



UNAP



**FACULTAD DE INDUSTRIAS ALIMENTARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BROMATOLOGÍA Y NUTRICIÓN HUMANA**

TESIS

**DETERMINACIÓN DE LOS NIVELES DE MERCURIO EN TEJIDO
MUSCULAR DE CINCO ESPECIES DE PECES PROCEDENTES DEL ALTO
NANAY, 2023**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
LICENCIADO (A) EN BROMATOLOGÍA Y NUTRICIÓN HUMANA**

PRESENTADO POR:

**LIZETH ROXANA GRANDEZ MORI
LADY MARIA RUIZ ANGULO**

ASESORES:

**Ing. ALENGUER GERONIMO ALVA ARÉVALO, Dr.
Blgo. JAVIER DEL AGUILA CHÁVEZ, Dr.
Blga. JESSY PATRICIA VÁSQUEZ CHUMBE, Mtra.**

IQUITOS, PERÚ

2024

ACTA DE SUSTENTACIÓN



UNAP

FACULTAD DE INDUSTRIAS ALIMENTARIAS
Escuela Profesional de
Bromatología y Nutrición Humana

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS N° 034-CGT-FIA-UNAP-2024

A los 04 días del mes de diciembre de 2024, a horas 11:00 A.M., en las instalaciones de la Sala de Reuniones de Decanatura, de la Facultad de Industrias Alimentarias, en la Ciudad Universitaria Zungarococha dando inicio a la Sustentación Pública de la Tesis Titulada: **"DETERMINACIÓN DE LOS NIVELES DE MERCURIO EN TEJIDO MUSCULAR DE CINCO ESPECIES DE PECES PROCEDENTES DEL ALTO NANAY, 2023."** presentado por las Bachilleres **LIZETH ROXANA GRANDEZ MORI** y **LADY MARIA RUIZ ANGULO**, para optar el Título Profesional de Licenciado(a) en Bromatología y Nutrición Humana, que otorga la Universidad de acuerdo a Ley y Estatuto.

El Jurado Calificador y dictaminador designado mediante Resolución Decanal N° 519-FIA-UNAP-2024 del 24 de septiembre de 2024, está integrado por:

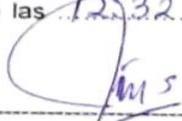
Ing. EMILIO DIAZ SANGAMA, Msc.
Ing. GABRIEL EMILIO VARGAS ARANA, Dr.
Lic. JOE FERNANDO GERONIMO HUETE, Mtr.

Luego de haber escuchado con atención y formulado las preguntas necesarias, las cuales fueron respondidas: S.A.T.I.S.F.A.C.T.O.R.I.A.M.E.N.T.E

El Jurado después de las deliberaciones correspondientes, llevo a las siguientes conclusiones:

La sustentación pública y la tesis ha sido: A.P.R.O.B.A.D.O. con la calificación M.U.Y. BUENA

Estando el(la) bachiller apto(a) para obtener el Título Profesional de Licenciado(a) en Bromatología y Nutrición Humana, Siendo las 12:32 P.M. se dio por terminado el acto de sustentación.



Presidente

Ing. EMILIO DIAZ SANGAMA, Msc.
CIP: 38911



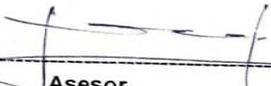
Miembro

Ing. GABRIEL EMILIO VARGAS ARANA, Dr.
CIP: 147224



Miembro

Lic. JOE FERNANDO GERONIMO HUETE, Mtr.
CNP: 4220



Asesor

Ing. ALENGUER GERONIMO ALVA AREVALO, Dr.
CIP: 45167



Asesora

Blga. JESSY PATRICIA VÁSQUEZ CHUMBE, Mtra.
CBP: 2584



Asesor

Blgo. JAVIER DEL ÁGUILA CHÁVEZ, Dr.
CBP: 2454



JURADO Y ASESOR



Ing. Emilio Diaz Sangama, Msc
Presidente de Jurado calificador y dictaminador
CIP: 38911



Ing. Gabriel Emilio Vargas Arana, Dr
Miembro de Jurado calificador y dictaminador
CIP: 147224



Lic. Joe Fernando Geronimo Huete, Msc.
Miembro de Jurado calificador y dictaminador
CNP: 4220



Ing. Alenguer Geronimo Alva Arevalo, Dr.
Asesor CIP: 45167



Blgo. Javier del Águila Chávez, Dr.
Asesor CBP: 2354



Blga. Jessy Patricia Vásquez Chumbe, Mtra.
Asesor CBP: 2584

RESULTADO DEL INFORME DE SIMILITUD



5% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

Fuentes principales

- 4%  Fuentes de Internet
- 2%  Publicaciones
- 3%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



DEDICATORIA

Dedico este trabajo, infinitamente, a Dios, por cuidarme y guiarme en este largo caminar de la vida, por no dejarme sola, y a quien considero lo más valioso en mi vida.

Asimismo, dedico este trabajo, con profundo agradecimiento por su esfuerzo, a mis queridos y honorables padres, Leni Mori y Fidel Grandez, así como a mi amada tía Lupe Mori, quien siempre ha estado con nosotros brindándonos su apoyo. También a mi querido hermano, Gonzalo Grandez, quien me ha acompañado incondicionalmente en los momentos en que más lo he necesitado.

Finalmente, dedico este trabajo a Severino Gallardo, una persona extraordinaria y especial para mí, cuya presencia ha sido fundamental y significativa en mi vida. A él le agradezco profundamente, ya que me ha enseñado muchas lecciones importantes y me ha brindado una estabilidad hermosa, a quien valoro y respeto profundamente.

Lizeth Roxana Grandez Mori

Dedico este proyecto a Dios, por darme vida, salud y por estar junto a mis seres queridos. Gracias por ser mi apoyo diario y permitirme alcanzar esta meta.

Dedico este logro a mis amados padres, Cerbo Ruiz y María Angulo, ya que sin sus esfuerzos y presencia no estaría aquí. Quiero que sepan el orgullo y amor que siento por ellos. Mi familia ha sido mi mayor motivación para encontrar caminos que nos beneficien a todos.

No puedo dejar de mencionar a mis hermanos, Jennry Ruiz y Josias Ruiz, a quienes amo con el alma. Son parte de esta dedicatoria porque, gracias a ustedes, la familia se ha extendido, y esos pequeños seres que llegaron a nuestras vidas se han convertido en mi soporte emocional en muchas ocasiones.

Lady Maria Ruiz Angulo

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dios, quien es la razón más plausible detrás de la creación del universo y a quien reconocemos como la fuente de nuestra existencia, por habernos permitido crecer tanto a nivel personal como profesional a lo largo de estos años, y por habernos bendecido con el regalo de pertenecer a nuestras maravillosas familias.

Queremos expresar nuestro profundo agradecimiento a nuestras familias:

Familia Grandez Mori: A mi madre, **Leni Escarlet Mori Meléndez**, por su amor y apoyo incondicional, los cuales han sido fundamentales en cada etapa de mi vida. Su guía y ejemplo han sido una luz constante para mí. A mi padre, **Fidel Gonzalo Grandez Linares**, por sus sabios consejos y su respaldo incondicional durante mi formación académica y profesional, siendo un pilar esencial en mi vida.

Familia Ruiz Angulo: A mis padres **Cerbo Ruiz** y **María Angulo**, por su apoyo constante a lo largo de mi vida. Con sus valiosos consejos, palabras de aliento, y su inquebrantable presencia, me permitieron tomar mis propias decisiones, alentándome en cada paso que di.

Finalmente, queremos expresar nuestro profundo agradecimiento al Centro de Innovación Científica Amazónica (CIN CIA) por brindarnos el apoyo económico necesario para desarrollar este proyecto y llevar a cabo la investigación realizada. Asimismo, extendemos nuestro agradecimiento a nuestros asesores, **Dr. Alenguer Arévalo Alva**, **Dr. Javier del Águila Chávez** y **Mtra. Jessy Vásquez Chumbe**, quienes fueron pilares en nuestra investigación. Sus conocimientos, orientación, y constante estímulo profesional fueron fundamentales para la realización de este trabajo.

Lizeth & Lady

ÍNDICE DE CONTENIDO

PORTADA	i
ACTA DE SUSTENTACIÓN	ii
JURADO Y ASESOR	iii
RESULTADO DEL INFORME DE SIMILITUD	iv
DEDICATORIA	v
AGRADECIMIENTOS	vi
ÍNDICE DE CONTENIDO	vii
ÍNDICE DE TABLAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	3
1.1. Antecedentes	3
1.2. Bases teóricas	7
1.2.1. Metales pesados	7
1.2.2. Efectos tóxicos del mercurio en la salud	11
1.2.3. Toxicocinética del mercurio	14
1.2.4. Estándares de mercurio en peces de consumo humano	16
1.3. Definición de términos básicos	17
1.3.1. Análisis directo de mercurio	17
1.3.2. Bioacumulación	17
1.3.3. Biomagnificación	18
1.3.4. Perifitón	18
1.3.5. Detritívoros	18
1.3.6. Piscívoros	18
CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES	19
2.1. Formulación de la hipótesis	19
2.2. Variables de estudio y su operacionalización	19
2.2.1. Variables de estudio	19
2.2.2. Operacionalización de variables	20
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA	22
3.1. Diseño metodológico	22
3.2. Diseño muestral	22
3.3. Procedimiento de recolección de datos	23

3.3.1. Muestreo de peces	24
3.3.2. Análisis de mercurio	25
3.3.3. Verificación de límites de mercurio aptos para consumo humano.	25
3.4. Procesamiento y análisis de datos	28
3.5. Aspectos éticos	28
CAPÍTULO IV: RESULTADOS	29
4.1. Niveles de T-Hg en tejidos musculares de cuatro especies de peces piscívoros procedentes de la parte alta del río Nanay muestreados en creciente y vaciante	29
4.2. Nivel de T-Hg en tejido muscular de pez detritívoro procedente de la parte alta del río Nanay muestreado en creciente y vaciante	30
4.3. Niveles de T-Hg en tejido muscular de peces capturados en creciente y vaciante del alto río Nanay respecto a los parámetros permitidos y su idoneidad para consumo humano	32
CAPÍTULO V: DISCUSIÓN	36
CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES	43
CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES	44
CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN	45
ANEXOS	54
Anexo 1. Sección fotográfica del proceso	54

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Efectos de toxicidad aguda del mercurio y su forma orgánica e inorgánica en adultos	Pág. 12
Tabla 2	Efectos de toxicidad crónica del mercurio y su forma orgánica e inorgánica en adultos	Pág. 13
Tabla 3	Efectos de toxicidad aguda y crónica sobre RN y niños	Pág. 13
Tabla 4	Valores máximos de referencia de Hg según algunas normas internacionales y nacionales	Pág. 17
Tabla 5	Valores de EDIm ($\mu\text{g}/\text{kg}$), THQ y CRMw en adultos en base a los niveles de T-Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) medido en creciente de río	Pág. 34
Tabla 6	Valores de EDIm ($\mu\text{g}/\text{kg}$), THQ y CRMw en adultos en base a los niveles de T-Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) medido en vaciante de río	Pág. 35

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1** Diagrama de proceso de bioacumulación y biomagnificación de mercurio en biota acuática Pág. 10
- Figura 2** Directrices seguidas para el muestreo de peces y el análisis de mercurio total Pág. 24
- Figura 3** Niveles de T-Hg medio en peso seco y húmedo de piscívoros durante el periodo de creciente del alto rio Nanay Pág. 29
- Figura 4** Niveles de T-Hg medio en peso seco y húmedo de piscívoros durante el periodo de vaciante del alto rio Nanay Pág. 30
- Figura 5** Nivel de T-Hg medio en peso húmedo y seco en la especie detritívora durante el periodo de creciente del alto rio Nanay Pág. 31
- Figura 6** Nivel de T-Hg medio en peso húmedo y seco en la especie detritívora durante el periodo de vaciante del alto rio Nanay Pág. 31
- Figura 7** Niveles de T-Hg en peso húmedo y seco de peces del alto rio Nanay en periodo de creciente. Las líneas punteadas corresponden a niveles recomendados por los organismos internacionales en músculo de peces (mg/kg) Pág. 33
- Figura 8** Niveles de T-Hg en peso húmedo y seco de peces del alto rio Nanay en periodo de vaciante. Las líneas punteadas corresponden a niveles recomendados por los organismos internacionales en músculo de peces (mg/kg) Pág. 33

RESUMEN

El agua es esencial para la vida y es el hábitat de miles de especies acuáticas. Sin embargo, enfrenta contaminación por metales pesados como el mercurio, especialmente en el alto río Nanay, Loreto, Perú, donde la minería ilegal ha agravado el problema. Este estudio determinó los niveles de mercurio en el tejido muscular de cinco especies de peces piscívoros y detritívoros durante los períodos de creciente y vaciante, además verificó si los niveles se hallan dentro de los parámetros permitidos y aptos el consumo humano. Se utilizó un analizador directo de mercurio (DMA-80 evo). Los resultados mostraron que *Cichla monoculus* (2.43 ± 0.26 mg/kg) y *Pseudoplatystoma punctifer* (2.63 ± 1.06 mg/kg) presentaron los niveles más altos durante la creciente de río, y además superan los límites recomendados por la FAO, Unión Europea y SANIPES. *Semaprochilodus insignis* mostró los niveles más bajos en ambos períodos. Los valores de CRmw, CDm y THQ sugieren que los piscívoros presentan un riesgo significativo para la salud humana, mientras que *Semaprochilodus insignis* podría consumirse moderadamente. Estos resultados son cruciales para decisiones en salud pública.

Palabras clave. Niveles de Mercurio, riesgo de mercurio en alimentos, bioacumulación de mercurio en peces

ABSTRACT

Water is essential for life and is the habitat of thousands of aquatic species. However, it faces contamination by heavy metals such as mercury, especially in the upper Nanay River, Loreto, Peru, where illegal mining has aggravated the problem. This study determined the mercury levels in the muscle tissue of five species of piscivorous and detritivorous fish during the periods of crescent and trough, and verified whether the levels are within the permitted parameters and suitable for human consumption. A direct mercury analyzer (DMA-80 evo) was used. The results showed that *Cichla monoculus* (2.43 ± 0.26 mg/kg) and *Pseudoplatystoma punctifer* (2.63 ± 1.06 mg/kg) presented the highest levels during the river flood, and also exceeded the limits recommended by FAO, the European Union and SANIPES. *Semaprochilodus insignis* showed the lowest levels in both periods. The CRmw, CDm and THQ values suggest that piscivores present a significant risk to human health, while *Semaprochilodus insignis* could be moderately consumed. These results are crucial for public health decisions.

Keywords. Mercury levels, mercury risk in food, mercury bioaccumulation in fish.

INTRODUCCIÓN

El agua es una sustancia fundamental para la existencia de la vida en la tierra, ella en grandes o menores proporciones constituye la hidrosfera y ésta es el medio en el que subsisten diversas y variedades formas de vida desde bacterias, virus, especies vegetales y animales. Pero las enormes masas de agua que forman ríos, océanos y lagos están expuestos a contaminación por fuentes antropogénicas y naturales. Entre estos, se ha dado con contaminantes altamente tóxicos para casi toda forma de vida; como los metales pesados, que afectan a la biota acuática y en última instancia la salud humana; dado que, estos componentes tóxicos ingresan en 90% por los alimentos. Y entre estos alimentos; el pescado, un alimento que el hombre desde la prehistoria lo ha incorporado a su dieta [1–3].

Si bien el pescado en su mayoría; es una fuente importante de DHA y EPA, que inclusive la sociedad americana del corazón ha expresado que la ingesta de pescado de dos veces por semana como mínimo, ayudaría prevenir enfermedades cardiovasculares, trombóticas y contribuyendo al desarrollo neuronal de los niños y además de aportar en 6% de requerimiento total de proteínas al ser humano [2,4–6]. Pero, también el consumo de pescado jugaría un papel significativo en el traspaso de contaminantes químicos a los seres humanos [7].

Los principales contaminantes químicos presentes en el agua son los metales pesados y los metaloides [8], los que se introducen en el medio acuático a través de fenómenos naturales como la erosión, meteorización y lixiviación de rocas, así como por la contaminación del aire [9]. También pueden provenir de fuentes antropogénicas, como descargas de desagües urbanos, actividades industriales, mineras y agrícolas [10,11]. Estas fuentes contaminantes permiten que los metales pesados se acumulen en los sedimentos acuáticos, donde los peces suelen alimentarse de perifiton [12,13], epilíton, episammon, epipelón, algas, etc. [14] según sus hábitos alimenticios y modo de vida. Es así como los peces pueden acumular metales pesados en sus tejidos, convirtiéndose en un problema de salud para las personas que consumen este recurso.

En el alto río Nanay, los pobladores de Santa María, San Juan de Ungurahual y Diamante Azul, consiguen de este río peces para incorporarlos a su dieta. No obstante, es imprescindible mencionar que a la proximidad de estas comunidades se acentúa la minería ilegal (extracción de oro), la cual ha venido expandiéndose e incrementándose en los últimos años y además se ha encontrado niveles elevados de mercurio en sedimentos acuáticos de 1.636 ppm a 3.03 ppm en épocas de vaciante y creciente respectivamente [15].

Pocos estudios existen que valoren los niveles de mercurio en los principales peces capturados en dicha zona y que son consumidos por los pobladores de las comunidades mencionadas. Por lo que es importante ahondar en ello y con cuyos datos adquiridos conseguir evitar la incorporación de aquellos especímenes contaminados en la alimentación; ya que, de no realizarse, su consumo se expresaría en enfermedades como anemia, problemas neurológicos, cardiovasculares y entre otros.

De este modo, los resultados del presente estudio ayudarán a la toma de decisiones en el ámbito ambiental, salud y educación en dichas poblaciones y gobiernos regionales, es decir, quedará en la voluntad de las autoridades pertinentes. En ese sentido, el objetivo de este estudio fue determinar los niveles de mercurio en tejido muscular de cinco especies de peces “fasaco” *Hoplias malabaricus*, “doncella” *Pseudoplatystoma punctifer*, “bagre” *Pimelodus blochii*, “tucunaré” *Cichla monoculus* y “yaraqui” *Semaprochilodus insignis*; capturados en periodos de vaciante y creciente del alto río Nanay, y así como verificar si dichas concentraciones se hallan dentro de los parámetros permitidos y si son aptos para el consumo humano.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

Porto et al., (2024) en su investigación “Evaluación del riesgo para la salud humana del mercurio en pescado de gran consumo en Salvador, Brasil”, recolectó 51 muestras de sardinas (*Sardinella brasiliensis*) en 17 puntos del Salvador – Brasil; es decir, 3 muestras por sitio y además haciendo uso de un equipo analizador directo de mercurio (DMA-80). Halló que las sardinas recolectadas en los 17 puntos tuvieron una variación de mercurio total (T-Hg) de entre $0.023 \pm 0.000 \mu\text{g/g}$ a $0.072 \pm 0.010 \mu\text{g/g}$ de peso húmedo respectivamente. Mientras el nivel de mercurio total medio fue de $0.039 \pm 0.004 \mu\text{g/g}$, refiriendo que los valores obtenidos de mercurio se hallan dentro de los límites permisibles para ingesta humana [16].

Nunes Neto et al., (2024) en su artículo “Análisis comparativo entre los niveles de mercurio en tejidos de peces evaluados utilizando un analizador de mercurio directo y un espectrofotómetro de masas acoplado a plasma inductivamente”, tomó 106 muestras de pulpa muscular seca de peces pertenecientes a distintas escalas tróficas y modo de alimentación como el detritívoro *Pterygoplichthys pardalis* “acari”, el omnívoro *Pygocentrus nattereri* “piranha”, los carnívoros *Pseudoplatystoma fasciatum* “caparari” y *Cichla ocellaris* “tucunaré” que fueron capturados en la región del bajo Amazonas y, analizó el nivel de mercurio usando dos métodos, espectrofotometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) y el equipo analizador directo de mercurio (TDA-AAS o DMA-80). Encontró, un nivel medio total de mercurio en entre las 4 especies $1.90 \pm 0.18 \text{ mg/kg}$ por DMA-80 y $1.55 \pm 0.13 \text{ mg/kg}$ por ICP-MS; refiriendo que estos niveles de T-Hg conseguido en tejido muscular de las especies de peces se hallan por encima de los niveles máximos aceptados por la Unión Europea, legislación brasileña y EE.UU. hallando además que en peces con alto niveles de mercurio, DMA-80 poseía las concentraciones más elevadas de mercurio, manifestando que DMA-80 posee alta especificidad y sensibilidad para detectar mercurio en muestras contaminadas en comparación con ICP-MS [17].

De Lacerda et al., (2024) en su estudio “Un registro de 35 años (1987-2022) de concentraciones de Hg en dos de las especies de peces más consumidas por las personas que viven en la cuenca superior del río Madeira, región amazónica brasileña”, analizó dentro del periodo de 35 años tejido muscular húmedo de 826 muestras del detritívoro *Prochilodus nigricans* “curimatá” y 831 muestras del piscívoro *Cichla pleiozona* “tucunare”, haciendo uso de la técnica analítica de espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío (CV-AAS), hallando un nivel total medio de mercurio para *P. nigricans* y *C. pleiozona* de 0.158 mg/kg y 0.879 mg/kg respectivamente. Refiriendo que el nivel T-Hg medio de la especie detritívora no sobrepasaron los límites máximos permisibles de la legislación brasileña, sin embargo, para la especie carnívora, el nivel T-Hg medio alcanzó un máximo de 3.00 mg/kg entre el periodo 2016 y 2022, con lo que superaba los límites máximos permisibles legales [18].

Amine et al., (2024) en su artículo “Mercurio en cuatro pescados comunes vendidos en Argelia y riesgo asociado”, examinó 135 muestras de pescado de las especies *Sardina pilchardus*, *Sparus aurata*, *Merluccius merluccius* y *Auxis rochei*, empleando un analizador directo de mercurio (DMA-80) para determinar los niveles de mercurio. Hallando un nivel de T-Hg medio de 0.19 ± 0.16 mg/kg de peso húmedo en las 135 muestras, y las siguientes concentraciones totales medio de mercurio en el siguiente orden ascendente; *Sardina pilchardus* (0.17 ± 0.08 mg/kg) < *Auxis rochei* (0.23 ± 0.13 mg/kg) < *Merluccius merluccius* (0.26 ± 0.19 mg/kg) < *Sparus aurata* (0.27 ± 0.18 mg/kg); finalmente refiriendo que los niveles más altos se expresaban en peces carnívoros, pero todos los niveles se hallaban por debajo de los límites permisibles y representaban un bajo riesgo para la salud de personas consumidoras de estas especies [19].

Brodziak y Fischer (2023) en su estudio “Análisis del contenido de mercurio en el pescado para consumo humano en Polonia”, analizaron tejido muscular húmedo de 68 peces pertenecientes a 18 especies de peces, es decir, 12 especies de agua salada y 6 de agua dulce, para el cual empleó el equipo analizador AMA 254 que usa la técnica de espectrofotometría de absorción atómica (AAS). Encontraron que el nivel de T-Hg medio en peces salados fue

0.100 mg/kg en contraste con el T-Hg medio para peces de agua dulce que fue de 0.063 mg/kg. Pero siendo los peces con mayor contenido de mercurio de agua salada el *Thunnus thynnus* con 0.278 mg/kg, *Thunnus albacares* 0.265 mg/kg y *Hippoglossus hippoglossus* con 0.125 mg/kg, mientras que a los de agua dulce se tiene a *Lates niloticus* con 0.138 mg/kg, *Esox Lucius* 0.128 mg/kg y *Sander lucioperca* con 0.125 mg/kg. Mientras que los peces marinos con bajos niveles de mercurio fueron *Merluccius merluccius* (0.041 mg/kg), *Gadus chalcogrammus* (0.037 mg/kg) y *Salmo salar* (0.017 mg/kg) y los de agua dulce la *Salmo trutta* (0.010 mg/kg) y la *Cyprinus carpio* (0.013 mg/kg) y reportando que los valores de mercurio en estas especies no superaban los estándares sugeridos [20].

Huatarongo y Santamaria (2023), en sus tesis "Nivel de mercurio en el pescado comercializado en el mercado 1ero de setiembre y sus alrededores, distrito de San Juan de Lurigancho marzo, Lima-2022", analizaron 14 muestras de tejido muscular fresco de *S. Scombrus* "caballa" y *Trachurus murphyi* "jurel" bajo la técnica de espectrofotometría de absorción atómica asociado a vapor frio, encontrando valores medio de mercurio total de 0.026 ± 0.126 mg/kg, refiriendo que las muestras están dentro de los límites permisibles para consumo humano [21].

Bustamante et al., (2020) llevaron a cabo un estudio titulado "Determinación y cuantificación de mercurio total en tejido muscular de "pargo" *Lutjanus colorado*, mediante la técnica de vapor frio acoplada a espectrofotometría de fluorescencia atómica". En este estudio, se seleccionaron cinco ejemplares de pargos por tamaño: pequeño, mediano y grande. Los resultados revelaron concentraciones de mercurio total en tejido muscular para pargos pequeños de 0.077, 0.079, 0.046, 0.093 y 0.113 mg/kg respectivamente. En el caso de los pargos medianos, se registraron valores de 0.163, 0.111, 0.176, 0.201 y 0.185 mg/kg correspondientemente. Por otro lado, los pargos grandes mostraron concentraciones más elevadas de Hg en tejido muscular, registrando valores de 0.160, 0.182, 0.176, 0.361 y 0.170 mg/kg respectivamente [22].

Mehouel et al., (2019), en su estudio titulado "Evaluación de la contaminación por metales pesados (mercurio, plomo y cadmio) de la "sardina" *Sardina*

pilchardus y del "pez espada" *Xiphias gladius* pescados en tres costas argelinas", analizaron 70 muestras de sardinas y 30 pez espada mediante espectroscopia de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente, hallaron niveles promedio de Hg, Pb y Cd en sardinas de 0.62, 0.55 y 2.13 mg/kg de peso húmedo, respectivamente. Por otro lado, los niveles medios para el pez espada fueron de 0.56, 0.57 y 3.9 mg/kg de peso húmedo, respectivamente. Refiriendo que estos niveles superan los límites permitidos según las normativas argelinas y europeas, y únicamente el mercurio encontrado en el pez espada se halla en el límite establecido [4].

CINCIA (2018) divulgó su investigación titulada "Mercurio en peces de pozas mineras en Madre de Dios, Perú". En este estudio, se usó un equipo analizador directo de mercurio (Milestone DMA-80 Direct Mercury Analyzer) para examinar 473 ejemplares de 49 especies de peces provenientes de 7 pozas abandonadas, 2 cochas y 1 río. Se tomaron peces de diversos niveles de la cadena trófica, incluyendo herbívoros como el *Hypostomus* sp. "carachama", *Potamorhina altamazonica* "yahuarachi", *Prochilodus nigricans* "bocachico" y *Steindachnerina* spp. "sardina". También se evaluaron especies omnívoras como *Leporinus friderici* "lisa" y *Triporthesus* spp. "sardina" (25), así como piscívoros como *Hoplias malabaricus* "fasaco", *Acestrorhynchus falcatus* "pejeperro" y *Serrasalmus* spp. "piraña". Los resultados indicaron que los peces procedentes de zonas mineras presentaban concentraciones más elevadas de mercurio en comparación con aquellos de áreas sin actividad minera. Además, se observó que las concentraciones de mercurio en especies herbívoras eran significativamente inferiores en comparación con los peces omnívoros y piscívoros en todos los lugares analizados, destacando un aumento en los niveles de mercurio a lo largo de la cadena alimentaria [23].

Bastos et al., (2015), en su investigación "Mercurio en peces del río Madeira (evaluación temporal y espacial), Amazonia brasileña", empleando el equipo de espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío, determinaron los niveles de T-Hg (y metilmercurio) en 3182 muestras de peces pertenecientes a 84 especies diferentes de la red trófica acuática, considerando su tamaño. Observaron que los peces situados en la cima de la red trófica acuática, como

los piscívoros, presentaban niveles medios más elevados de mercurio total, oscilando entre 0.051 y 1.242 mg/kg. En contraste, los peces omnívoros y herbívoros mostraban niveles medios de Hg total en el rango de 0.026 a 0.494 mg/kg, mientras que los peces detritívoros exhibían niveles medios más bajos, comprendidos entre 0.009 y 0.275 mg/kg. Además, se observó un aumento en la concentración de mercurio en función del tamaño, sugiriendo que la bioacumulación de mercurio en el tejido muscular de los peces está influenciada por las estrategias alimenticias [24].

Olivero et al., (2009), en su investigación titulada "Evaluación de mercurio en músculo de peces de la Bahía de Cartagena, un estuario tropical al norte de Colombia", usando un espectrómetro de mercurio RA-915 + Zeeman examinó el tejido muscular de diversos peces pertenecientes a la red trófica con el objetivo de determinar los niveles de mercurio total (T-Hg). Sus resultados revelaron que los niveles de T-Hg variaron entre 0.010 y 0.526 mg/kg, con un promedio general de 0.051 ± 0.002 mg/kg. Se observó que los peces piscívoros presentaban un nivel medio elevado de T-Hg (0.100 ± 0.006 mg/kg), seguidos por los peces omnívoros (0.076 ± 0.014 mg/kg) y, por último, las especies detritívoras con (0.028 ± 0.001 mg/kg) [25].

1.2. Bases teóricas

1.2.1. Metales pesados

Son elementos químicos con densidades superiores a 5.0 g/cm^3 , es decir, tienen densidades cinco veces mayores que el agua, y sus pesos atómicos oscilan entre 63.55 g/mol y 200.259 g/mol. Algunos de estos elementos incluyen el mercurio, el plomo, el cadmio y otros más [26].

Los organismos vivos encuentran dificultades en metabolizar estos elementos debido a su alta estabilidad, lo que conduce a la bioacumulación en los distintos niveles de la cadena alimentaria [9,27]. Por ejemplo, los peces se ven expuestos a metales pesados a través de dos rutas: la vía primaria, que implica la absorción de metales presentes en el agua a través de la piel y las branquias; mientras que

la vía secundaria incluye la absorción de metales a través del tracto intestinal, ya sea por la ingesta de alimentos contaminados o fragmentos de sedimentos [28].

1.2.1.1. Mercurio

El mercurio presenta una densidad de 5.43 g/cm³, con puntos de fusión y ebullición de -39°C y 357°C respectivamente. Estas propiedades físicas hacen que el mercurio se encuentre en estado líquido a temperatura ambiente, destacándose además por su facilidad para evaporarse [29].

1.2.1.2. Fuentes de mercurio

El mercurio en el entorno proviene tanto de procesos naturales, como la desgasificación de la corteza terrestre durante las emisiones volcánicas, la erosión de rocas y suelos expuestos al viento o al agua [29]; y de actividades humanas, como la deforestación y la minería [30]. Entre 2010 y 2015, la minería fue responsable del 20% de las emisiones globales de mercurio a la atmósfera [31], siendo la minería artesanal y de pequeña escala (MAPE) responsable del 38% (838 toneladas de mercurio) [32]. En la Amazonía, la MAPE libera aprox. 200 toneladas por metro cúbico al año, lo que indica que el 80% de las emisiones de mercurio en la región provienen de América del Sur. Además, el suelo amazónico, incluso en condiciones naturales, presenta niveles significativos de mercurio, convirtiéndose en una fuente adicional de emisiones al medio ambiente [33,34].

1.2.1.3. Ciclo del mercurio

En general el mercurio se puede clasificar como orgánico e inorgánico, pero el entorno ambiental principalmente el mercurio se encuentra en las siguientes formas: como mercurio metálico (Hg⁰), mercurio mercúrico (HgS, HgO, HgCl₂, HgSO₄) y mercurio orgánico (MeHg). Sin embargo, las formas más prevalentes en el suelo son el Hg²⁺ y el MeHg [29,35]. Cuando el mercurio está en forma de vapor (Hg⁰) [36], se oxida a mercurio divalente (Hg²⁺) al interactuar con las nubes. Este mercurio precipita con las gotas de lluvia en el agua y en el suelo,

donde las bacterias metano-génicas combinan el mercurio con el metano, dando lugar al metilmercurio (CH_3Hg) [37]. Tanto el metilmercurio como el Hg^{2+} son compuestos altamente liposolubles, permitiendo su fácil ingreso en las células y su incorporación a la cadena alimentaria. Así, la biota acuática se convierte en un medio directo para la transferencia de mercurio desde el agua contaminada a los organismos vivos, especialmente cuando las personas se alimentan principalmente de peces [38,39].

1.2.1.4. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio

Tras metilación del mercurio en el lecho acuático por bacterias metano-génicas, éste se bioacumula en fitopláctones o flora vegetal acuática, encontrándose así mil veces más mercurio en estos organismos que en el agua circundante [40,41], finalmente éstos son consumidos por zoopláctones, larvas, etc. Luego, los animales bentónicos, demersales y pelágicos a través de la ingesta permanente y abundante de zoopláctones, larvas, etc., que poseen una alta tasa de absorción de mercurio que, de eliminación, transmiten así un incremento exponencial de los niveles de mercurio a los animales superiores de la cadena trófica por biomagnificación [42]. Estos animales principalmente de especies omnívoras y carnívoras son capturados por el hombre que lo incorpora en su dieta. De modo que, la salud humana y vida silvestre está expuesta al mercurio, dado que, el hombre y también animales acuáticos se hallan en la cima de la cadena alimentaria [43]. Por ejemplo, el zooplancton acumula mercurio en un promedio de ~20 ng/g de peso seco en contraste con 1500 ng/g de peso seco en músculo de foca anillada [44,45].

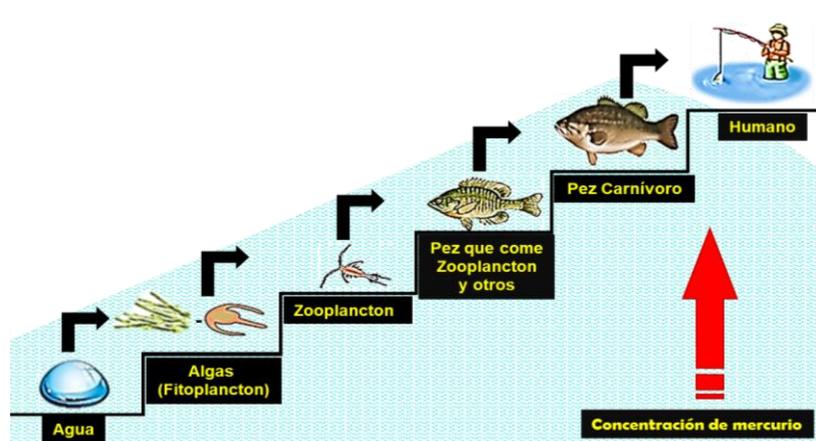


Figura 1. Diagrama de proceso de bioacumulación y biomagnificación de mercurio en biota acuática [23,46].

1.2.1.5. Mecanismos moleculares de toxicidad del mercurio

Entre los distintos complejos que forma el Hg tras desmetilación en el organismo, el cisteína-Hg-cisteína es más preminente, lo que lo permitiría atravesar la membrana celular. Por lo que, el complejo $\text{Hg}(\text{Cys})_2$ imitaría muy posiblemente a cisteína (aminoácido sulfurado en forma libre) y utilizaría los mismos canales transportadores activos empleados en el transporte de cisteína hacia el intracelular [47].

Por otro lado, las células fagocíticas que se hallan en los distintos tejidos corporales rompen los enlaces mercurio-carbono [48]. El mercurio iónico derivados de forma orgánica y metálica poseen una elevada afinidad por los grupos sulfhidrilos de proteínas y enzimas, lo que lleva a una precipitación y agotamiento de estos últimos, y en efecto generar disfunciones de varias rutas bioquímicas. Entre estas, se tiene a la colinoacetil-transferasa que se halla en los botones axónicos sintetizando acetilcolina; la cual es inhibida por el mercurio, este bloqueo generara una deficiencia de acetilcolina que generara una disfunción motora y procesamiento de información neuronal, etc. Por otro lado, es importante mencionar que el mercurio iónico, además se une a grupos: fosforilo, amida, carboxilo y amina [49,50].

Forma complejos con el selenio, modificando las actividades enzimáticas de la tiorredoxina reductasa, glutatión peroxidasa y yodotironina desyodasas, en las cuales el selenio participa como cofactor enzimático, y el mercurio impide que este último intervenga en las reacciones oxido-reducción y activación e inactivación de hormonas tiroideas. Asimismo, el mercurio compite con el zinc para ligarse con las tioneinas; si bien es cierto, el zinc es movilizado de una célula u orgánulo a otro mediante las tioneinas [51]. El zinc, es un metal vital para la activación de ciertos factores de transcripción al ligarse a la región del dedo de

zinc de proteína [52,53] y en este punto es en el que el mercurio se incorpora [50].

Por otro lado; el mercurio se liga a los microtúbulos, los cuales están constituidos por polímeros de tubulina, una proteína que posee grupos tioles a los cuales se liga el mercurio, y así el proceso de polimerización y montaje de tubulina queda bloqueado. Este bloqueo conducirá a la formación inadecuada o desaparición de los túbulos en las células. Los microtúbulos forman parte del citoesqueleto de las células y además intervienen en la migración celular y división celular, lo que sustenta las bases moleculares de la intoxicación por mercurio [48].

1.2.2. Efectos tóxicos del mercurio en la salud

La principal forma de mercurio a la que está expuesta la población amazónica, es el mercurio orgánico (CH_3Hg), dado que éste se acumula en alimentos, y dentro de estos los peces [49]. Y es importante resaltar que, los pobladores amazónicos poseen una forma característica de alimentarse y modo de vida, siendo así el pescado un recurso que forma parte del 80% de sus dietas para la adquisición de proteínas, por lo que el grado de exposición a mercurio asociado al consumo de pescado es alto, poniendo en riesgo la salud de las personas y de las comunidades nativas [54]. Estudios de últimos años, refieren que niños amazónicos tras exposiciones prolongadas a mercurio poseen: dificultades en razonar y procesar informaciones, déficit de memoria y deficiencia en el desarrollo nervioso y rendimiento psicomotor [55,56].

Ciertos porcentajes relativos de mercurio derivados de forma orgánica y metálica consiguen bioacumularse en el cerebro y tejidos fetales, dado que, estas formas consiguen con facilidad atravesar la BHE y placentaria, para luego quedarse inmobilizadas por su conversión a formas iónicas y formar complejos con elementos orgánicos intracelulares [57]. Así generar efectos perniciosos en los sistemas: nervioso, cardiovascular, respiratorio, gastrointestinal, renal, muscular y otros [58]. Dentro de estos daños perniciosos en adultos se tiene:

Tabla 1. Efectos de toxicidad aguda del mercurio y su forma orgánica e inorgánica en adultos

Órganos o sistemas	Toxicidad aguda		
	Mercurio orgánico	Mercurio mercúrico	Mercurio Metálico
SNC	Discapacidad visual, disfunción auditiva, trastornos olfativos y gustativos, ataxia cerebelosa, temblor en miembros inferiores y superiores, disartria, trastornos somatosensoriales, trastornos psiquiátricos (mutismo acinético, ataxia con/sin síntomas extrapiramidales, disfunciones intelectuales/personales)	-	-
Sist. Cardiovascular	-	Hipertensión, taquicardia	Hipertensión, taquicardia
Pulmón	-	-	Disnea, dolor torácico pleurítico, enfisema intersticial, neumatocele, neumotórax, neumomediastino, fibrosis intersticial
Hígado	-		hepatotoxicidad
Sist. Renal	-	Según dosis; oliguria, anuria, isquemia renal, IRA	Según dosis; proteinuria, hematuria, IRA
TGI	-	Irritación y molestias gástricas, estomatitis, vomito	-
Placa Neuromuscular	-	Disfunción muscular	Temblores
Otros	-	-	Confusión, escalofríos, fiebre

Fuente: [48,49,57,59]

Tabla 2. Efectos de toxicidad crónica del mercurio y su forma orgánica e inorgánica en adultos

Órganos o sistemas	Toxicidad crónica		
	Mercurio orgánico	Mercurio mercúrico	Mercurio Metálico
SNC	-	Demencia, insomnio, polineuropatía, labilidad emocional, bipolaridad, debilidad, visión borrosa, disartria, irritabilidad.	-
Sist. Cardiovascular	Riesgo de infarto de miocardio	Riesgo de infarto de miocardio	
Pulmón	-	-	Tos crónica
Hígado	-	-	-
Sist. Renal	-	Glomerulonefritis, síndrome nefrótico, proteinuria y enzimuria a dosis bajas, riesgo de IR.	Proteinuria y enzimuria a dosis bajas
TGI		Colitis	-
Placa Neuromuscular	Parestesia leve, moderada o severo	Disfunción neuromuscular, temblor, parestesia	Temblor, fasciculaciones, mioclonias, calambres
Otros	-	Sialorrea, sabor metálico, edema, sensibilidad en encías	-

Fuente: [47,49,57,59]

Los recién nacidos (RN) y niños pueden sufrir intoxicaciones agudas y crónicas indirectamente (desde el vientre materno) y directamente al mercurio:

Tabla 3. Efectos de toxicidad aguda y crónica sobre RN y niños

Órganos o sistemas	Toxicidad aguda	Toxicidad crónica	
	Mercurio orgánico	Mercurio mercúrico	Mercurio metálico
SNC	Dermografismo, afección del gusto, el olfato, el oído, convulsiones, deficiencia en la masticación,	Retraso mental, convulsiones, fotofobia, depresión, irritabilidad, bajo	Microcefalea, parálisis cerebral, trastornos neurodegenerativos, ceguera y sordera, disfunción psicomotriz, deterioro neurocognitivo,

	deglución, habla, afecciones psicomotoras y discapacidad intelectual, trastorno de personalidad (tímidos, apatía, violentos, hiperkinéticos, atención distraída), disfunciones severas en el desarrollo mental y motor	rendimiento escolar	epilepsia, disartria, dificultad para succionar, disfunción de coordinación, niños de 7 y 14 años con trastorno de atención, memoria, lenguaje, razonamiento-lógico, disfunción visuoespacial
Sist. Cardiovascular	-	Hipertensión	-
Otros	-	Diaforesis, cefalea, anorexia, sarpullido	-

Fuente: [47–49,57,59–61]

1.2.3. Toxicocinética del mercurio

La cinética del mercurio en el organismo y así como su acción tóxica que desempeña, depende significativamente de su especiación. Por ejemplo, de acuerdo a su conjugación química con otros elementos químicos se tiene al mercurio inorgánico y orgánico, y estas variadas formas de mercurio poseen propiedades y comportamiento diversos en el organismo de los seres vivos y en el medio ambiente [47].

1.2.3.1. Mercurio inorgánico

En este tipo de mercurio, corresponde a todos aquellos compuestos en los que el mercurio se halla enlazado a elementos diferentes al carbono, entre las que se tiene al mercurio metálico, mercurio mercúrico y en menores proporciones al mercurio mercurioso, con tasas de absorción que oscilan de 7% al 15% por vía oral y además exhiben baja biodisponibilidad, las sales de mercurio son más corrosivos que el mercurio metálico, lo que les permite atravesar membranas celulares y ser más absorbidos que el Hg metálico [47].

Mercurio metálico (Hg^0)

Su absorción por ingestión es de 7 a 10%, por la piel 1%, mientras que por inhalación directa es del 80%. Y ya en torrente sanguíneo, inmediatamente se oxida para después traspasarse a varios órganos donde se acumula, principalmente en tejido nervioso, músculos, glándula tiroidea, pulmones, tejido cardiaco, riñón, testículos, enterocitos, páncreas y glándulas sudoríparas donde deteriora la fisiología de estos. El Hg^0 se elimina fundamentalmente en forma de mercurio mercúrico y su excreción puede tardar desde unos cuantos días hasta meses dependiendo del estado redox y de su acumulación, ya que su acumulación en ciertos órganos como el SNC puede dar a un tiempo de vida media de varios años [47].

Mercurio mercúrico (Hg^{2+} : HgO , HgS , HgCl_2 , HgSO_4)

En esta forma de mercurio inorgánico de Hg^{2+} podemos hallar principalmente al óxido de mercurio, sulfuro de mercurio, cloruro de mercurio y al sulfato de mercurio. El Hg^{2+} no es fácilmente absorbido por el TGI, a lo mucho podría absorberse 2%, pero este porcentaje podría elevarse por acción de su efecto corrosivo en el TGI tras exposiciones permanentes. Una vez en la circulación sanguínea se enlaza a proteínas de eritrocitos o aminoácidos libres que exponen átomos de azufre con lo que facilitan su distribución. El Hg^{2+} difunde la barrera placentaria con lo que puede acumularse en el cordón umbilical, líquido amniótico y tejidos fetales, además se acumula en el SNC, células epiteliales del sistema corticomedular renal, plexo coroideo, testículos y en el tejido periportal del hígado, con referente a su excreción se realiza fundamentalmente por vía renal y hepática, pero además se puede eliminar en mínimas proporciones por saliva, lagrimas, sudor y leche materna. Cuenta con una vida media de 42 días para el 80% de una dosis ingerida, lo que evidencia que el Hg^{2+} probablemente se excrete en varias etapas, en un primer momento más rápido y después más lento, lo que sugiere que su excreción ocurre en múltiples fases, ya que el Hg^{2+} acumulado en diversos órganos del cuerpo puede tener cada uno distintas tasas de excreción [47].

1.2.3.2. Mercurio orgánico

En este grupo como principales fuentes de exposición de mercurio, podemos ubicar al metilmercurio y al etilmercurio. Estos tipos de mercurio acceden fácilmente al organismo por vía respiratoria, piel y tracto gastrointestinal, es decir pueden penetrar cualquier membrana celular sin ninguna dificultad. Con respecto al MeHg su absorción vía respiratoria es de 80%, similar al vapor de Hg^0 , su absorción por TGI es inmediatamente entre el 90 y 100% de la dosis ingerida. Tras esto en la circulación sistémica se distribuye fácilmente a todos los tejidos ya que el MeHg es altamente liposoluble y logra cruzar sin dificultad las barreras hematoencefálica y placentaria; y fundamentalmente acumula en el SNC, medula ósea, riñones, placenta, feto y entre otros órganos. Tras paso del tiempo se desmetila para formar mercurio inorgánico, además, el MeHg ha exhibido una vida media de 70 días. Con referente a su excreción, el 90% se elimina vía hepática, pero sufre circulación enterohepática, seguido de vía renal y leche materna, con respecto a este último su excreción mediante esta vía dependerá del nivel de exposición materna [47,62]. Por otro lado, con respecto a la absorción de etilmercurio, es sumamente veloz independientemente de la vía, y aun una mínima fracción en contacto con la piel podría ser severamente mortal. El comportamiento del EtHg es análogo al MeHg, solo que posee una vida media de eliminación a un tercio más largo que el MeHg [47].

1.2.4. Estándares de mercurio en peces de consumo humano

El mercurio ingresa a la cadena alimentaria acuática bajo la forma orgánica para así volverse en la principal fuente dietética de mercurio para el hombre. Si bien los niveles de mercurio varían de acuerdo a los niveles tróficos acuáticos en la que se ubican una serie de especies quienes poseen un modo de vida, modo de alimentación, edad del pescado y sin/con escamas [48]. Los grandes peces, animales mamíferos llegan a acumular mercurio hasta 100 mil veces más elevadas que el medio acuático circundante. Lo que pone en riesgo a los pobladores amazónicos que poseen una alta ingesta permanente de peces grandes y típicos [50]. A raíz de ellos, países europeos, americanos y entre otros,

mediante protocolos, normativas, etc., han establecido ciertos límites permisibles de mercurio total en tejido muscular de pescado de consumo humano. Valores que brindan un punto de referencia para salvaguardar y preservar la salud de las personas. Algunos de estos valores fueron extrapolados del riesgo de padecer cáncer a partir de exposiciones en las que puede medirse a exposiciones bajas.

Tabla 4. Valores máximos de referencia de Hg según algunas normas internacionales y nacionales.

Organización recomendada	Valor (peso húmedo)		Valor (peso seco)*	
	Peces piscívoros	Peces no piscívoros	Peces piscívoros	Peces no piscívoros
FAO [63], UE [64] y SANIPES [65]	0.5 mg/kg		2.0 mg /kg	
Brasil [66], Australia y Nueva Zelanda [67]	1.0 mg/kg	0.5 mg/kg	4.0 mg/kg	2.0 mg/kg

*Valor aproximado del peso seco convertido del peso húmedo recomendado por instituciones [68].

1.3. Definición de términos básicos

1.3.1. Análisis directo de mercurio

Es una técnica de análisis avanzada para medir el nivel de mercurio en varias muestras líquidas, sólidas y gaseosas sin requerir un tratamiento químico de antemano. Sino que, la muestra sufre un proceso de descomposición térmica, después el mercurio liberado se amalgama y es determinada por el método de absorción atómica. Esta técnica es fundamentalmente usada en el ámbito de alimentos, del ambiental, campo biológico, etc., donde la medición exacta del mercurio es clave [69].

1.3.2. Bioacumulación

Refiere a la capacidad de una molécula, átomo, energía, etc., capaz de almacenarse selectivamente en el tejido de un organismo en referencia a las concentraciones presentes en el medio que habita [70].

1.3.3. Biomagnificación

Es el incremento de las concentraciones de una molécula, átomo, energía, etc., en tejidos de seres vivos de la cadena trófica en orden sucesivo [71].

1.3.4. Perifitón

Organismos inmersos en una matriz mucopolisacárida que se hallan alrededor de un vegetal sumergido en el agua. Mientras que aquellas especies que hallan presentes en áreas arenosas se denominan **episammon**, sobre sedimentos finos como arcilla del lecho acuático se denomina **epipelon** y si lo hacen sobre piedras se denominan **epiliton** [14].

1.3.5. Detritívoros

Son organismos que consumen y degradan fracciones orgánicas en descomposición y tienen un papel vital al reciclar nutrientes en los ecosistemas, es decir, procesan materia orgánica muerta para liberar nutrientes al ambiente donde otros organismos se benefician de ella, pero al hacer dicho proceso adquieren su energía [72,73].

1.3.6. Piscívoros

Son especies depredadoras que se alimentan básicamente de una amplia gama de peces, lo que los coloca en la cima de la cadena trófica acuática [74].

CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES

2.1. Formulación de la hipótesis

Existen niveles elevados de mercurio en tejidos musculares de las especies de peces *Hoplias malabaricus* “fasaco”, *Pseudoplatystoma punctifer* “doncella”, *Pimelodus blochii* “bagre”, *Cichla monoculus* “tucunaré” y *Semaprochilodus insignis* “yaraqui”; procedentes del distrito Alto Nanay, 2023.

2.2. Variables de estudio y su operacionalización

2.2.1. Variables de estudio

Variable dependiente

Niveles de mercurio. Está dado por el metal contenido en los tejidos musculares de los especímenes, que fue desprendido y medido. Y cuyos valores obtenidos tras el análisis, fueron comparados con los estándares nacionales e internaciones de mercurio.

Variable independiente

Tejido muscular de pescado. Son los gramos de pulpa de pescado obtenido de cada espécimen para el análisis de mercurio.

2.2.2. Operacionalización de variables

Variable dependiente	Definición operacional	Tipo por su naturaleza	Indicadores	Escala de medición	Categoría	Valores de las categorías	Medios de verificación
Niveles de mercurio	Consiste en medir los niveles de mercurio en tejido muscular de <i>Hoplias malabaricus</i> "fasaco", <i>Pseudoplatystoma punctifer</i> "doncella", <i>Pimelodus blochii</i> "bagre", <i>Cichla monoculus</i> "tucunaré" y <i>Semaprochilodus insignis</i> "yaraqui" en creciente y vaciante del alto río Nanay	Cuantitativa	Valor determinado	Razón	Peso húmedo	mg/kg	Equipo analizador directo de mercurio (DMA-80 evo)
					Peso seco		
	Además, comparar dichos niveles de mercurio obtenidos de cada espécimen con valores estándares de mercurio	Cuantitativa	Valor determinado	Razón	Límites máximos en peso húmedo	> 0.5 mg/kg, piscívoros y no piscívoros	Estándar FAO, UE y SANIPES
						> 0.5 mg/kg, no piscívoros	Legislación brasilera, australiana y neozelandesa
						> 1.0 mg/kg, piscívoros	
					Límites máximos en peso seco	> 2.0 mg/kg, piscívoros y no piscívoros	Estándar FAO, UE y SANIPES
						> 2.0 mg/kg, no piscívoros	Legislación brasilera, australiana y neozelandesa
						> 4.0 mg/kg, piscívoros	
	Asimismo, estimar los riesgos que podrían causar a la salud los niveles de mercurio presente en los especímenes por su ingesta.	Cuantitativa	CDIm	Razón	Límites de consumo	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día} \leq 0,571$	Directrices de la U.S. EPA y JECFA
				Razón		> 1	
Razón				Comidas/semana			

Variable independiente	Definición operacional	Tipo por su naturaleza	Indicadores	Escala de medición	Categoría	Valores de las categorías	Medios de verificación
Tejido Muscular de pescado	Consiste en tomar 5g de musculo de la zona dorsal de cada espécimen <i>Hoplias malabaricus</i> "fasaco", <i>Pseudoplatystoma punctifer</i> "doncella", <i>Pimelodus blochii</i> "bagre", <i>Cichla monoculus</i> "tucunaré" y <i>Semaprochilodus insignis</i> "yaraqui" para el análisis respectivo.	Cuantitativa	Gramos	Razón	Peso húmedo	Ninguna	Balanza gramera

CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1. Diseño metodológico

La siguiente investigación fue de enfoque cuantitativo, con diseño metodológico del tipo no experimental, descriptivo simple, prospectivo y con toma de datos longitudinal.

No experimental: porque no se alteró ninguna de las variables que se analizaron mediante equipos diseñados para el análisis de mercurio.

Descriptivo: porque se explican los datos obtenidos tal y como las concentraciones de mercurio se presentan tras el análisis de las muestras.

Cuantitativo: porque se mide absolutamente la concentración del metal.

Prospectivo: por el análisis que puede presentar comportamientos a futuro.

3.2. Diseño muestral

Descriptivo simple

Esquema:



Donde:

M: tejido muscular

O: niveles de mercurio

Población de estudio

La población de estudio estuvo constituida por especies de peces cuya condición alimentaria es piscívora como el *Hoplias malabaricus* “fasaco”, *Pseudoplatystoma punctifer* “doncella”, *Pimelodus blochii* “bagre”, *Cichla monoculus* “tucunaré” y el detritívoro *Semaprochilodus insignis* “yaraqui”; que se hallan presentes en 3 sitios pertenecientes a la zona alta del río Nanay,

específicamente ubicada en las coordenadas de las comunidades de San Juan de Ungurahual: 3°54'08.2"S; 73°48'35.1"O, Diamante Azul: 3°54'03.3"S; 73°46'46.2"O y Santa María: 3°53'19.1"S; 73°41'46.7"O zonas en la que sus pobladores realizan faenas de pesca, además en estas sitios no existen actividades de minería legal de oro a campo abierto, pero en aguas más arriba, la minería ilegal de extracción de oro es enorme, en el que se libera el mercurio directamente al río tras usarse como amalgamador de oro.

Toma de muestra

Se realizó dos muestreos en periodos de creciente (Febrero-Marzo) y vaciante (Julio-Agosto) del río Nanay [75], para el cual se analizaron 3 especímenes por especie mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia; es decir, teniendo un total de 15 especímenes entre las cinco especies por muestreo, consiguiendo un total de 30 especímenes.

Criterio de selección

Con respecto al criterio de inclusión, se eligieron especímenes de dimensiones medianas a grandes. Mientras que, para el criterio de exclusión, no se eligieron especímenes muy pequeños, dado que en su mayoría los pobladores no la consumen.

3.3. Procedimiento de recolección de datos

Se siguió un conjunto de procesos algorítmicos ordenados para realizar el muestreo de peces y análisis de mercurio (ver diagrama).

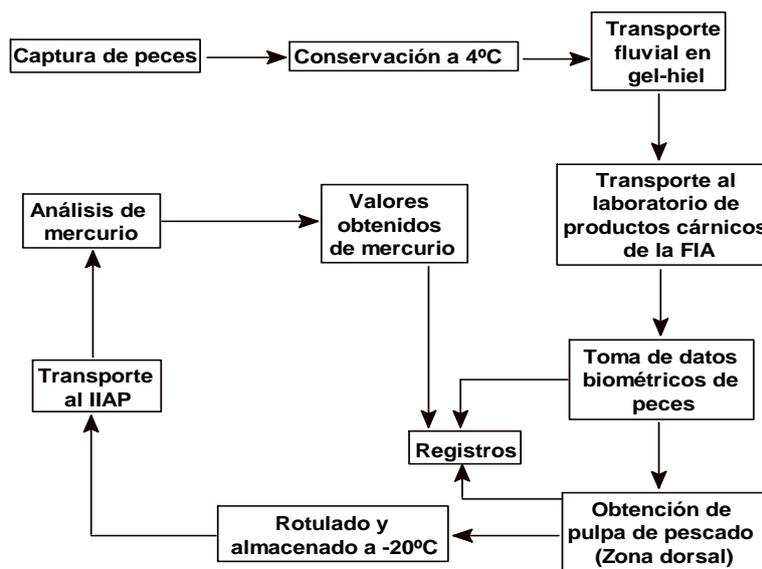


Figura 2. Directrices seguidas para el muestreo de peces y el análisis de mercurio total.

3.3.1. Muestreo de peces

- a. Las cinco especies de peces mencionadas, se capturaron mediante el empleo de anzuelos y redes en el alto río Nanay, específicamente en zonas donde los pobladores de las comunidades de San Juan de Ungurahual, Diamante Azul y Santa María realizan faenas de pesca.
- b. A los especímenes capturados se les retiraron las vísceras y fueron limpiadas adecuadamente con abundante agua para luego ser conservadas a 4°C en una congeladora de un poblador de la comunidad de Santa María [76].
- c. Las muestras fueron traídas a la ciudad de Iquitos en coolers con abundante hielo en motonaves fluviales.
- d. Luego se transportaron hasta el taller de productos cárnicos de la Facultad de Industrias Alimentarias - UNAP, donde se les tomó el peso y tamaño de los pescados, para luego extraer 5 gramos de pulpa de tejido muscular de la zona dorsal y depositarlos en bolsas herméticas con cierre que estaban debidamente rotuladas, para ser congelados a -20°C para su posterior análisis [26,76].
- e. Las muestras se transportaron en coolers con abundante gel-hielo al laboratorio del Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana (IIAP) para su análisis y obtención respectiva de mercurio.

3.3.2. Análisis de mercurio

a. Un porcentaje de muestra se pesó en un plato de cuarzo, que luego fue puesto en el interior del tubo catalizador, en donde ocurrieron dos sucesos; primero donde se genera el secado de la muestra y luego donde se procede a la etapa de descomposición térmica aeróbica en el que se libera el mercurio en forma de vapor [77].

b. El mercurio en forma de vapor es arrastrado hacia el amalgamador por aire comprimido, donde el mercurio es atrapado, y tras la descomposición total de la muestra, el amalgamador es calentado para liberar el mercurio en las dos celdas de observación, es decir en donde se incidirá un haz de luz luminoso a 254nm sobre las celdas que contiene mercurio [77].

c. Y mediante un analizador directo de mercurio (DMA-80 evo) del Centro de Innovación Científica Amazónica [69], se determinó el contenido total de mercurio sin tener en cuenta el estado de oxidación del metal [77].

3.3.3. Verificación de límites de mercurio aptos para consumo humano.

A) Recomendaciones de organismos internacionales

Los valores obtenidos de mercurio total medio en peso húmedo y peso seco de las especies piscívoras y detritívoras en los periodos de creciente y vaciante del río Nanay, fueron comparadas con los límites recomendados por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [63], Unión Europea [64], Organismo de Sanidad Pesquera Peruana (SANIPES) [65], Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria Brasileira [66] y las Normas Alimentarias de Australia y Nueva Zelanda [67], cuyos límites y sugerencias se fundamentan en la toxicidad del mercurio y en la necesidad de salvaguardar la salud pública.

B) Límites de consumo basados en el riesgo

Para saber si estos peces con sus niveles respectivos de mercurio obtenido tanto en creciente y vaciante del río son aptos para consumo humano, es importante

conocer el riesgo que podía causar a la salud al consumirse, para el cual es importante estimar aquellos riesgos para desarrollar advertencias de consumo, por ejemplo, hay que saber la cantidad diaria de mercurio consumido por tamaño de comida, y esta cantidad diaria de mercurio consumido por tamaño de comida no debe superar 0.571 µg/kg al día. Se debe estimar también el cociente de riesgo objetivo y los valores de este no deben sobrepasar por encima de 1, de así serlo, se puede generar daños sistémicos en el tiempo por consumir una determinada porción de tejido muscular. Además de esto, se debe calcular, cual es la tasa máxima permitida de consumo de pescado en comidas por semana, es decir, cuantas veces por semana como máximo se puede consumir determinado pescado por una semana en base a los niveles de mercurio total que posee. Para la estimación de esos riesgos, se siguió las directrices de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) [16,19,58,62,78–80]:

El consumo diario estimado de MeHg por tamaño de comida (EDIm)

El consumo se estimó mediante la siguiente formula:

$$\text{EDIm} = \frac{\text{PE} \times \text{C}}{\text{P}}$$

Donde:

PE: tamaño de porción estándar de 227g para adultos [80].

C: concentración medio de MeHg en el pescado ($C=0.90 \cdot T\text{-Hg}$), se ha hallado que el 90% del T-Hg en peces corresponde a MeHg [81,82].

P: peso corporal promedio adulto ($P = 70\text{kg}$) [58].

Los límites de EDIm sugerido por la base de datos en línea del Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) es 0,571 µg/kg diarios [58,83] para reducir daños de los diversos sistemas del organismos debidos a la exposición toxica aguda y crónica en el tiempo [62].

Cociente de riesgo objetivo (THQ)

El Coeficiente de riesgo se estimó mediante la formula:

$$\text{THQ} = \frac{\text{EDIm}}{\text{RfD}}$$

Donde:

EDIm: consumo diario estimado de Hg por tamaño de comida ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

RfD: Dosis referencia ($0,1 \mu\text{g}/\text{kg} \times \text{día}$) [80,84].

Un THQ por encima de 1 indica que se puede generar efectos sistémicos crónicos por ingerir una determinada proporción de tejido muscular de pescado, este rango de referencia es brindar un límite de exposición protector [58,62,84].

La tasa máxima permitida de consumo de pescado en comidas por semana (CRmw)

Se empleó la siguiente formula:

$$\text{CRmw} = \frac{49}{\text{C} \times \text{PE}}$$

Donde:

49: ingesta diaria permitido de MeHg según la U.S. EPA en adulto es de $49 \mu\text{g}$ Hg por semana (considerando un peso corporal promedio de 70 kg).

C: Concentración medio de MeHg en el pescado ($\text{C}=0.90 \times \text{T-Hg}$).

PE: Tamaño de porción estándar de 227g para adultos

Con esta fórmula se evalúa la cantidad de veces de comidas permitidas de pescado durante un periodo de 7 días, para prever toxicidad crónica y mutagenicidad, es decir, se calcula la tasa máxima permitida de ingesta de

pescado en comidas/semana que se esperaría que no genere ningún daño sistémico crónico [58,80].

3.4. Procesamiento y análisis de datos

Los valores de mercurio conseguidos se analizaron mediante estadística descriptiva, como mercurio total medio, desviación estándar, EDIm, THQ y CRwm los cuales se representaron en gráficos, tablas y entre otras visualizaciones. Mientras para el procesamiento de datos se usaron el programa estadístico R y el programa de hojas de cálculo de Microsoft - Excel.

3.5. Aspectos éticos

Se utilizaron solamente cantidades de pescado necesario para el análisis, no se comprometió a los pescadores ni pobladores en la toma de datos y en la pesca. Tampoco se utilizó la muestra para ningún proceso de cambio genético.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS

4.1. Niveles de T-Hg en tejidos musculares de cuatro especies de peces piscívoros procedentes de la parte alta del río Nanay muestreados en creciente y vaciante

Las especies piscívoras exhiben los siguientes niveles de mercurio total en peso húmedo en creciente de río en el siguiente orden descendente, *Cichla monoculus* con 0.57 ± 0.08 mg/kg, *Pseudoplatystoma punctifer* con 0.54 ± 0.25 mg/kg, *Hoplias malabaricus* con 0.32 ± 0.15 mg/kg y *Pimelodus blochii* con 0.21 ± 0.10 mg/kg. Mas en peso seco, los niveles de T-Hg medio se incrementan significativamente, resaltando *Pseudoplatystoma punctifer* con 2.63 ± 1.06 mg/kg y *Cichla monoculus* con 2.43 ± 0.26 mg/kg seguido de *Hoplias malabaricus* con 1.58 ± 0.82 mg/kg y *Pimelodus blochi* con 1.06 ± 0.45 mg/kg (ver Fig. 3).

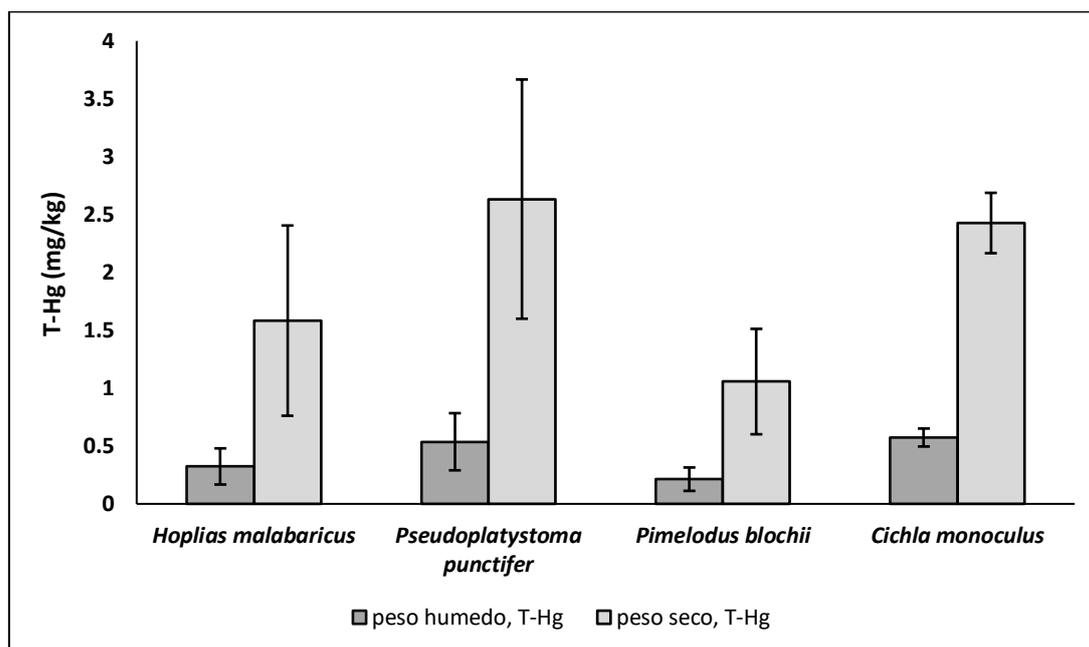


Figura 3. Niveles de T-Hg medio en peso seco y húmedo de piscívoros durante el periodo de creciente del alto río Nanay.

Los valores de T-Hg medio en peso húmedo, en el periodo de vaciante de río para peces piscívoros ascienden en el siguiente orden, 0.25 ± 0.09 mg/kg para *Cichla monoculus*, 0.30 ± 0.05 mg/kg para *Hoplias malabaricus*, 0.30 ± 0.10

mg/kg para *Pseudoplatystoma punctifer* y 0.39 ± 0.04 mg/kg para *Pimelodus blochii*, siendo todos estos valores menores a los registrados en creciente. Sin embargo, estos niveles de T-Hg en peso seco se incrementan considerablemente de igual modo a lo registrado en creciente, siendo *Pimelodus blochii* que exhibe el nivel más elevado de mercurio, con 1.95 ± 0.24 mg/kg, seguido de *Pseudoplatystoma punctifer* con 1.46 ± 0.43 mg/kg, *Hoplias malabaricus* 1.42 ± 0.24 mg/kg y *Cichla monoculus* con 1.17 ± 0.35 mg/kg (Fig. 4).

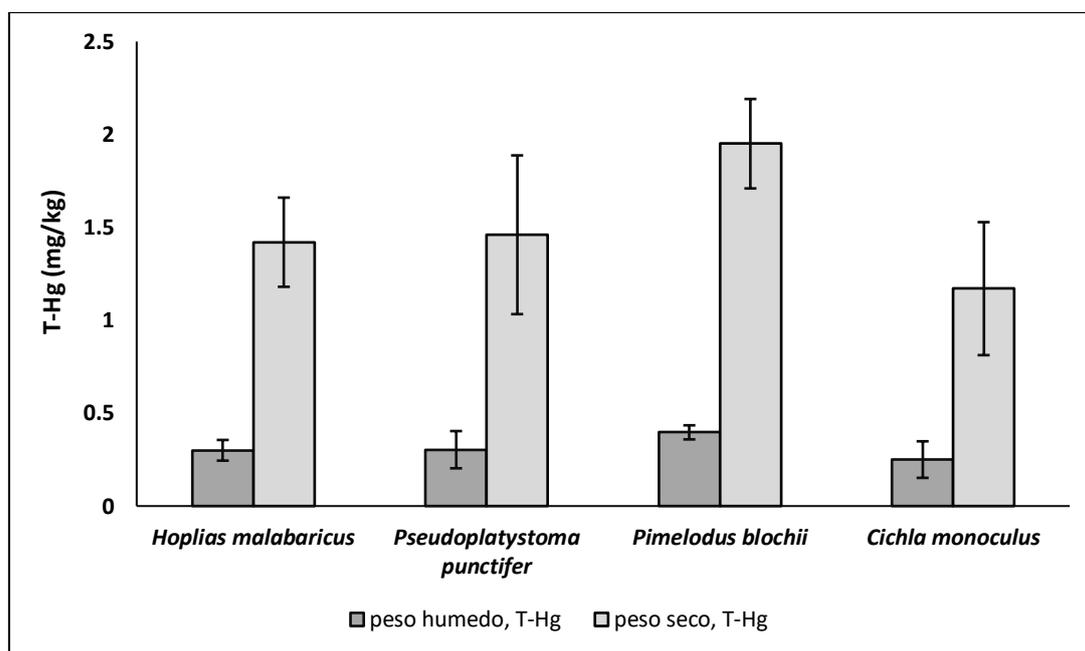


Figura 4. Niveles de T-Hg medio en peso seco y húmedo de piscívoros durante el periodo de vaciante del alto río Nanay.

4.2. Nivel de T-Hg en tejido muscular de pez detritívoro procedente de la parte alta del río Nanay muestreado en creciente y vaciante

El detritívoro *Semaprochilodus insignis* “yaraqui” durante la creciente de río, exhibe los siguientes valores de T-Hg tanto en peso húmedo y seco de 0.16 ± 0.02 mg/kg y 0.70 ± 0.05 mg/kg respectivamente (ver Fig. 5), estos niveles se hallan muy por debajo de los niveles de mercurio exhibido por los piscívoros en creciente (ver Fig. 3).

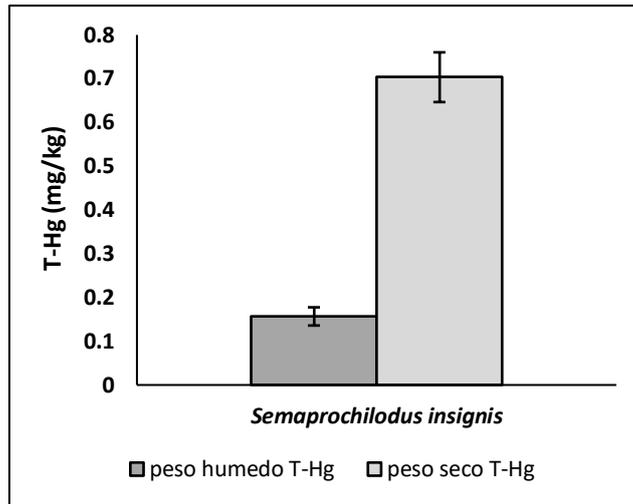


Figura 5. Nivel de T-Hg medio en peso húmedo y seco en la especie detritívora durante el periodo de creciente del alto rio Nanay.

En vaciante, se observa que *Semaprochilodus insignis* “yaraqui” muestra niveles de T-Hg medio tanto en peso húmedo y seco de 0.14 ± 0.02 mg/kg y 0.54 ± 0.06 mg/kg respectivamente (ver Fig. 6), y se observa una reducción significativa a lo exhibido en creciente (ver Fig. 5) y a su vez se hallan muy debajo de los valores exhibidos por los piscívoros en vaciante de rio (ver Fig. 4).

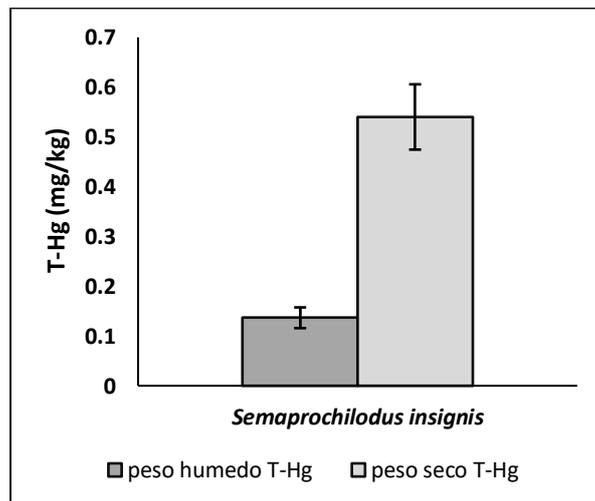


Figura 6. Nivel de T-Hg medio en peso húmedo y seco en la especie detritívora durante el periodo de vaciante del alto rio Nanay.

4.3. Niveles de T-Hg en tejido muscular de peces capturados en creciente y vaciante del alto río Nanay respecto a los parámetros permitidos y su idoneidad para consumo humano

Con respecto a la Fig. 7, se observa que los niveles de mercurio total en peso húmedo para los piscívoros durante creciente de río, *Cichla monoculus* (0.57 ± 0.08 mg/kg) y *Pseudoplatystoma punctifer* (0.54 ± 0.25 mg/kg), superan los límites sugeridos por la FAO, la Unión Europea y Sanipes (0.5 mg/kg). En contraste, *Hoplias malabaricus* y *Pimelodus blochii* presentan niveles muy por debajo de estos límites. En peso seco, *Pseudoplatystoma punctifer* (2.63 ± 1.06 mg/kg) y *Cichla monoculus* (2.43 ± 0.26 mg/kg) nuevamente superan los límites establecidos (2.0 mg/kg). Por otro lado, el detritívoro *Semaprochilodus insignis* muestra valores de mercurio significativamente inferiores a los límites recomendados por la FAO, la Unión Europea y SANIPES (0.5 mg/kg). Sin embargo, al comparar con los estándares de Brasil, Australia y Nueva Zelanda, ninguno de los valores de mercurio observados en los piscívoros y detritívoros, tanto en peso húmedo como seco, supera los rangos sugeridos para consumo humano.

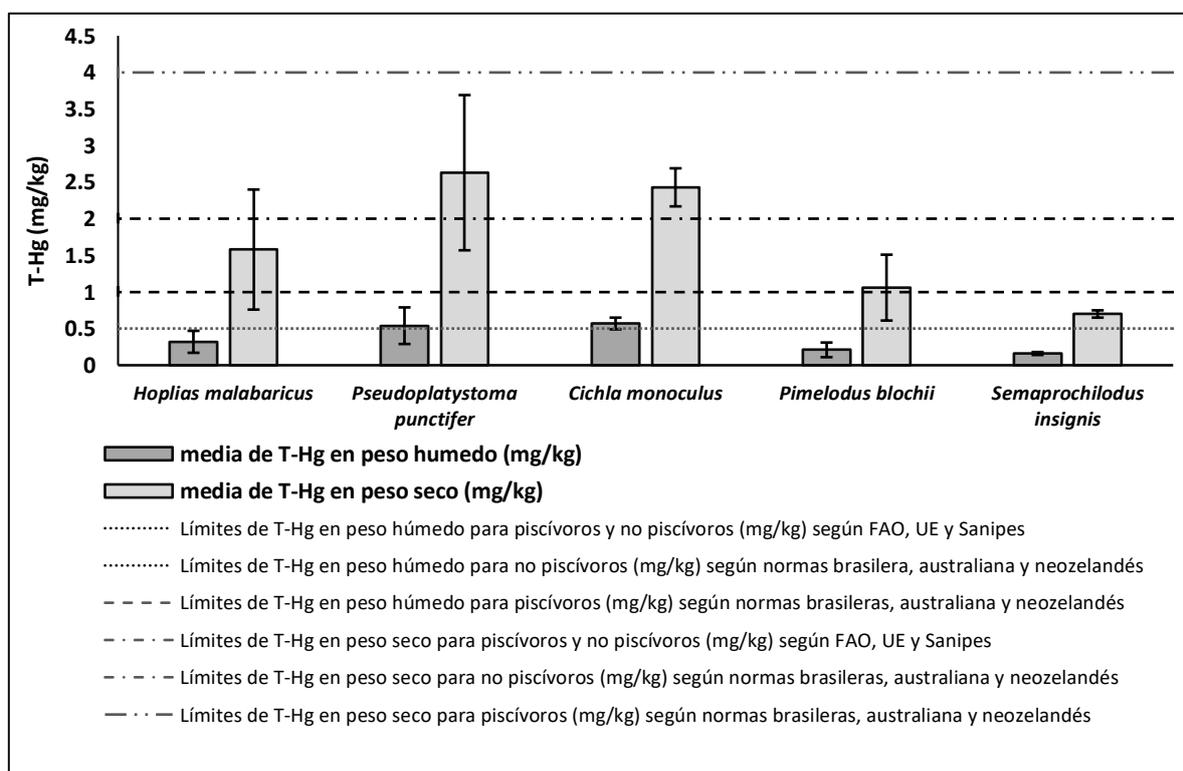


Figura 7. Niveles de T-Hg en peso húmedo y seco de peces del alto río Nanay en periodo de creciente. Las líneas punteadas corresponden a niveles recomendados por los organismos internacionales en músculo de peces (mg/kg).

Los valores de mercurio en peso húmedo de los piscívoros durante vaciante de río (Fig. 8) se encuentran por debajo de los límites establecidos por la FAO, la Unión Europea y SANIPES (0.5 mg/kg). *Cichla monoculus* presenta el valor más bajo, con 0.25 ± 0.09 mg/kg, mientras que *Pimelodus blochii* encabeza la lista con 0.39 ± 0.04 mg/kg. De igual manera, el detritívoro *Semaprochilodus insignis* muestra un valor de 0.14 ± 0.02 mg/kg, indicando que también está por debajo del límite (0.5 mg/kg). En cuanto a los valores en peso seco, tanto piscívoros como detritívoros mantienen niveles de mercurio dentro del límite de 2 mg/kg recomendado por la FAO, la Unión Europea y SANIPES, así como los estándares de Brasil, Australia y Nueva Zelanda, que aceptan hasta 4 mg/kg en peso seco.

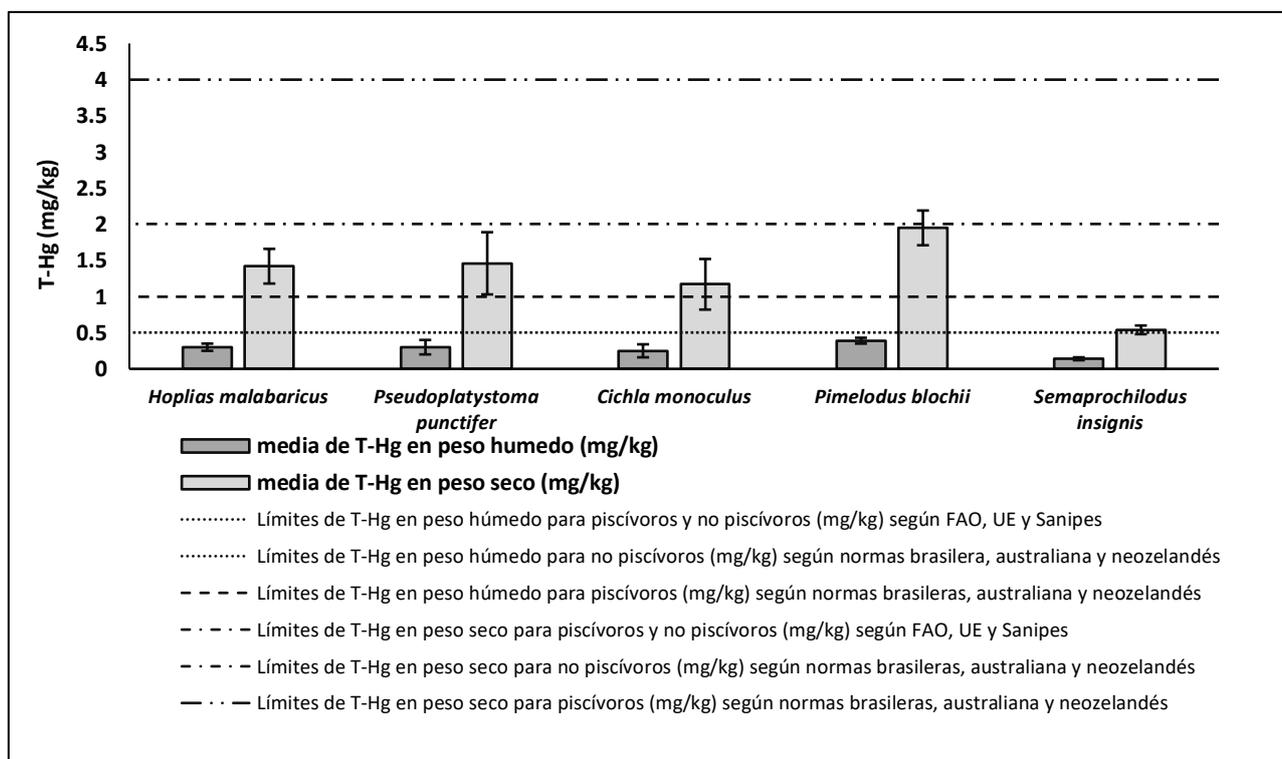


Figura 8. Niveles de T-Hg en peso húmedo y seco de peces del alto río Nanay en periodo de vaciante. Las líneas punteadas corresponden a niveles recomendados por los organismos internacionales en músculo de peces (mg/kg).

Los valores de EDIm indican que los piscívoros *Cichla monoculus* (1.66 µg/kg) y *Pseudoplatystoma punctifer* (1.57 µg/kg) tienen los mayores niveles de MeHg por kg de peso corporal, seguidos por *Hoplias malabaricus* (0.93 µg/kg) y *Pimelodus blochii* (0,61 µg/kg). *Semaprochilodus insignis* (detritívoro) presenta el nivel más bajo (0.47 µg/kg), lo que refleja una baja bioacumulación de mercurio en su músculo y un riesgo menor en comparación con los piscívoros. Los valores de THQ revelan un riesgo evidente para la salud humana por la ingesta de piscívoros durante la creciente de río, con *Cichla monoculus* (16.64) y *Pseudoplatystoma punctifer* (15.76) superando el límite de referencia de 1, lo que indica una exposición notable al Mercurio. *Hoplias malabaricus* (9.34) también muestra un riesgo significativo. *Pimelodus blochii* (6.13) y *Semaprochilodus insignis* (4.67) tienen cocientes de riesgos menores, pero aún por encima del valor de referencia. Según el CRmw, muchas de las especies analizadas, incluidas *Cichla monoculus*, *Pseudoplatystoma punctifer* y *Hoplias malabaricus*, no deben consumirse durante la creciente del río, ya que sus niveles de mercurio superan los límites permitidos, recomendando 0 porciones por semana. *Pimelodus blochii* y *Semaprochilodus insignis* podrían consumirse en un máximo de una porción por semana, aunque su ingesta debe ser moderada para evitar sobrepasar los rangos de exposición (ver tabla 5).

Tabla 5. Valores de EDIm (µg/kg), THQ y CRmw en adultos en base a los niveles de T-Hg (µg/kg) medido en creciente de río.

Límites de consumo basados en el riesgo tomando T-Hg (µg/g) de mercurio en peso húmedo de peces – periodo creciente					
Nombre científico	Comportamiento alimentario	T-Hg (µg/g)*	EDIm	THQ	CRmw
<i>Hoplias malabaricus</i>	piscívoro	0.32 ± 0.15	0.93	9.34	0
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	piscívoro	0.54 ± 0.25	1.57	15.76	0
<i>Pimelodus blochii</i>	piscívoro	0.21 ± 0.10	0.61	6.13	1
<i>Cichla monoculus</i>	piscívoro	0.57 ± 0.08	1.66	16.64	0
<i>Semaprochilodus insignis</i>	detritívoro	0.16 ± 0.02	0.47	4.67	1
*Concentraciones de T-Hg en peso húmedo					

Los valores de EDIm indican que *Pimelodus blochii* exhibe el mayor nivel de metilmercurio, con 1.14 µg/kg de peso corporal, seguido por *Hoplias malabaricus* y *Pseudoplatystoma punctifer*, ambos con 0.87 µg/kg. *Cichla monoculus* tiene un valor de 0,73 µg/kg, mientras que *Semaprochilodus insignis* (detritívoro) presenta un nivel más bajo de 0,40 µg/kg. Estos resultados muestran que la exposición al mercurio por consumo de *Semaprochilodus insignis* es significativamente menor en comparación con las especies piscívoras. En cuanto a los resultados del THQ, se refleja un riesgo notable para la salud vinculado a la ingesta de piscívoros durante la vaciante de río. *Pimelodus blochii* presenta el mayor riesgo (11.47), superando el umbral de referencia de 1, seguido por *Hoplias malabaricus* (8.75) y *Cichla monoculus* (7.38). *Semaprochilodus insignis* muestra un riesgo menor (4.08), pero aún por encima del valor de referencia, lo que indica la necesidad de un análisis cuidadoso respecto a su consumo. Los valores de CRmw sugieren que el consumo de *Hoplias malabaricus*, *Pseudoplatystoma punctifer*, *Pimelodus blochii* y *Cichla monoculus* durante la vaciante de río no es aconsejable, ya que sus niveles de mercurio superan los límites establecidos. Solo *Semaprochilodus insignis* puede consumirse de manera segura, hasta 1 porción por semana, aunque debe ser moderado (ver tabla 6).

Tabla 6. Valores de EDIm (µg/kg), THQ y CRmw en adultos en base a los niveles de T-Hg (µg/kg) medido en vaciante de río.

Límites de consumo basados en el riesgo tomando T-Hg (µg/g) de mercurio en peso húmedo de peces – periodo vaciante					
Nombre científico	Comportamiento alimentario	T-Hg (µg/g)*	EDIm	THQ	CRmw
<i>Hoplias malabaricus</i>	Piscívoro	0.30 ± 0.05	0.87	8.75	0
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	Piscívoro	0.30 ± 0.10	0.87	8.75	0
<i>Pimelodus blochii</i>	Piscívoro	0.39 ± 0.04	1.14	11.47	0
<i>Cichla monoculus</i>	Piscívoro	0.25 ± 0.09	0.73	7.38	0
<i>Semaprochilodus insignis</i>	Detritívoro	0.14 ± 0.02	0.40	4.08	1
*Concentraciones de T-Hg en peso húmedo					

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN

Nuestros datos revelan que los niveles de mercurio total son significativamente más altos en peces piscívoros en comparación con los detritívoros, tanto en peso seco como húmedo, durante ambos periodos del ciclo hidrológico. En creciente de río, los niveles de mercurio en peso seco de los piscívoros varían de 1.06 a 2.63 mg/kg, mientras que en los detritívoros se registran en 0.70 mg/kg; en peso húmedo, las concentraciones en los piscívoros fluctúan entre 0.21 y 0.57 mg/kg, en comparación con 0.16 mg/kg en los detritívoros. Este patrón persiste en el periodo de vaciante, donde los niveles de mercurio en los piscívoros varían de 1.17 a 1.95 mg/kg en peso seco, en contraste con 0.54 mg/kg en el detritívoro; en peso húmedo, fluctúan entre 0.25 y 0.39 mg/kg, mientras que los detritívoros muestran 0.14 mg/kg. Estos resultados indican que los piscívoros presentan consistentemente niveles más altos de mercurio total en ambos periodos y en ambas formas de peso, en comparación con los detritívoros. Este patrón es consistente con los hallazgos de CINCIA, que observó un incremento en los niveles de mercurio a medida que se asciende en la cadena trófica acuática, desde peces herbívoros hasta piscívoros [23]. Del mismo modo, Bastos et al. y Oliveira et al. encontraron que los piscívoros en ríos y estuarios tropicales presentaban los niveles más altos de mercurio total, seguidos por omnívoros y herbívoros [24,25]. Además, Dos Santos et al., Marrujo et al. y Barbosa et al reportaron que las mayores concentraciones de T-Hg y MeHg se hallan en especies piscívoras [82,85,86], lo que sugiere que los niveles de mercurio aumentan conforme se asciende en la cadena trófica debido a la bioacumulación y biomagnificación [84], lo que podría resultar en intoxicaciones crónicas en las personas que consumen estos peces regularmente [87,88].

En relación con los niveles de mercurio durante los periodos estacionales en peso seco, se observa una notable reducción de creciente a vaciante en *Pseudoplatystoma punctifer*, que disminuye de 2.63 ± 1.06 mg/kg a 1.46 ± 0.43 mg/kg; en *Cichla monoculus*, de 2.43 ± 0.26 mg/kg a 1.17 ± 0.35 mg/kg; en *Hoplias malabaricus*, de 1.58 ± 0.82 mg/kg a 1.42 ± 0.24 mg/kg; y en el detritívoro *Semaprochilodus insignis*, de 0.70 ± 0.05 mg/kg a 0.54 ± 0.06 mg/kg. En contraste, *Pimelodus blochii* presenta un incremento en los niveles de mercurio,

aumentando de 1.06 ± 0.46 mg/kg a 1.95 ± 0.24 mg/kg. Asimismo, en los valores de mercurio en peso húmedo, se registra una reducción de creciente a vaciante para *Pseudoplatystoma punctifer* (0.54 ± 0.25 mg/kg a 0.30 ± 0.10 mg/kg), *Cichla monoculus* (0.57 ± 0.08 mg/kg a 0.25 ± 0.09 mg/kg), *Hoplias malabaricus* (0.32 ± 0.15 mg/kg a 0.30 ± 0.05 mg/kg) y *Semaprochilodus insignis* (0.16 ± 0.02 mg/kg a 0.14 ± 0.02 mg/kg), mientras que *Pimelodus blochii* experimenta un aumento en el nivel de mercurio total, de 0.21 ± 0.10 mg/kg a 0.39 ± 0.04 mg/kg. Estos resultados indican que *Pseudoplatystoma punctifer*, *Cichla monoculus*, *Hoplias malabaricus* y *Semaprochilodus insignis* presentan una reducción en los niveles de mercurio de creciente a vaciante, esto se halla en concordancia con los hallazgos de Sampaio, quien observó que un porcentaje mayor de peces piscívoros tenía niveles de mercurio más altos durante la creciente que en el periodo de vaciante [89]. Azevedo et al. también reportaron que los peces detritívoros presentaban mayores niveles de T-Hg en periodo de creciente que en vaciante en un lago de aguas oscuras, pero siendo los piscívoros que mostraban los niveles más altos de mercurio [90]. Similarmente, Ferreyra y Oliveira documentaron que *Hoplias malabaricus* tenía niveles de mercurio que se reducen de 1.465 mg/kg a 0.286 mg/kg de creciente a vaciante [54]. Ahora, si bien Nyholt et al. encontraron que los piscívoros tenían niveles de mercurio más altos en épocas de vaciante que en épocas de sequía [91], pero no evaluó los niveles en creciente y en aguas altas. Esta limitación también afecta nuestro estudio, dado que no se midieron los niveles de mercurio en épocas de aguas altas y sequía, lo que podría proporcionar una visión más amplia del fenómeno, considerando que las sequías pueden reducir el hábitat y aumentar las interacciones entre especies, elevando la probabilidad de captura de presas y la competencia por recursos, lo que expone a los piscívoros a niveles más altos de mercurio.

El descenso en los niveles de mercurio observado en las especies *H. malabaricus*, *P. punctifer*, *C. monoculus* y *S. insignis* de la etapa de creciente a vaciante podría atribuirse a una combinación de varios factores como el aumento de sedimentos, la descomposición de materia orgánica, las propiedades fisicoquímicas del agua y entre otras determinantes [92]. Aunque nuestro estudio no se orientó a medir directamente estos factores, pero es probable que influyan

en la bioacumulación de mercurio en estas especies durante los diferentes periodos hidrológicos. Uno de los factores clave es la carga de sedimentos del río, que aumenta durante la creciente [93]. Según Sotero y Alba, el nivel de mercurio total en los sedimentos acuáticos del río Nanay es significativamente mayor en la etapa de creciente (3.03 ppm) en comparación con la vaciante (1.636 ppm), lo que sugiere una mayor disponibilidad de mercurio para su incorporación en la cadena alimenticia durante este periodo [15]. Otro factor importante es la descomposición de materia vegetal, que juega un papel central en el ciclo del mercurio, p.ej. Heim y Roulet reportan que la descomposición de materia vegetal durante las inundaciones fomenta la metilación microbiana del mercurio inorgánico, lo que incrementa la concentración de MeHg en el entorno acuático. Por ejemplo, los vegetales antes de la inundación presentaban niveles bajos de MeHg (2.78 ng/g), pero tras 17 semanas de inundación, estos niveles aumentaron considerablemente a 45.4 ng/g [94,95]. Del mismo modo, Oliveira et al. encontraron que las hojas en descomposición en áreas inundables contenían niveles elevados de mercurio, lo que sugiere que este proceso contribuye a la bioacumulación de mercurio en los peces y demás organismos [96]. Considerando que la cuenca del río Nanay es rica en especies arbóreas cuyas hojas y ramas se descomponen en zonas inundables [36,97] [98], y que sus aguas oscuras son ricas en compuestos orgánicos como ácidos húmicos y polifenoles [99], es comprensible que este entorno favorezca el ciclo del mercurio y su transferencia a los peces [36,97,100–102]. Además, las propiedades fisicoquímicas del río Nanay, como su pH ácido y alta concentración de materia orgánica disuelta, proporcionan un entorno ideal para la producción de MeHg a través de la actividad de bacterias reductoras de hierro y sulfato [90]. En estudios de la cuenca del río Tapajós de aguas negras, se ha observado que la metilación de Hg aumenta significativamente durante los periodos de inundación [103], lo que podría explicar por qué *H. malabaricus*, *P. punctifer*, *C. monoculus* en el periodo de creciente exhiben niveles de mercurio más elevados. Mas con respecto al detritívoro *S. insignis* que también mostró una reducción en los niveles de mercurio de creciente a vaciante, podría estar relacionado con un menor acceso a detritos y materia orgánica descompuesta en este último periodo [104]. Además, la reducción de lluvias y el proceso de vaciante podrían limitar el

transporte de mercurio hacia la columna de agua, reduciendo así la exposición de esta especie al mercurio [105,106].

Con respecto al piscívoro *Pimelodus blochii* que muestra un incremento en los niveles de mercurio tanto en peso seco como en peso húmedo, pasando de 1.06 ± 0.46 mg/kg a 1.95 ± 0.24 mg/kg y de 0.21 ± 0.10 mg/kg a 0.39 ± 0.04 mg/kg, respectivamente, durante el cambio de la etapa de creciente a vaciante. Este fenómeno también fue observado por Azevedo et al., quienes encontraron que los niveles de T-Hg en los tejidos musculares de *Pimelodus fur* eran significativamente más altos durante la sequía de 2014 (0.019 ± 0.01 mg/kg), en comparación con la sequía de 2013 (0.016 ± 0.01 mg/kg) que exhibía mayor nivel de agua que la sequía del 2014 [107], lo que sugiere que este piscívoro tiende a concentrar mayores niveles de mercurio en épocas de sequía. Pero también Álvarez et al. analizó tejido muscular de *Pimelodus blochii* en 9 ciénagas, y reportó un nivel medio de T-Hg en peso húmedo de 0.37 ± 0.399 mg/kg, pero su estudio no especificó la etapa hidrológica en que realizó el muestreo, es decir, si fue durante aguas altas, creciente, vaciante o sequía [108]. De manera similar, Azevedo et al. observaron que *Pimelodus fur* capturado durante la sequía en ríos de aguas oscuras exhibía niveles de T-Hg de 0.144 ± 0.076 mg/kg en peso húmedo, pero su investigación no se enfocó en muestreos a lo largo de otras etapas del río, lo que dificulta discernir si los niveles de mercurio fluctúan debido a la variabilidad de las aguas [109]. El aumento de los niveles de mercurio en *Pimelodus blochii* durante la vaciante podría deberse a un cambio en su dieta hacia un mayor consumo de peces en comparación con las épocas de creciente y aguas altas. Por ejemplo, Lima et al. reportaron que, tras evaluar el contenido estomacal de 93 ejemplares de *Pimelodus blochii* en diferentes etapas hidrológicas, el 63.4% de su dieta durante las aguas altas se basaba en peces, seguido de un 18.5% en insectos acuáticos y un 17.6% en vegetales. Durante la vaciante, su dieta cambió y basó en peces en un 89.1%, mientras que el consumo de insectos acuáticos disminuyó al 12.8% [110]. De manera análoga, Silva et al. también encontraron que *Pimelodus maculatus* se alimentaba principalmente de larvas de quironómidos durante las épocas de lluvia [111]. Estos cambios en la dieta de *P. blochii* podrían explicarse por el mayor acceso a recursos terrestres durante la creciente, aunque la dispersión de los peces en el

ambiente fluvial y el tamaño relativamente pequeño de *P. blochii*, en comparación con otros depredadores, lo obliga a complementar su dieta con insectos y plantas [112–114]. Así, el aumento en los niveles de mercurio probablemente no se debe directamente a factores como inundaciones, precipitaciones, erosión de suelos o descomposición de materia orgánica, sino más bien a la adaptación alimentaria del pez entre las diferentes etapas hidrológicas.

En nuestro estudio, los niveles de mercurio en peso seco fueron consistentemente mayores que en peso húmedo en todas las especies analizadas en ambos periodos. Aunque muchos estándares internacionales de límites permisibles se basan en el peso húmedo para proteger la salud pública, esta perspectiva puede ser limitada. Un gran porcentaje del mercurio total podría quedar atrapado en las células o unido a proteínas, lo que impide su liberación total durante el análisis de peso húmedo, incluso ante de un tratamiento térmico, por ejemplo, Moraes et al descubrió que el 65% del mercurio en tejido muscular de “yaraqui” *Semaprochilodus sp.* se hallaba ligado a la fracción de proteína, lo que sugeriría que es preciso degradar en lo posible las proteínas para permitir su liberación [115]. Además, es relevante considerar que, en varias zonas de la Amazonía peruana, el consumo de pescado deshidratado es común, lo que hace necesario tener en cuenta estos factores específicos al evaluar la exposición al mercurio.

Al comparar los niveles de mercurio en los peces de nuestro estudio con los estándares de SANIPES, la Unión Europea y la FAO, se evidencia que los piscívoros *Pseudoplatystoma punctifer* y *Cichla monoculus* superan los límites permitidos durante el periodo de creciente, haciéndolos no aptos para el consumo humano; sin embargo, estos mismos peces cumplen con los parámetros establecidos por la Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria de Brasil y las normativas alimentarias de Australia y Nueva Zelanda. En contraste, *H. malabaricus*, *P. blochii* y el *S. insignis* se encuentran dentro de los niveles admisibles, lo que sugiere su idoneidad para el consumo. Durante el periodo de vaciante, todos los niveles de mercurio se hallan dentro de los parámetros permitidos, aunque *P. blochii* se aproxima peligrosamente a los límites

recomendados. Azevedo et al. documentaron que *Cichla pleiozona* superó el límite de la FAO/OMS (0.5 mg/kg peso húmedo) [90], mientras que Hacon reportó a *Cichla monoculus* con 1.90 mg/kg de T-Hg en peso húmedo, que excede igualmente los límites de la OMS (0.5 mg/kg) [39]. Asimismo, Ferreira y de Oliveira encontraron que *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Cichla ocellaris* también superaban el límite seguro de 0.5 mg/kg en peso húmedo establecido por la OMS [54]. Marrujo et al. señalaron que el 13.5% de las muestras analizadas excedieron el nivel máximo recomendado de T-Hg [116]. En contraste, nuestro estudio revela que solo el 40% de los peces en periodo de creciente superaron los límites recomendados por la FAO, la Unión Europea y SANIPES, aunque se mantuvieron dentro de las normativas brasileñas, australianas y neozelandesas. Esta discrepancia subraya la importancia de considerar las regulaciones locales y regionales al evaluar la seguridad del consumo de pescado en distintas jurisdicciones.

Aunque los niveles de mercurio total en algunos piscívoros, como *H. malabaricus* y *P. blochii*, se mantienen dentro de las pautas internacionales, sugiriendo que podrían ser aptos para el consumo durante los periodos de creciente y vaciante, más el análisis de los factores de riesgo presenta una realidad alarmante. A pesar de sus niveles relativamente bajos de T-Hg en ambos periodos, la ingesta máxima recomendada de estos peces se establece en cero comidas por semana, lo que indica que, aunque cumplan con los parámetros permisibles, representan un riesgo significativo para la salud humana. Además, las estimaciones de los valores de factores de riesgo se calcularon utilizando los niveles de mercurio total medio en peso húmedo, donde la mayoría de los peces muestran concentraciones notablemente distintas en peso seco. Por lo tanto, los valores del consumo diario estimado de MeHg por tamaño de comida (EDIm), coeficiente de riesgo objetivo (THQ) y la tasa máxima permitida de consumo de pescado en comidas por semana (CRmw) podrían ser aún más elevados si se consideraran los niveles de mercurio en peso seco. En apoyo a esta preocupación, Nyholt et al. informan que las concentraciones de mercurio en sus peces de estudio alcanzaron niveles que son preocupantes para la salud de los consumidores, observándose tanto en las temporadas de vaciante como en las de sequía [91]. Asimismo, Ferreira y de Oliveira advierten que las especies

piscívoras no deben consumirse regularmente, ya que incrementan el riesgo de exposición elevada al metilmercurio [54]. Esta evidencia resalta la necesidad de reconsiderar las pautas de consumo y realizar evaluaciones más exhaustivas sobre la seguridad del pescado en el contexto de la salud pública.

CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES

Durante el período de creciente del alto río Nanay, los piscívoros, así como los detritívoros, presentan mayores niveles de T-Hg en el tejido muscular en comparación con los niveles de T-Hg en vaciante de río, tanto en peso húmedo como seco.

Además, en creciente de río del grupo de los piscívoros, *Cichla monoculus* y *Pseudoplatystoma punctifer* exhibieron los niveles más altos de T-Hg. Sin embargo, en vaciante fue *Pimelodus blochii* el que presentó los mayores niveles de T-Hg.

Por otro lado, el detritívoro *Semaprochilodus insignis* mostró valores de T-Hg significativamente inferior en comparación con los piscívoros en ambos periodos.

En el muestreo de ambos periodos, solo los piscívoros *Cichla monoculus* y *Pseudoplatystoma punctifer* en creciente superaron los parámetros recomendados por la Unión Europea, la FAO y SANIPES tanto en peso húmedo y seco, mas no para la legislación brasilera, australiana y neozelandés.

Los factores de riesgo estimados en función de los niveles de T-Hg detectados, evidencian que todos los peces piscívoros en ambos períodos no son aptos para consumo humano y deben ser excluidos completamente de la dieta, dado que sus valores de CDM y THQ superan los límites sugeridos por la FAO/OMS y la U.S. EPA. Solo pudiéndose consumir una vez por semana el detritívoro *Semaprochilodus insignis*.

CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES

- Realizar investigaciones sobre la presencia de mercurio en peces piscívoros, detritívoros y herbívoros de mayor consumo en diferentes puntos de pesca de los pobladores del alto Nanay, como cochas y quebradas
- Recomendar al MINSA fomentar una reducción en el consumo de los peces piscívoros estudiados, considerando los factores de riesgo que amenazan la salud humana y promover la ingesta moderada del detritívoro *Semaprochilodus insignis* una vez por semana en las localidades del Distrito del Alto Nanay.
- Sugerir a gobiernos locales y nacionales, en la implementación de programas de nutrición, que permitan brindar consultoría nutricional que sugieran otras fuentes proteicas distintas al pescado para alimentación de la población y suplir sus requerimientos calóricos.
- Determinar niveles de otros metales pesados como cadmio, plomo y arsénico en tejido muscular, cuyos elementos en conjunción con el mercurio son muy perniciosos para la salud.

CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN

1. Fair PA, White ND, Wolf B, Arnott SA, Kannan K, Karthikraj R, et al. Persistent organic pollutants in fish from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: A risk assessment. *Environ Res.* 2018;167:598-613.
2. Copat C, Arena G, Fiore M, Ledda C, Fallico R, Sciacca S, et al. Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea: consumption advisories. *Food Chem Toxicol Int J Publ Br Ind Biol Res Assoc.* 2013a;53:33-7.
3. Zhao YG, Wan HT, Law AYS, wei xi, Huang YQ, Giesy JP, et al. Risk assessment for human consumption of perfluorinated compound-contaminated freshwater and marine fish from Hong Kong and Xiamen - PubMed [Internet]. 2011 [citado 14 de noviembre de 2023]. Recuperado a partir de: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21705041/>
4. Mehoul F, Bouayad L, Hammoudi A, Ayadi O, Regad F. Evaluation of the heavy metals (mercury, lead, and cadmium) contamination of sardine (*Sardina pilchardus*) and swordfish (*Xiphias gladius*) fished in three Algerian coasts - PMC. *Vet World.* 2019;12:7-11.
5. Zhong W, Zhang Y, Wu Z, Yang R, Chen X, Yang J, et al. Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2018;157:343-9.
6. Korkmaz C, Ay Ö, Çolakfakioğlu C, Erdem C. Heavy Metal Levels in some Edible Crustacean and Mollusk Species Marketed in Mersin. *Thalassas.* 2019;35:65-71.
7. Ferrante M, Zanghì G, Cristaldi A, Copat C, Grasso A, Fiore M, et al. PAHs in seafood from the Mediterranean Sea: An exposure risk assessment. *Food Chem Toxicol Int J Publ Br Ind Biol Res Assoc.* 2018;115:385-90.
8. Anandkumar A, Nagarajan R, Prabakaran K, Bing CH, Rajaram R. Human health risk assessment and bioaccumulation of trace metals in fish species collected from the Miri coast, Sarawak, Borneo. *Mar Pollut Bull.* 2018;133:655-63.
9. Mancera NJ, Álvarez R. Estado Del Conocimiento De Las Concentraciones De Mercurio Y Otros Metales Pesados En Peces Dulceacuícolas De Colombia. *Acta Biológica Colomb.* 2006;11:3-23.
10. Tran TAM, Leermakers M, Hoang TL, Nguyen VH, Elskens M. Metals and arsenic in sediment and fish from Cau Hai lagoon in Vietnam: Ecological and human health risks. *Chemosphere.* 2018;210:175-82.
11. Olivero J, Johnson B. El lado gris de la minería del oro: la contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Cartagena; 2002.
12. Jerauld M, Vaccare J, Dierberg F, Carr NL, Potts J, DeBusk T. Concentraciones de mercurio en macrófitos, perifiton y detritos en los Everglades, Florida, EE. UU., con especial atención a las especies de Utricularia. *Aquat Bot.* 2024;192.
13. Rosales E. Determinación de metales pesados en tres especies de peces en el tramo cachicoto - Monzón [Internet]. [Tingo Maria - Perú]: Universidad Nacional Agraria de la Selva; 2012. Recuperado a partir de: <https://hdl.handle.net/20.500.14292/1701>
14. Soler E. Estudio de las diatomeas (Heterokontophyta, Bacillariophyceae) del bosque húmedo subtropical del Barranco de Azuaje, Gran Canaria, Islas Canarias. [Internet].

[Gran Canaria - España]: Universidad de las palmas de gran canaria; 2015. Recuperado a partir de: <http://hdl.handle.net/10553/22751>

15. Sotero V, Alva M. Contenido de metales pesados en agua y sedimento en el bajo Nanay. *Cienc Amaz Iquitos*. 2013;3:24-32.

16. Porto ISA, Dantas SVA, Felix CSA, Cunha FAS, de Andrade JB, Ferreira SLC. Human health risk assessment of mercury in highly consumed fish in Salvador, Brazil. *Mar Pollut Bull*. 2024;198.

17. Nunes Neto OG, Ribeiro Dias S, Amaral Albuquerque FE, Miranda M, Lopez-Alonso M, Bezerra Oliveira R, et al. Comparative analysis between mercury levels in fish tissues evaluated using direct mercury analyzer and inductively plasma-coupled mass spectrometer. *Chemosphere*. 2024;351.

18. de Lacerda LD, de Almeida R, Rodrigues Bastos W. A 35-Year Record (1987–2022) of Hg Concentrations in Two of the Fish Species Most Consumed by People Living in the Upper Madeira River Basin, Brazilian Amazon Region. *Toxics*. 2024;12:144.

19. Amine Kerdoun M, Alouk L, Morouj Rahmani F, Abdellah Henni H, Dali H, Kelai E, et al. Mercury in four common fishes sold in Algeria and associated humans risk. *Food Addit Contam Part B*. 2024;17.

20. Brodziak-Dopierała B, Fischer A. Analysis of the Mercury Content in Fish for Human Consumption in Poland. *Toxics*. 2023;11:717.

21. Huatarongo M, Santamaria M. Nivel de mercurio en el pescado comercializado en el mercado primero de setiembre y sus alrededores, Distrito de San Juan de Lurigancho Marzo, Lima-2022. [Lima]: Universidad María Auxiliadora; 2023.

22. Bustamante L, Fernández L, Cueva G. Determinación y cuantificación de mercurio total en tejido muscular de pargo (*Lutjanus Colorado*), mediante la técnica de vapor frío acoplado a espectrofotometría de fluorescencia atómica. *infoANALÍTICA*. 2021;9:151-66.

23. CINCIA. Mercurio en peces de pozas mineras en Madre de Dios, Perú. *Cent Innovacion Cient Amaz* [Internet]. 2018; Recuperado a partir de: <https://cincia.wfu.edu/wp-content/uploads/CINCIA-Research-Brief-2-v7.2-Mercurio-en-peces-de-pozas-mineras.pdf>

24. Bastos WR, Dórea JG, Bernardi JVE, Lauthartte LC, Mussu MH, Lacerda LD, et al. Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environ Res*. 2015a;140:191-7.

25. Olivero J, Caballero K, Torres N. Assessment of mercury in muscle of fish from Cartagena Bay, a tropical estuary at the north of Colombia. *Int J Environ Health Res*. 2009;19:343-55.

26. Granada N, Escobar DF. Análisis y cuantificación de metales pesados (Pb, Cd, Ni y Hg) en agua, sedimentos y bioacumulación en la especie *Rhandia Wagne* (Barbudo) del Río Cauca en el municipio de la Virginia. 2012 [citado 15 de noviembre de 2023]; Recuperado a partir de: <https://hdl.handle.net/11059/2678>

27. Lozada E, Monks scott, Pulido G, Gordillo A, Prieto F. Determinación de metales pesados en *Cyprinus carpio* en la laguna de Metztlán, Hidalgo, México. *Hidalgo: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo*; 2006.

28. Dhanakumar S, Solaraj G, Mohanraj R. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2015;113:145-51.
29. Chang TC, You SJ, Yu BS, Chen CM, Chiu YC. Treating high-mercury-containing lamps using full-scale thermal desorption technology. *J Hazard Mater.* 2009;162:967-72.
30. De J, Dash HR, Das S. Mercury Pollution and Bioremediation—A Case Study on Biosorption by a Mercury-Resistant Marine Bacterium. *Microb Biodegrad Bioremediation.* 2014;
31. U. N. Environment. Global Mercury Assessment 2018 [Internet]. UNEP - UN Environ. Programme. 2019 [citado 15 de noviembre de 2023]. Recuperado a partir de: <http://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>
32. Steenhuisen F, Wilson SJ. Development and application of an updated geospatial distribution model for gridding 2015 global mercury emissions. *Atmos Environ.* 2019;211:138-50.
33. Siqueira GW, Aprile F, Irion G, Braga ES. Mercury in the Amazon basin: Human influence or natural geological pattern? *J South Am Earth Sci.* 2018;86:193-9.
34. Rubiano S. The amazon biome in the face of mercury contamination: An overview of mercury trade, science, and policy in the amazonian countries. *Gaia amazonas;* 2019.
35. Drott A. Chemical Speciation and Transformation of Mercury in Contaminated Sediments. [Umeå - Suecia]: Universidad sueca de ciencias agricolas; 2009.
36. Figueiredo B, De-Campos A, Silva R, Hoffman N. Mercury sink in Amazon rainforest: soil geochemical data from the Tapajos National Forest, Brazil. *Environ Earth Sci.* 2018;77.
37. Beckers F, Rinklebe J. Cycling of Mercury in the Environment: Sources, Fate, and Human Health Implications - A Review. *Crit Rev Environ Sci Technol.* 2017;47:00-00.
38. Albuquerque FEA, Minervino AHH, Miranda M, Herrero-Latorre C, Barrêto Júnior RA, Oliveira FLC, et al. Toxic and essential trace element concentrations in fish species in the Lower Amazon, Brazil. *Sci Total Environ.* 2020;732:138983.
39. Hacon S de S, Oliveira-da-Costa M, Gama C de S, Ferreira R, Basta PC, Schramm A, et al. Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. *Int J Environ Res Public Health.* 2020;17:5269.
40. Moyer HA, Miles CJ, Philips EJ, Sargent B, Merritt KK. Kinetics and uptake mechanisms for monomethylmercury between freshwater algae and water. *Environ Sci Technol.* 2002;36:3550-5.
41. Pickhardt PC, Fisher NS. Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environ Sci Technol.* 2007;41:125-31.
42. Lindqvist O, Johansson K, Bringmark L, Timm B, Aastrup M, Andersson A, et al. Mercury in the Swedish environment — Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.* 1991;55:221-51.

43. Brum S, Rosas P, De Souza R, Souza DA, Castello L, Ferreira VM. Conservation of Amazonian aquatic mammals. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*. 2021;31.
44. Winston Clark Z. Biomagnificación de mercurio en las redes alimentarias acuáticas del parque nacional Great Smoky Mountains [Internet]. Universidad de Tennessee; 2024. Recuperado a partir de: https://trace.tennessee.edu/utk_gradthes/11340
45. Wagemann R, Trebacz E, Boila G, Lockhart WL. Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. *Sci Total Environ*. 1998;218:19-31.
46. Chumchal MM, Rainwater TR, Osborn SC, Roberts AP, Abel MT, Cobb GP, et al. Mercury speciation and biomagnification in the food web of Caddo Lake, Texas and Louisiana, USA, a subtropical freshwater ecosystem. *Environ Toxicol Chem*. 2011;30:1153-62.
47. Wu Y-S, Osman AI, Hosny M, Elgarahy AM, Eltaweil AS, Rooney DW, et al. The Toxicity of Mercury and Its Chemical Compounds: Molecular Mechanisms and Environmental and Human Health Implications: A Comprehensive Review. *ACS Omega*. 2024;9:5100-26.
48. Clarkson TW. The toxicology of mercury. *Crit Rev Clin Lab Sci*. 1997;34:369-403.
49. Broussard LA, Hammett-Stabler CA, Winecker RE, Roper-Miller JD. Toxicology of Mercury. *Lab Med [Internet]*. 2002 [citado 17 de noviembre de 2023];33. Recuperado a partir de: <https://academic.oup.com/labmed/article/33/8/614/2657245>
50. Genchi G, Sinicropi MS, Carocci A, Lauria G, Catalano A. Mercury Exposure and Heart Diseases. *Int J Environ Res Public Health*. 2017;14:74.
51. Palacios O, Atrian S, Capdevila M. Zn- and Cu-thioneins: a functional classification for metallothioneins? *J Biol Inorg Chem JBIC Publ Soc Biol Inorg Chem*. 2011;16:991-1009.
52. Huang M, Shaw III CF, Petering DH. Interprotein metal exchange between transcription factor IIIa and apo-metalllothionein. *J Inorg Biochem*. 2004a;98:639-48.
53. Huang M, Krepiy D, Hu W, Petering DH. Zn-, Cd-, and Pb-transcription factor IIIA: properties, DNA binding, and comparison with TFIIIA-finger 3 metal complexes. *J Inorg Biochem*. 2004b;90:775-85.
54. Ferreira S, de Oliveira M. Mercury in fish marketed in the Amazon Triple Frontier and Health Risk Assessment. *Chemosphere*. 2020;248:125989.
55. Silva MCD, Basta PC, Hofer CB, Oliveira MAFD, Kempton JW, Oliveira RAAD, et al. The GSTP1 rs1695 Polymorphism Is Associated with Mercury Levels and Neurodevelopmental Delay in Indigenous Mundurucu Children from the Brazilian Amazon. *Toxics*. 2024;12:441.
56. Marques RC, Bernardi JVE, Abreu L, Dórea JG. Neurodevelopment outcomes in children exposed to organic mercury from multiple sources in a tin-ore mine environment in Brazil. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2015;68:432-41.
57. Holmes P, James K a. F, Levy LS. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? *Sci Total Environ*. 2009;408:171-82.

58. Olivero-Verbel J, Carranza-Lopez L, Caballero-Gallardo K, Ripoll-Arboleda A, Muñoz-Sosa D. Human exposure and risk assessment associated with mercury pollution in the Caqueta River, Colombian Amazon. *Environ Sci Pollut Res*. 2016;23:20761-71.
59. Ekino S, Susa M, Ninomiya T, Imamura K, Kitamura T. Minamata disease revisited: an update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. *J Neurol Sci*. 2007;262:131-44.
60. Yeates KO, Mortensen ME. Acute and chronic neuropsychological consequences of mercury vapor poisoning in two early adolescents. *J Clin Exp Neuropsychol*. 1994;16:209-22.
61. Bose-O'Reilly S, McCarty KM, Steckling N, Lettmeier B. Mercury exposure and children's health. *Curr Probl Pediatr Adolesc Health Care* [Internet]. 2010 [citado 17 de noviembre de 2023];40. Recuperado a partir de: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20816346/>
62. U.S. Environmental Protection Agency. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2 Risk Assessment and Fish Consumption Limits Third Edition [Internet]. Washington, DC: EPA 823-B-00-008; 2000 nov. Recuperado a partir de: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/volume2.pdf>
63. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products [Internet]. Fisheries Circular; 1983. p. 102. Recuperado a partir de: <http://www.fao.org/docrep/014/q5114e/q5114e.pdf>
64. Unión Europea. Reglamento (UE) 2022/617 de la Comisión de 12 de abril de 2022 por el que se modifica el Reglamento (CE) n.º 1881/2006 en lo que respecta al contenido máximo de mercurio en el pescado y la sal [Internet]. OJ L abr 12, 2022. Recuperado a partir de: <http://data.europa.eu/eli/reg/2022/617/oj/spa>
65. Sanipes. Resolución Directiva Ejecutiva N° 057-2016: Indicadores Sanitarios y de Inocuidad para los Productos Pesqueros y Acuícolas para Mercado Nacional y de Exportación. 2016.
66. Agência Nacional de Vigilância Sanitária M da saúde. Resolução RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos [Internet]. Diário Oficial da União; 2013. Recuperado a partir de: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html
67. Food Standards Australia New Zealand. Legislation: Chapter 2 - Food Standards Code [Internet]. Recuperado a partir de: <https://www.foodstandards.gov.au/food-standards-code/legislation#Chapter2>
68. Jahan Rakib MdR, Jolly YN, Ebere Enyoh C, Uddin Khandaker M, Hossain MB, Akther S, et al. Levels and health risk assessment of heavy metals in dried fish consumed in Bangladesh. *Sci Rep*. 2021;11:14642.
69. Vega CM, Pisconte J, Mitchell CL, Ascorra Guanira C. Guía operacional del Equipo Milestone DMA-80 Direct Mercury Analyzer. Puerto Candamo, Puerto Maldonado Madre de Dios; 2020a.

70. Riisgård HU, Kjørboe T, Møhlenberg F, Drabæk I, Madsen PP. Accumulation, elimination and chemical speciation of mercury in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica*. *Mar Biol.* 1985;86:55-62.
71. Fox AL, Trefry JH, Trocine RP, Dunton KH, Lasorsa BK, Konar B, et al. Mercury biomagnification in food webs of the northeastern Chukchi Sea, Alaskan Arctic. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr.* 2017;144:63-77.
72. Anderson TR, Pond DW, Mayor DJ. The Role of Microbes in the Nutrition of Detritivorous Invertebrates: A Stoichiometric Analysis. *Front Microbiol* [Internet]. 2017 [citado 9 de octubre de 2024];7. Recuperado a partir de: <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fmicb.2016.02113/full>
73. Satyam K, Thiruchitrabalam G. Habitat Ecology and Diversity of Rocky Shore Fauna. *Biodivers Clim Change Adapt Trop Isl* [Internet]. Elsevier; 2018 [citado 9 de octubre de 2024]. p. 187-215. Recuperado a partir de: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128130643000077>
74. Eriksen E, Skjoldal HR, Dolgov AV, Strand E, Keulder-Stenevik F, Prokopchuk IP, et al. Diet and trophic structure of fishes in the Barents Sea: Seasonal and spatial variations. *Prog Oceanogr.* 2021;197:102663.
75. Chota Macuyama W, Tello Martín S, Atoche Valladolid B, Dávila Guerrero EJ, Saldívar Hidalgo ÁA. Calidad ambiental y normas para conservar la cuenca del río Nanay, fuente de agua de la ciudad de Iquitos. *Rev Aut Nac Agua* [Internet]. 2016; Recuperado a partir de: <https://hdl.handle.net/20.500.12543/2524>
76. Miranda Londoño J, Castellanos Méndez D, Gómez Toro B, Olivero Verbel JT, Moreno Rengifo VM, Novoa Mahecha D, et al. Protocolo para recolección de muestras de peces para análisis de mercurio. Cartagena, Bogotá; 2018.
77. Vega CM, Pisconte J, Mitchell CL, Ascorra Guanira C. Procedimiento operativo estandar para análisis de Mercurio Total en Músculo de Pescado - CINCIA. Puerto Maldonado, Perú; 2020b.
78. Basta P, De Vasconcellos A, Hallwass G, Yokota D, Pinto D, De Aguiar D, et al. Risk Assessment of Mercury-Contaminated Fish Consumption in the Brazilian Amazon: An Ecological Study. *Toxics.* 2023;11:800.
79. Copat C, Conti GO, Signorelli C, Marmioli S, Sciacca S, Vinceti M, et al. Risk Assessment for Metals and PAHs by Mediterranean Seafood. *Food Nutr Sci.* 2013b;04:10-3.
80. Mehdi Hosseini S, Mirghaffari N, Mahbubi Sufiani N, Vali Hosseini S, Faraz Ghasemi A. Risk assessment of the total mercury in Golden gray mullet (*Liza aurata*) from Caspian Sea. *Int J Aquat Biol.* 2013;1:258-65.
81. Morel FMM, Kraepiel AML, Amyot M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu Rev Ecol Syst.* 1998;29:543-66.
82. Marrugo-Negrete J, Benitez LN, Olivero-Verbel J. Distribution of Mercury in Several Environmental Compartments in an Aquatic Ecosystem Impacted by Gold Mining in Northern Colombia. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2008a;55:305-16.

83. FAO/OMS. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives [Internet]. Summary report of the seventy-second meeting of JECFA; 2010. Recuperado a partir de: <https://www.who.int/publications/i/item/JECFA-72-SC>
84. Vasconcellos ACS, Hallwass G, Bezerra JG, Aciole ANS, Meneses HN, Lima MDO, et al. Health Risk Assessment of Mercury Exposure from Fish Consumption in Mundurucu Indigenous Communities in the Brazilian Amazon. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18:7940.
85. Dos Santos L do S, Müller RC, De S Sarkis JE, Alves CN, De S Brabo E, De O Santos E, et al. Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River Basin, Pará, Brazil. *Sci Total Environ*. 2000;261:1-8.
86. Barbosa AC, Souza JD, Dorea JG, Jardim WF, Fadini PS. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2003;45:235-46.
87. Garcia Veramatus MP, Vega CM, Fernandez LE, Araújo-Flores JM. Mercurio en peces y el riesgo ecotoxicológico para peces y aves piscívoras de Madre de Dios, Amazonía peruana. *CINCIA*. 2023;
88. Bastos WR, Dória JG, Bernardi JVE, Lautharte LC, Mussu MH, Hauser M, et al. Mercury in muscle and brain of catfish from the Madeira river, Amazon, Brazil. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2015b;118:90-7.
89. Sampaio da Silva D, Lucotte M, Roulet M, Poirier H, Mergler D, Crossa M. Mercury in fish of the tapajós river in the Brazilian Amazon. *Rev Gest Integrada Em Saúde Trab E Meio Ambiente*. 2006;1.
90. Azevedo LS, Pestana IA, Da Costa Nery AF, Bastos WR, Souza CMM. Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits. *Ecol Indic*. 2020;111:106056.
91. Nyholt K, Jardine TD, Villamarín F, Jacobi CM, Hawes JE, Campos-Silva JV, et al. High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Sci Total Environ*. 2022;833:155161.
92. Belger L, Forsberg BR. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Sci Total Environ*. 2006;367:451-9.
93. Thomas SM, Melles SJ, Mackereth RW, Tunney TD, Chu C, Oswald CJ, et al. Climate and landscape conditions indirectly affect fish mercury levels by altering lake water chemistry and fish size. *Environ Res*. 2020;188:109750.
94. Heim WA, Bosworth D, DiGiorgio C, Stephenson M, Gill G. Effects of vegetation on methylmercury concentrations and loads in a mercury contaminated floodplain. *Sci Total Environ*. 2023;901:165864.
95. Roulet M, Guimarães J-RD, Lucotte M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain – effect of seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut*. 2001;128:41-60.
96. Fernandes IO, Monteiro LC, De Miranda VL, Rodrigues YOS, De Freitas Muniz DH, De Castro Paes É, et al. Mercury distribution in organisms, litter, and soils of the Middle Araguaia floodplain in Brazil. *Environ Sci Pollut Res*. 2024;31:20925-40.

97. Fostier AH, Melendez-Perez JJ, Richter L. Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environ Pollut.* 2015;206:605-10.
98. Rodrigues YOS, Bernardi JE, Monteiro LC, De Almeida R, Manzatto Â, Bastos WR, et al. The Amazon Rainforest in Mercury Sequestration: Spatial Autocorrelation of Total Mercury in Surface Soils from a Nature Reserve [Internet]. 2023 [citado 3 de septiembre de 2024]. Recuperado a partir de: <https://www.ssrn.com/abstract=4653656>
99. Janzen DH. Tropical Blackwater Rivers, Animals, and Mast Fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica.* 1974;6:69.
100. Yuan W, Wang X, Lin C-J, Zhang G, Wu F, Liu N, et al. Fate and Transport of Mercury through Waterflows in a Tropical Rainforest. *Environ Sci Technol.* 2024;58:4968-78.
101. Teixeira DC, Lacerda LD, Silva-Filho EV. Mercury sequestration by rainforests: The influence of microclimate and different successional stages. *Chemosphere.* 2017;168:1186-93.
102. Wang X, Bao Z, Lin C-J, Yuan W, Feng X. Assessment of Global Mercury Deposition through Litterfall. *Environ Sci Technol.* 2016;50:8548-57.
103. Coelho-Souza SA, Guimarães JRD, Miranda MR, Poirier H, Mauro JBN, Lucotte M, et al. Mercury and flooding cycles in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: The role of periphyton of a floating macrophyte (*Paspalum repens*). *Sci Total Environ.* 2011;409:2746-53.
104. Bastos WR, De Almeida R, Dórea JG, Barbosa AC. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology.* 2007;16:341-6.
105. Jesus TB, Carvalho CEV, Ferreira AG, Siqueira EM, Machado ALS. Mercury Distribution in Muscular Tissues of a Tropical Carnivorous Fish (*Hoplias malabaricus*) From Four Lakes in the North of Rio De Janeiro State, SE Brazil. *Ecotoxicol Environ Contam.* 2024;7:37-42.
106. Becerra-Lira E, Rodriguez-Achata L, Muñoz Ushñahua A, Corvera Gomringer R, Thomas E, Garate-Quispe J, et al. Spatio-temporal trends of mercury levels in alluvial gold mining spoils areas monitored between rainy and dry seasons in the Peruvian Amazon. *Environ Res.* 2024;245:118073.
107. Azevedo LS, Pestana IA, Rocha ARM, Meneguelli-Souza AC, Lima CAI, Almeida MG, et al. Drought promotes increases in total mercury and methylmercury concentrations in fish from the lower Paraíba do Sul river, southeastern Brazil. *Chemosphere.* 2018;202:483-90.
108. Alvarez S, Kolok AS, Jimenez LF, Granados C, Palacio JA. Mercury Concentrations in Muscle and Liver Tissue of Fish from Marshes Along the Magdalena River, Colombia. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2012;89:836-40.
109. Azevedo LS, Almeida MG, Bastos WR, Suzuki MS, Recktenvald MCNN, Bastos MTS, et al. Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Brazil. *Chemosphere.* 2017;185:746-53.

110. Lima MDS, Martins SS, Montag LFDA, Freitas TMDS. Dietary shift of a pimelodid catfish in response to the flood pulse in the Xingu River. *Neotropical Ichthyol.* 2023;21:e230097.
111. Silva Z, Nascimento PECD, Vitule JRS, Frehse FDA, Ferraz MSO, Mourgués-Schurter LR. Diet and resource sharing by two Pimelodidae species in a Southeastern Brazilian reservoir. *Biota Neotropica.* 2019;19:e20180675.
112. Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA, Gomes LC, Júlio HF. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia.* 2008;607:187.
113. Pereira LS, Tencatt LFC, Dias RM, De Oliveira AG, Agostinho AA. Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia.* 2017;795:65-80.
114. Humphries P, Keckeis H, Finlayson B. The River Wave Concept: Integrating River Ecosystem Models. *BioScience.* 2014;64:870-82.
115. Moraes P, Queiroz J, Braga C, Leite A, Buzalaf M, Zara L, et al. Metallomic study of mercury in fish muscle (*Semaprochilodus sp.*) from Amazon - Brazil (778.3). *FASEB J.* 2014;28:778.3.
116. Marrugo-Negrete J, Verbel JO, Ceballos EL, Benitez LN. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environ Geochem Health.* 2008b;30:21-30.

ANEXOS

Anexo 1. Sección fotográfica del proceso



a. Captura de peces



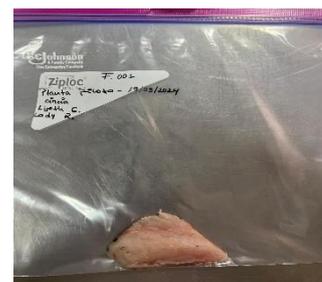
b. Transporte de muestra en coolers con abundante hielo



c. Laboratorio de productos cárnicos de la Facultad de Industrias Alimentarias - UNAP



d. Toma de datos biométricos de peces



e. Obtención de pulpa de pescado (zona dorsal)



f. Análisis de mercurio, mediante el analizador directo de mercurio (DMA-80 evo)