estudio se obtuvo un promedio de mercurio total en el tejido muscular de $0.10 \pm 9.9E-05$ mg/kg y una concentración máxima de $0.22 \pm 2.2E-04$ mg/kg. Por lo que, al igual que en el caso de *Parachromis managuensis*, se observa un aumento de la concentración de mercurio total en este estudio.

El estado de salud de los pescados se evaluó por medio del Índice de Evaluación de la Salud (HAI). Para ello, se otorga una puntuación a cada órgano del pescado analizado, según la escala de valores del método, basado en el grado de severidad o daño sufrido por un órgano o tejido debido a factores estresantes ambientales (Adams, Brown, & Goede, 1993). Se lleva a cabo una sumatoria con los valores asignados a cada órgano evaluado y se obtiene el HAI de dicho pez. Mientras mayor sea el número HAI, peor es el perfil de salud del pescado (Watson, Crafford, & Avenant, 2012).

En *Tabla No.3*, se observan los valores HAI de los 15 peces. Como se puede observar el HAI máximo fue de 230 para ambas especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*. Cabe mencionar que el hígado fue el órgano que presentó un mal estado en la mayoría de los pescados, *ver Tabla No. 4*. Esto puede deberse a que el hígado es el encargado de metabolizar lo que ingiere el pez, sin embargo, también se vieron afectados con frecuencia otros órganos como: riñón, branquias, ojos, intestino, entre otros.

Se obtuvo un HAI promedio de 175 y un coeficiente de variación de 20.9% en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 con coeficiente de variación de 54.0% en *Oreochromis niloticus*. Cuanto mayor sea el cálculo de HAI para una población evaluada, peor es el perfil de salud de los peces en ese sistema acuático (Watson, Crafford, & Avenant, 2012). Esto es preocupante, ya que ambas especies presentan un mal estado de salud según los resultados HAI.

El consumo de peces con mala salud puede tener graves consecuencias para la salud humana. Los peces que están enfermos pueden albergar una variedad de enfermedades, parásitos y toxinas que representan un riesgo para quienes los consumen. Además, estos peces suelen tener un menor valor nutricional, ya que su salud precaria puede afectar la calidad de su carne y reducir la cantidad de ácidos grasos omega-3 beneficiosos (Watson, Crafford, & Avenant, 2012).

Las dos especies presentaron resultados negativos en su estado de salud, esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio (Watson, Crafford, & Avenant, 2012). Adicionalmente, en la presente investigación se evaluaron parámetros fisicoquímicos de la calidad de agua de tres puntos de muestreo: (A) Bahía Playa de Oro, (B) El Zapote, (C) Pampumay.

El pH del agua fue uno de los principales parámetros evaluados. La escala de pH proporciona un método para expresar la intensidad de la alcalinidad y acidez de un cuerpo de agua. Muchos equilibrios en el agua dependen del pH. La movilización, la especiación y la toxicidad de los metales se ven afectadas por este. El pH también afecta la disociación de ácidos y bases débiles y, por lo tanto, la toxicidad de muchos compuestos. En condiciones alcalinas (valor de pH 9.5 o superior) la toxicidad por amoníaco aumenta debido a la inhibición de la excreción branquial. Los valores altos de pH de 9 o más también causan elevaciones en la glucosa plasmática y disminución de cortisol, lo que resulta en una respuesta de estrés significativa en los peces (Crafford, 2000). En los puntos de muestreo (B) El Zapote y (C) Pampumay, se evaluaron niveles de pH mayores a 9.5, ver Anexo A.

Por otro lado, la temperatura se define como la condición de un cuerpo de agua que determina la transferencia de calor hacia o desde otros cuerpos. La temperatura afecta las tasas de reacciones químicas y, por lo tanto, también las tasas metabólicas de los organismos. Las temperaturas más altas pueden conducir a mortalidades masivas debido a mal funcionamiento metabólico. En los puntos de muestreo evaluados las temperaturas se encontraban cercana al límite recomendado para las especies *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus*, ya que estos tienen un rango óptimo de temperatura acuática de 23-28°C y 28-32°C respectivamente (Crafford, 2000).

Por último, entre otros parámetros evaluados se consideró la conductividad, oxígeno y la salinidad. La conductividad eléctrica es una medida de la habilidad del agua para conducir una corriente eléctrica. Esta habilidad es el resultado de la presencia de iones en agua (ej: carbonato, nitrato, cloruro) (Crafford, 2000), se observó un rango de 616-644 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en los tres puntos de muestreo evaluados. En el caso del oxígeno, las concentraciones bajas pueden indicar la inadecuación de un ecosistema acuático (Crafford, 2000), se observó un rango de 5.49 mg/L-18.11 mg/L en los tres puntos de muestreo evaluados. Cabe mencionar que el efecto de algunos químicos tóxicos es magnificado por concentraciones bajas de oxígeno. La salinidad es el resultado de una

serie de fuentes puntuales y difusas de entrada de sal (Crafford, 2000), se obtuvo un porcentaje de salinidad de 0.28% en los tres puntos de muestreo evaluados.

Por medio del estudio efectuado, se considera importante que la población ingiera este tipo de alimento con precaución para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el organismo y ocasionar una toxicidad crónica. Además, se recomienda evitar y/o disminuir la ingesta de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* del Lago de Amatitlán por las condiciones negativas de su estado de salud. De igual forma, se recomienda tomar las medidas necesarias para prevenir que la contaminación del lago siga aumentando y perjudique a las especies que lo habitan. El Convenio de Minamata referente al mercurio de ser ratificado en Guatemala, sería una solución para regular y evitar los efectos negativos del mercurio en la población y en el ecosistema.

CONCLUSIONES

1. Las concentraciones promedio de mercurio total en peso húmedo fueron de $0.2 \pm 1.79E-04$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $0.1 \pm 9.9E-05$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*. No obstante, los resultados en peso seco presentaron una concentración máxima de $1.57 \pm 1.6E-03$ mg/kg en *Parachromis managuensis* y $1.01 \pm 1.0E-03$ mg/kg en *Oreochromis niloticus*.
2. Las concentraciones promedio en peso húmedo se encuentran por debajo del límite permitido por la Normativa de la Unión Europea (0.5 mg/kg). Sin embargo, la FDA no recomienda el consumo de alimentos que contengan una concentración de mercurio mayor que 0.46 mg/kg a la semana para evitar problemas de salud.
3. Se observó un aumento de la concentración de mercurio total en el tejido muscular de *Parachromis managuensis* y *Oreochromis niloticus* en esta investigación al compararlo con estudios de este tipo de años anteriores, desarrollados por Rouanet (2007) y González (2010).
4. Se obtuvo un Índice de Evaluación de la Salud (HAI) promedio de 175 en *Parachromis managuensis* y un HAI promedio de 146 en *Oreochromis niloticus*, lo que indica un mal estado de salud en los pescados evaluados.
5. Las dos especies presentaron resultados negativos en su estado de salud, esto puede ser causa de la contaminación del lago, lo que incluye metales pesados como el mercurio.
6. Se preparó un informe técnico de los resultados de esta investigación para ser enviada por medio oficial a través de la dirección de Química Farmacéutica para el Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social.

RECOMENDACIONES

1. Se recomienda que la población evite o disminuya la ingesta de este tipo de alimento para no consumir mercurio en niveles más altos que el límite recomendado por la FDA a la semana (0.46 mg/kg), con el fin de evitar bioacumulación de mercurio en el organismo y ocasionar una toxicidad crónica. La FDA recomienda que los adultos que consumen pescado contaminado con concentraciones de mercurio entre 0.15 mg/kg a 0.46 mg/kg no deben consumir más de 4 onzas (113 g) de pescado a la semana.

2. Elaboración de investigaciones similares para el análisis de otros metales pesados como plomo y cadmio y de otras especies del Lago de Amatitlán como *Amatitlania nigrofasciata* y *Poeciliopsis gracilis*.
3. Cuantificación de mercurio en peces de otros cuerpos de agua de Guatemala, como el Lago de Atitlán.
4. Evaluación de más parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua para verificar la relación de estos con la salud de las especies de peces del Lago de Amatitlán.
5. Elaboración de un estudio con muestras biológicas como cabello, de los habitantes que habitan cerca del Lago de Amatitlán y que consuman pescados frecuentemente, con el fin de cuantificar los niveles de mercurio en su organismo.
6. Se recomienda tomar las medidas necesarias para prevenir que la contaminación del lago siga aumentando y perjudique a las especies que lo habitan.

BIBLIOGRAFÍA

1. Adams, S., Brown, A., & Goede, R. (1993). A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field. *Transactions of the American Transactions of the American*, 122:63-73.
2. Agilent. (2022). *Atomic Absorption Spectroscopy*. Obtenido de Agilent : <https://www.agilent.com/>
3. AMSA. (2010). Proyecto para la recuperación y conservación del Lago de Amatitlán. *Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán-AMSA-*.
4. Anderson, D., Sweeney, D., & Williams, T. (2011). *Statistics for Business and Economics*. Ohio: South-Western Cengage Learning.
5. Anderson, R. e. (2014). *Statistics for Business and Economics*. United States: Cengage Learning.
6. ATSDR. (2022). Toxicological Profile for Mercury. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*.
7. Broussard, L., Hammett, C., & Winecker, R. (2002). The Toxicology of Mercury. *Laboratory Medicine*, 8 (33), 614-625.
8. Codex . (2005). Programa conjunto de la FAO/OMS sobre las normas alimentarias . *Codex Alimentarius*.
9. CONABIO. (2014). Ponderación de Invasividad de Especies Exóticas en México (SIEI) *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758. *CONABIO*.
10. CONABIO. (2017). Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México *Parachromis managuensis* (Günther, 1867). *CONABIO*.
11. Crafford, D. (2000). Application of a Fish Health Assessment Index and Associated Parasite Index on *Clarias Gariepinus* (Sharptooth catfish) in the Vaal River System, with Refreence to Heavy Metals. *Rand Afrikaans University*, 249.
12. EEA. (2018). Mercury in Europe's environment. *European Environment Agency*, EEA Report No 11/2018.
13. Eto, K. (1997). Review Article: Pathology of Minamata Disease. *Toxicologic Pathology*, 25(6), 614-623.
14. FAO. (2009). *Oreochromis niloticus*. *Cultured aquatic species fact sheets*. Obtenido de FAO.
15. FDA. (11 de octubre de 2022). *Technical Information on Development of FDA/EPA Advice about Eating Fish for Those Who Might Become or Are Pregnant or Breastfeeding and Children Ages 1-11 Years*. Obtenido de FDA: <https://www.fda.gov/food/environmental-contaminants-food/technical-information-development-fdaepa-advice-about-eating-fish-those-who-might-become-or-are>

16. FONACYT. (2008). Informe final metales pesados en músculo de Tilapia *Oreochromis niloticus* para su consumo humano en el Lago de Amatitlán. FONACYT, Proyecto FONDECYT No. 117-2006.
17. González, M. (2015). Metilmercurio: Recomendaciones existentes; métodos de análisis e interpretación de resultados; evaluación económica. *Nutrición Hospitalaria*, 31(1):1-15.
18. Gónzalez, P. (2010). Análisis de la contaminación por plomo y mercurio en el músculo de las Tilapias *Oreochromis niloticus* provenientes del Lago de Amatitlán . USAC.
19. Guevara, C., Pérez, B., & Huerta, E. (2014). Ficha técnica mojarra pinta *Parachromis managuensis*, proyecto No. GN004 México D. F. *Informe final SNIB-CONABIO*.
20. Guevara, E., Pérez, B., & Huerta, E. (2014). Ficha técnica tilapia *Oreochromis niloticus*, proyecto No. GN004 . *Informe final SNIB-CONABIO*.
21. INE. (2023). *Acerca del INE*. Obtenido de INE: <https://www.ine.gob.gt/>
22. Kristian, K., Friedbauer, S., Kabashi, D., Ferencz, K., Barajas, J., & O'Brien, K. (2014). A Simplified Digestion Protocol for the Analysis of Hg in Fish by Cold Vapor Atomic Absorption Spectroscopy. *Journal of Chemical Education*, 92(4), 698-702.
23. LAT. (2022). *Basic Principles of Microwave Digestion*. Obtenido de Lambda Advanced Technology: <https://www.lambda-at.com/>
24. MAGA. (2023). *Dirección de Pesca y Acuicultura*. Obtenido de MAGA: <https://visar.maga.gob.gt/?p=18496>
25. MARN. (2018). Evaluación Inicial de Minamata . *República de Guatemala Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales*.
26. Mohammed, E., Mohammed, T., & Mohammed, A. (2018). Optimization of instrument conditions for the analysis for mercury, arsenic, antimony and selenium by atomic absorption spectroscopy. *MethodsX*, 5:824-833.
27. Moraes, É. (2014). *Microwave-Assisted Sample Preparation for Trace Element Determination*. Amsterdam: Elsevier.
28. National Center for Biotechnology Information . (2022). *PubChem Compound Summary for CID 23931, Mercury*. Obtenido de NCBI: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Mercury>
29. National Center for Biotechnology Information. (2022). *PubChem Element Summary for AtomicNumber 80, Mercury*. Obtenido de NCBI: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Mercury>
30. National Research Council US. (2000). *Toxicological Effects of Methylmercury*. Washington (DC): National Academies Press (US).
31. NIH. (2023). *Intoxicación con metilmercurio*. Obtenido de MedlinePlus: <https://medlineplus.gov/spanish/ency/article/007763.htm>
32. Ninomiya, T., Ohmori, H., Hashimoto, K., Tsuruta, K., & Ekino, S. (1995). Expansion of Methylmercury Poisoning Outside of Minamata: An Epidemiological Study on Chronic Methylmercury Poisoning outside of Minamata. *Environmental Research*, 70(1), 47–50.
33. Oliva, B., Muñoz, M., García, D., Rosales, M., & Santos, F. (2021). Determinación de microplásticos y tierras raras en agua y peces del lago de Amatitlán. *Dirección General de Investigación Universidad de San Carlos de Guatemala*.
34. OSPESCA. (11 de mayo de 2017). *Lago de Amatitlán*. Obtenido de Clima Pesca: <https://climapesca.org/2017/05/lago-de-amatitlan/#>
35. OSPESCA. (6 de septiembre de 2018). *Parachromis managuensis*. Obtenido de OSPESCA: <https://climapesca.org/2018/09/parachromis-managuensis/>
36. Pape, E., & Ixcot, L. (2007). Guatemala: valoración económica del lago de Amatitlán. *FLACSO Guatemala*.
37. Ramos, A. (1976). Determinación de Mercurio en Pescado de Guatemala. *Universidad de San Carlos de Guatemala*.
38. Rodríguez, H. (19 de diciembre de 2022). El lago moribundo. *National Geographic España*.

39. Rouanet, A. (2007). Determinación y cuantificación de mercurio en tejido muscular de *Cichlasoma managuense* (Pez tigre o guapote) del Lago de Amatitlán por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío. *Universidad del Valle de Guatemala*.
40. Selin, N. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34 (1), 43-63.
41. Skoog, D., Holler, F., & Crouch, S. (2008). *Principios de análisis instrumental*. México: Cengage Learning, Inc.
42. UNEP. (1984). Sampling of selected marine organisms and sample preparation for trace metal analysis. *United Nations*.
43. UNEP. (2015). United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan. *United Nations*.
44. UNEP. (2020). United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan. *United Nations*.
45. Unión Europea. (2023). Comisión pública Reglamento (UE) 2023/915 relativo a los límites máximos de contaminantes en los alimentos. *Unión Europea*, 55.
46. Vargas, E. (8 de junio de 2022). *En imágenes: El lago de Amatitlán cada año recibe miles de toneladas de basura y pronto podría convertirse en pantano*. Obtenido de Prensa Libre: <https://www.prensalibre.com/guatemala/comunitario/en-imagenes-el-lago-de-amatitlan-cada-ano-recibe-miles-de-toneladas-de-basura-y-pronto-podria-convertirse-en-pantano/>
47. Watson, R., Crafford, D., & Avenant, A. (2012). Evaluation of the fish health assessment index in the Olifants River system, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 37(3), 235–251.
48. Yáñez, G., Estévez, D., Navarrete, H., K, F., & Vélez, P. (2020). Optimization of a Digestion Method to Determine Total Mercury in Fish Tissue by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrophotometry. *MDPI*, 3 (45), 1-12.
49. Young, J. (2005). Mercury. *Journal of Chemical Education*, 82 (2), 203.

ANEXOS

A. Parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua de los puntos de muestreo

Tabla No.13. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Bahía Playa de Oro”

Punto de colecta		Bahía Playa de Oro		
Coordenadas		N 14°29'18”	O 90°34'18”	
Tipo de arte de pesca:		Colecta:	Tiempo total de colecta:	
Trasmallo		Pasiva	1 hora	
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	8.49	pH	8.68
	Temperatura (°C)	27.4	Temperatura (°C)	28.9
	Conductividad (µs/cm)	616	Conductividad (µs/cm)	634
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	308	TDS (mg/L)	317
	O ₂ (mg/L)	5.49	O ₂ (mg/L)	7.68
	O ₂ (%)	79.7	O ₂ (%)	114.2
Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	28	Sensación térmica (°C)	24
	Probabilidad de lluvia (%)	96	Probabilidad de lluvia (%)	96
	Humedad (%)	61	Humedad (%)	67
	Viento (%)	8.1	Viento (%)	10.5
	Precipitación	0	Precipitación	0
	Índice UV	5	Índice UV	11

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.14. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “El Zapote”

Punto de colecta		El Zapote		
Coordenadas		N 14°26'48”	O 90°32'58”	
Tipo de arte de pesca:		Colecta:	Tiempo total de colecta:	
Trasmallo		Pasiva	1 hora	
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	9.70	pH	9.70
	Temperatura (°C)	28.8	Temperatura (°C)	30.1
	Conductividad (µs/cm)	628	Conductividad (µs/cm)	644
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	314	TDS (mg/L)	322
	O ₂ (mg/L)	16.46	O ₂ (mg/L)	14.62
	O ₂ (%)	247.4	O ₂ (%)	222.8

Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	27	Sensación térmica (°C)	27
	Probabilidad de lluvia (%)	96	Probabilidad de lluvia (%)	96
	Humedad (%)	78	Humedad (%)	65
	Viento (%)	73	Viento (%)	53.4
	Precipitación	0	Precipitación	0
	Índice UV	8	Índice UV	10

Fuente: Datos experimentales obtenidos

Tabla No.15. Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua de “Pampumay”

Punto de colecta		Pampumay		
Coordenadas		N 14°26'47”	O 90°31'42”	
Tipo de arte de pesca:		Colecta:	Tiempo total de colecta:	
Trasmallo		Pasiva	1 hora	
Inicio		Fin		
Parámetros fisicoquímicos del punto de muestreo	pH	9.72	pH	9.58
	Temperatura (°C)	29.2	Temperatura (°C)	29.8
	Conductividad (µs/cm)	638	Conductividad (µs/cm)	640
	Salinidad (%)	0.28	Salinidad (%)	0.28
	TDS (mg/L)	319	TDS (mg/L)	320
	O ₂ (mg/L)	16.90	O ₂ (mg/L)	18.11
	O ₂ (%)	256.5	O ₂ (%)	274.2
Condiciones ambientales del punto de muestreo	Sensación térmica (°C)	25	Sensación térmica (°C)	22
	Probabilidad de lluvia (%)	96	Probabilidad de lluvia (%)	96
	Humedad (%)	73	Humedad (%)	83
	Viento (%)	53.4	Viento (%)	39.7
	Precipitación	0	Precipitación	0
	Índice UV	9	Índice UV	3

Fuente: Datos experimentales obtenidos

B. Descripción de las variables del índice de evaluación de la salud (HAI)

Tabla No.16. Descripción de las variables utilizadas en el Índice de Evaluación de la Salud (HAI) (modificado de Goede y Barton 1990)

Variable	Condición de variable	Valor HAI
Timo	Sin hemorragia hemorragia	0
	Hemorragia leve	10
	Hemorragia moderada	20

Variable	Condición de variable	Valor HAI
Timo	Hemorragia severa	30
	Sin erosión activa	0
Aletas	Erosión activa ligera	10
	Erosión activa moderada con alguna hemorragia	20
	Erosión activa severa con hemorragia	30
Bazo	Normal; negro, rojo muy oscuro o rojo	0
	Normal; apariencia granular y áspera del bazo	0
	Nodular; que contienen fístulas o nódulos de diferentes tamaños	30
	Engrandecido; notablemente agrandado	30
	Otro; aberraciones gruesas que no muerden por encima de las categorías	30
Intestino	Normal; sin inflamación ni enrojecimiento	0
	Ligera inflamación o enrojecimiento	10
	Inflamación moderada o enrojecimiento	20
	Inflamación severa o enrojecimiento	30
Riñón	Normal; color rojo oscuro firme, acostado relativamente plano a lo largo	0
	Hinchado; agrandado o hinchado total o parcialmente	30
	Abigarrado; decoloración gris	30
	Granular; apariencia y textura granular	30
	Urolitiasis o nefrocalcinosis: material mineral de color blanco o crema en los túbulos renales	30
	Otro; cualquier aberración que no se ajuste a las categorías anteriores	30
Piel	Normal; sin aberraciones	0
	Aberraciones leves de la piel	10
	Aberraciones cutáneas moderadas	20
	Aberraciones severas de la piel	30
Hígado	Normal; color rojo sólido o rojo claro	0
	Hígado graso; color café con crema"	30
	Nódulos en el hígado; quistes o nódulos	30
	Decoloración focal; distintos cambios de color localizados	30
	Decoloración general; cambio de color en todo el hígado	30
	Otro; desviación en el hígado que no se ajusta a otras categorías	30
Ojos	Sin aberraciones; buen ojo "claro"	0
	Generalmente, un ojo opaco (uno o ambos)	30
	Ojo hinchado y protuberante (uno o ambos)	30
	Hemorragia o sangrado en el ojo (uno o ambos)	30
	Falta uno o ambos ojos	30
	Otros, cualquier manifestación que no se ajuste a lo anterior	30
Branquias	Normal; sin aberraciones aparentes	0

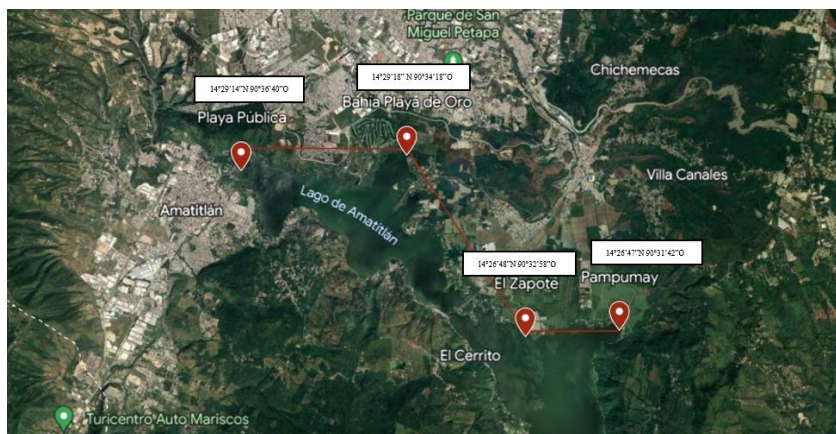
Variable	Condición de variable	Valor HAI
Branquias	Raído; erosión de las puntas de las láminas branquiales que dan como resultado branquias "irregulares"	30
	Golpeado; hinchazón de las puntas de las láminas branquiales	30
	Marginar; branquias con margen claro y descolorido a lo largo de las puntas de la laminilla	30
	Pálido; color muy claro	30
	Otro; cualquier observación que no encaje arriba	30
Corazón	Rojo normal	0
	Nóduloso decoloración	10
	Agrandamiento de corazón según tamaño	20
	Necrosis en corazón	30
Estómago	Normal; sin inflamación ni enrojecimiento	0
	Ligera inflamación o enrojecimiento	10
	Inflamación moderada o enrojecimiento	20
	Inflamación severa o enrojecimiento	30
Parásitos	No se observan parásitos	0
	Pocos parásitos observados	10
	Infestación moderada de parásitos	20
	Numerosos parásitos	30

*Se asignan valores a cada una de estas variables de acuerdo con el tipo y severidad de la anomalía observada.

Fuente: Adams, Brown & Goede (1993)

C. Ubicaciones

Figura No.1. Vista satelital de los puntos de muestreo en el Lago de Amatitlán



Fuente: Google Maps (2023)