

BIOACUMULACIÓN DE MERCURIO
EN DEPREDADORES ÍCTICOS DE CHILE:
¿SUPERAN LOS LÍMITES SEGUROS PARA EL CONSUMO?

FONDECYT 1220962

Tesis

Entregada a la
Universidad de Valparaíso,
en cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al grado de

Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación
Instituto de Biología
Facultad de Ciencias

Por

Pauline Sallaberry Pincheira

Julio, 2025

INSTITUTO DE BIOLOGIA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister
presentada por el candidato

PAULINE SALLABERRY PINCHEIRA

Ha sido aprobada por la comisión de evaluación de la tesis, como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en la presentación y defensa de tesis, rendida el 31 de Julio de 2025.

Comisión Evaluadora de Tesis:

Nombre de los integrantes:	Institución:	Rol en la comisión:
Prof. María Gabriela Lobos	Universidad de Valparaíso	Director(a)
Prof. Carmen Barrios	Universidad de Valparaíso	Evaluador interno
Prof. Cristian Araneda	Universidad de Chile	Evaluador externo

Esto es para ti, Tata.

AGRADECIMIENTOS

Primero agradezco a mi profesora y tutora, la Dra. María Gabriela Lobos, por su interminable apoyo. Me escuchó, me entendió, y me apoyó de una manera que siempre estaré agradecida.

Al Fondecyt 1220962 asociado al Laboratorio de Química Analítica y Ambiental del Instituto de Química y Bioquímica de la Universidad de Valparaíso.

El equipo UV, en especial a Pablo Carmona y Jhoel Ruiz quienes me enseñaron y apoyaron en tiempo récord con los aspectos químicos analíticos de mi investigación, y al Dr. Pablo Conejeros del CIGREN quien facilitó el uso del liofilizador.

Al Núcleo Pintarroja, en especial Ignacio Contreras y Pablo Dufflocq, por la asistencia con las muestras y dar origen a buenísimas colaboraciones con el equipo de la UChile.

A Seb, gracias por apoyar, motivar, discutir y mantenerme cafeinada, Has sido mi cable a tierra y mi compañero mientras balanceo el trabajo, los estudios y la vida.

A mi familia, por brindarme las oportunidades y cateteo que me permitieron llegar hasta aquí.

A mis amigos, por estar presentes en los buenos y malos momentos, ofreciendo distracciones necesarias, consejos valiosos y risas que aligeraron la carga.

Este logro es también de ustedes. ¡Gracias por ser parte de mi camino!

INDICE DE CONTENIDOS

1. Introducción	1
2. Hipótesis	11
3. Objetivos	11
4. Materiales y Métodos	12
a. Colección de Muestras	12
b. Determinación de Mercurio Total	12
c. Comparación de LMP	13
d. Evaluación Riesgo por Consumo	15
5. Resultados	16
a. Frecuencia Especies	16
b. Mercurio Total	20
c. Evaluación de Riesgo por Consumo	23
d. Validación de Metodología	25
6. Discusión	26
7. Conclusión	31
8. Referencias Bibliográficas	32
9. Anexo	51

INDICE DE FIGURAS

1. **Figura 1:** Captura global de tiburones, rayas y quimeras en toneladas desde el año 1950 a 2018 (gráfico extraído de FAO, 2020) **1**
2. **Figura 2:** Ejemplo del rol ecológico de condricios en un ecosistema coralino. Extraído de Roff y colaboradores (2016). **2**
3. **Figura 3:** Ciclo biogeoquímico de mercurio. Contribuciones naturales en negro y antropogénicas en rojo. (Extraído de Selin 2009 y modificado de Selin *et al.* 2008). **5**
4. **Figura 4:** Ciclo de mercurio en ambiente acuático (Extraído de Engstrom 2007). **6**
5. **Figura 5:** Desembarques totales (t) de las especies de tiburones capturadas en Chile entre el año 1998 y el año 2021(Extraído de Bustamante *et al.* 2023). **9**
6. **Figura 6:** Mapa de distribución de las especies muestreadas a lo largo de Chile. Tamaño hace referencia a la frecuencia. **19**
7. **Figura 7:** Boxplot representando las concentraciones de Mercurio Total en depredadores ícticos: Comparación con el Límite Máximo Permisible (1 mg/kg, línea roja). **21**
8. **Figura 8:** Porcentaje de ejemplares por especie que Exceden el Límite de Mercurio (>1 mg/kg). **22**
9. **Figura 9:** Comparación de ISTP% por especie de acuerdo a las concentraciones de mercurio total, por grupo poblacional (niños, mujeres y hombres adultos). **24**

INDICE DE TABLAS

1. **Tabla 1:** Listado de ejemplares obtenidos mediante la colaboración con Dufflocq y colaboradores (2022), se detalla la especie identificada, la categoría general taxonómica (tiburón/holocéfalo/teleósteo), el tipo de comercio donde se obtuvo la muestra (caleta, feria libre, pescadería, supermercado) y la respectiva ciudad, ordenado de manera latitudinal. **16**
2. **Tabla 2:** Frecuencia absoluta, relativa y en porcentaje de las especies obtenidas para análisis. **18**
3. **Tabla 3:** Concentración de Mercurio Total: promedios, variabilidad y rangos. **20**
4. **Tabla 4:** Promedios de %ISTP para grupos etarios junto a sus desviaciones estándar. **23**
5. **Tabla 5:** Media, mediana, desviación estándar, mínimo y máxima concentración de mercurio (mg/kg) transformado con el factor de conversión de peso seco a peso húmedo. **51**
6. **Tabla 6:** Consideraciones biológicas de cada especie mediante revisión bibliográfica (Silva *et al.* 2002, Preti *et al.* 2004, Dornburg *et al.* 2005, Graham *et al.* 2007, Oyarzún *et al.* 2009, Skomal *et al.* 2016, Pérez-Alva & Figueroa-Reyes 2020). **51**
7. **Tabla 7:** Datos de peso húmedo del tejido, liofilizado, % de humedad y concentraciones de mercurio (mg/kg) por muestra. **52**
8. **Tabla 8:** Cálculos de la concentración de mercurio por peso húmedo, e índice de ingesta semanal tolerable provisional (%ISTP). **54**

DECLARACIÓN ÉTICA DE TRABAJO

1. Uso de animales en la investigación

Este estudio se realizó bajo estrictos principios éticos para garantizar el respeto y bienestar de los animales involucrados. Las muestras se obtuvieron mediante una colaboración con los investigadores de Duffloq y colaboradores (2024), quienes obtuvieron las muestras de tejido muscular del comercio nacional del recurso pesquero vendido como albacora. La posterior identificación genética permitió identificar por especie, correspondiendo a los distintos depredadores ícticos, de esta manera se aseguró que la población local consume las distintas especies estudiadas y se evitó un posible muestreo letal adicional.

2. Uso de inteligencia artificial (IA)

Para garantizar transparencia, se detalla el empleo de herramientas de IA en este estudio:

Se utilizó asistencia de IA (ej. Deepseek) como apoyo técnico para guiar con el uso del programa R y tener mejores facilidades para realizar los análisis estadísticos. Sin embargo, todos los datos, análisis y conclusiones fueron generados y validados por el autor.

RESUMEN

Los condriictios, depredadores superiores en ecosistemas marinos, son cruciales para el equilibrio ecológico, pero enfrentan amenazas como la sobrepesca y la contaminación. El estudio analizó la bioacumulación de mercurio total (HgT) en depredadores ícticos capturados en Chile para consumo local, evaluando su potencial riesgo para la salud humana. Se examinaron 70 muestras de siete especies, incluyendo tiburones, quimeras y peces teleósteos, recolectadas en diversos puntos de venta como caletas, ferias libres, pescaderías y supermercados a lo largo de Chile. Los resultados mostraron que especies como el tiburón sardinero (*Lamna nasus*) y el pez espada o albacora (*Xiphias gladius*) presentaron las mayores concentraciones de mercurio, superando en más del 60% y 86% de los casos, respectivamente, el Límite Máximo Permisible (LMP) de 1 mg/kg establecido por el Codex Alimentarius y el Reglamento Sanitario de Chile. En contraste, especies como el pejegallo (*Callorhynchus callorhynchus*) y el congrio colorado (*Genypterus chilensis*) registraron niveles significativamente más bajos. La evaluación de riesgo reveló que los niños son el grupo más vulnerable, con niveles de exposición que duplican o triplican los de los adultos, especialmente por el consumo de pez espada. El cálculo del porcentaje de Ingesta Semanal Tolerable Provisional (%ISTP) indicó que especies como *X. gladius* y *L. nasus* representan un alto riesgo para la salud, superando ampliamente los niveles recomendados. Estos hallazgos resaltan la necesidad de implementar medidas de vigilancia más estrictas, así como campañas más de comunicación de riesgos dirigidas a grupos sensibles como niños y mujeres embarazadas. Además, se sugiere profundizar en investigaciones que exploren los factores ambientales y biológicos que influyen en la acumulación de mercurio, con el fin de garantizar la conservación y biodiversidad de ecosistemas marinos y también la seguridad alimentaria y salud pública.

ABSTRACT

This study evaluated the bioaccumulation of total mercury (THg) in predatory fish species captured and locally consumed in Chile, assessing the associated health risks. A total of 70 samples from seven commercially significant species, including sharks (*Lamna nasus*, *Isurus oxyrinchus*, *Mustelus mento*, *Alopias vulpinus*), chimaeras (*Callorhynchus callorhynchus*), and teleosts (*Xiphias gladius*, *Genypterus chilensis*), were analyzed. The results revealed significant interspecific variability in THg concentrations, with *Lamna nasus* (3.26 mg/kg) and *Xiphias gladius* (2.76 mg/kg) exhibiting the highest levels, surpassing the maximum permissible limit (1 mg/kg) in over 90% and 100% of samples, respectively. In contrast, *C. callorhynchus* and *G. chilensis* showed lower THg concentrations.

The risk assessment, based on the Provisional Tolerable Weekly Intake (ISTP), indicated that children were the most vulnerable group, with exposure levels exceeding recommended thresholds by up to 359% for *L. nasus* and 355% for *X. gladius*. Women and men also face significant exposure, though to a lesser extent. These findings underscore the potential public health risks posed by frequent consumption of these species, particularly for sensitive populations.

The study highlights the urgent need for enhanced monitoring, stricter regulatory measures, and targeted consumer advisories to mitigate mercury exposure, especially in coastal communities reliant on marine resources. Further research is recommended to explore the environmental and biological factors driving mercury accumulation and to expand the scope of species analyzed.

Keywords: mercury bioaccumulation, predatory fish, health risk assessment, Chile, ISTP,

Xiphias gladius, *Lamna nasus*.

INTRODUCCION

En el mundo marino, los grandes y reconocidos depredadores ícticos a nivel mundial son los tiburones. Estos organismos son caracterizados por ser peces con esqueleto de cartílago, poseer escamas placoídeas, reproducción por estrategia K, fertilización vía pterigopodios/claspers, poseer una tasa de crecimiento lenta, madurez sexual tardía y baja fecundidad (Carrier *et al.* 2004, Heinicke *et al.* 2009, Simpfendorfer & Kyne 2009, Hutchings *et al.* 2012, Pardo *et al.* 2016). La expansión de las pesquerías pelágicas y de aguas profundas desde la década de 1950 (Figura 1) ha llevado a que los peces cartilaginosos sean en un objetivo importante de captura, a medida que se han desarrollado los mercados para su carne, aceite de hígado y aletas (Ellis *et al.* 2008).

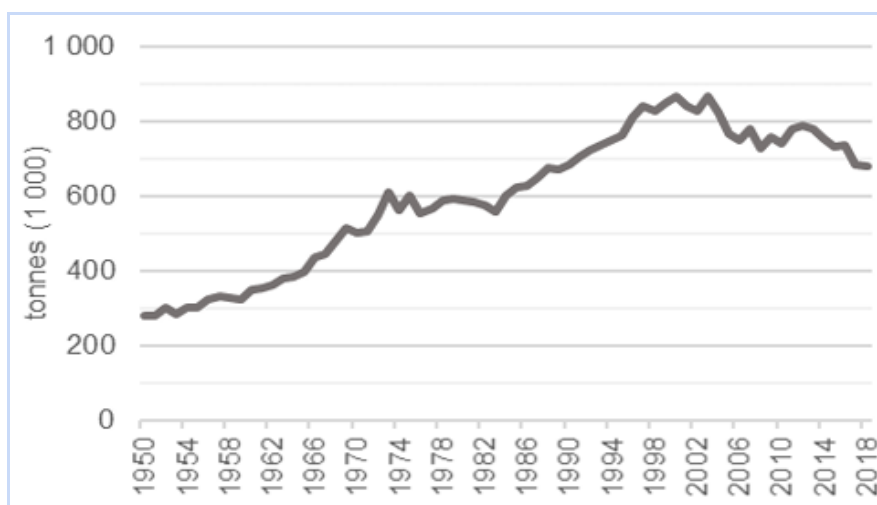


Figura 1: Captura global de tiburones, rayas y quimeras en toneladas desde el año 1950 a 2018

(gráfico extraído de FAO, 2020).

Los tiburones mantienen las poblaciones de especies de niveles inferiores en las cadenas alimenticias y el balance con competidores, además son utilizados como indicadores de salud de los océanos al ayudar a eliminar los individuos enfermos o débiles, sin embargo, más estudios son necesarios para poder desarrollar más estrategias de conservación y manejo de estos eficaces

mesodepredadores y depredadores tope (Stevens *et al.* 2000, Karpouzi & Stergiou 2003, Creel & Christianson 2008, Ellis *et al.* 2008, Heithaus *et al.* 2008, Clarke 2009, Estes *et al.* 2011, 2016, Morin 2011, Simpfendorfer *et al.* 2011, Thompson *et al.* 2012, Hobday *et al.* 2013, Heupel *et al.* 2014, Ripple *et al.* 2014, Layman *et al.* 2015, Rizzari *et al.* 2015, Grubbs *et al.* 2016, Garvey & Whiles 2016, Hays *et al.* 2016, Davidson & Dulvy 2017, Hammerschlag *et al.* 2019, Motivarash *et al.* 2020). Estos organismos apoyan las tramas tróficas mediante la fuerza ecológica top-down (Figura 2), refiriéndose al control comunitario que generan las especies de alto nivel trófico por sobre aquellas de menor nivel trófico (Burkholder *et al.* 2013, Roff *et al.* 2016).

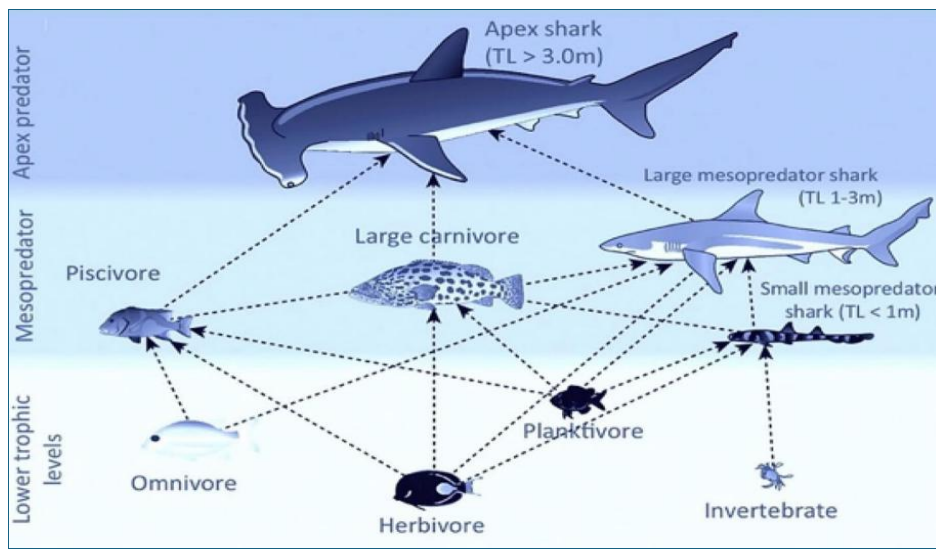


Figura 2: Propuesta del rol ecológico de condriictios en un ecosistema coralino. Extraído de Roff y colaboradores (2016).

Considerando lo anterior, las investigaciones de dieta de depredadores marinos permiten comprender las relaciones del intercambio de recursos, la competencia, la transferencia de energía y las dinámicas de las redes tróficas (Navia *et al.* 2010, Braga *et al.* 2012, Bornatowski *et al.* 2014), para así revelar las dinámicas de comunidades marinas y el efecto de tiburones sobre distintos componentes de las redes tróficas (Lucifora *et al.* 2009, Heithaus *et al.* 2013).

Los organismos que cumplen un rol ecológico de depredador tope son particularmente susceptibles a la bioacumulación de contaminantes. En los ecosistemas marinos es un proceso complejo y multifactorial que involucra diversos factores bióticos y abióticos, causando que, por alimentación, se trasladen concentraciones potencialmente letales o perjudiciales en niveles tróficos superiores (Kidd *et al.* 2011). Ocurre de modo que el contaminante ingresa a la red alimentaria, donde se biomagnifica a través de los niveles tróficos, llevando a concentraciones elevadas en peces depredadores tope (Kalla *et al.* 2021). La persistencia de los contaminantes en el medio ambiente son una preocupación importante, ya que no se degradan fácilmente y una vez que se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos, es difícil para ellos excretarlo, así interfiriendo con sus funciones fisiológicas y crecimiento (Yan *et al.* 2016). Esto es altamente preocupante debido a que el ser humano también es un integrante de las tramas tróficas, principalmente como depredador tope, de modo que los contaminantes que bioacumulan los conductos tienen el potencial de ser traspasados a la población humana mediante la alimentación, siendo un riesgo de salud pública (Custodio & Espinoza 2024).

El aumento de la presión pesquera y la reducción de hábitat ha disminuido la población de conductos a escala global, causando que un cuarto de las especies de esta clase taxonómica se encuentre bajo amenaza en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Stevens *et al.* 2000, Baum *et al.* 2003, 2005, Dulvy *et al.* 2008, Baum & Worm 2009, Ferretti *et al.* 2010, Fernandes *et al.* 2017, Derrick *et al.* 2020, Walls & Dulvy 2020). A pesar de los intentos de conservación, varias especies tienen señales limitadas de recuperación, demostrando que este diverso grupo de especies es altamente vulnerable (Worm *et al.* 2013, Dulvy *et al.* 2014, Dent & Clarke 2015, Davidson & Dulvy 2017, Fernandes *et al.* 2017, White *et al.* 2017, Stein *et al.* 2018). Estudios más recientes han indicado

que, con una gestión cuidadosa, la extracción sostenible de recursos de conductivos es efectivamente posible (Walker 1998), sin embargo, es necesaria más información al respecto de las especies capturadas, ya que, en muchos casos, se desconoce sus interacciones ecológicas y ambientales de las especies a nivel local y cómo estas pueden afectar a los consumidores de ellos.

Los metales pesados, definidos por su alto número atómico y densidad, han surgido como una importante preocupación ambiental, siendo el mercurio uno de los miembros más tóxicos y peligrosos de este grupo (Briffa *et al.* 2020, Wang *et al.* 2020). El término "metal pesado" se utiliza generalmente para describir un grupo de elementos metálicos con un peso atómico superior a 63,5 y una gravedad específica superior a 5,0, clasificación que abarca una amplia gama de elementos, incluidos cadmio, cromo, cobalto, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc, entre otros (Anandkumar & Mandal 2009, Suman *et al.* 2018). Los metales pesados tienen un profundo impacto en el medio ambiente y la salud humana, incluso en concentraciones relativamente bajas, siendo uno de los metales pesados más conocidos es el mercurio. El mercurio (Hg) es el elemento de número atómico 80 con un peso atómico de 200,59g/mol. Tiene un distintivo aspecto blanco plateado y estado líquido a temperatura ambiente, siendo un metal pesado notable y único (Vardhan *et al.* 2019). Su alta densidad, bajo punto de fusión y capacidad para formar una amplia gama de compuestos lo convierten en un material invaluable en diversas aplicaciones industriales y tecnológicas (Avella y Vides 2009, Yarto *et al.* 2004). Sin embargo, la toxicidad inherente del mercurio ha generado importantes preocupaciones sobre su impacto ambiental y los posibles riesgos para la salud asociados a la exposición (Briffa *et al.* 2020).

Las fuentes de emisiones de mercurio pueden clasificarse ampliamente en orígenes naturales y antropogénicos, cada uno con sus propias características e implicaciones únicas (Figura 3).

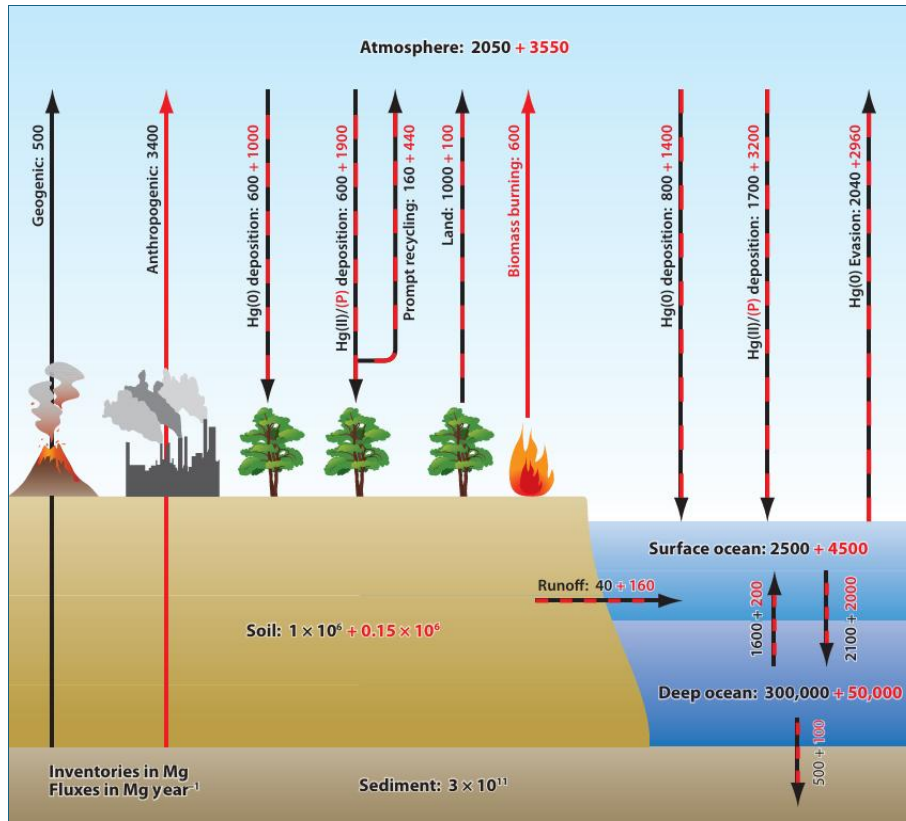


Figura 3: Ciclo biogeoquímico de mercurio. Contribuciones naturales en negro y antropogénicas en rojo. (Extraído de Selin 2009 y modificado de Selin *et al.* 2008).

Las fuentes naturales de emisiones de mercurio incluyen procesos geológicos, como erupciones volcánicas y meteorización de rocas, así como procesos biogénicos, como emisiones de ecosistemas terrestres y acuáticos (Chapman 2008). En ciertas condiciones, los incendios forestales naturales, pueden igualar las emisiones antropogénicas de mercurio (Sigler *et al.* 2003). Por otro lado, las fuentes antropogénicas de emisiones de mercurio están principalmente asociadas con actividades industriales, como la minería, la combustión de combustibles fósiles y la manufactura, específicamente las baterías, los materiales electrónicos y los productos químicos (Das *et al.* 2018). El mercurio inorgánico depositado desde la atmósfera puede

transformarse en la forma más tóxica y biodisponible, el metilmercurio, por bacterias reductoras de sulfato en presencia de carbono orgánico, fósforo y azufre (Kalla *et al.* 2021, Moreau *et al.* 2015). Aquellos microorganismos desempeñan un papel crucial en la metilación del mercurio en los ecosistemas acuáticos como se observa en la Figura 4 (Moreau *et al.* 2015). Como estos microbios son una importante fuente de alimento para muchos organismos filtradores, sirven como vector para la bioacumulación y biomagnificación del mercurio, lo que lleva a concentraciones potencialmente letales o perjudiciales en niveles tróficos superiores (Kidd *et al.* 2011).

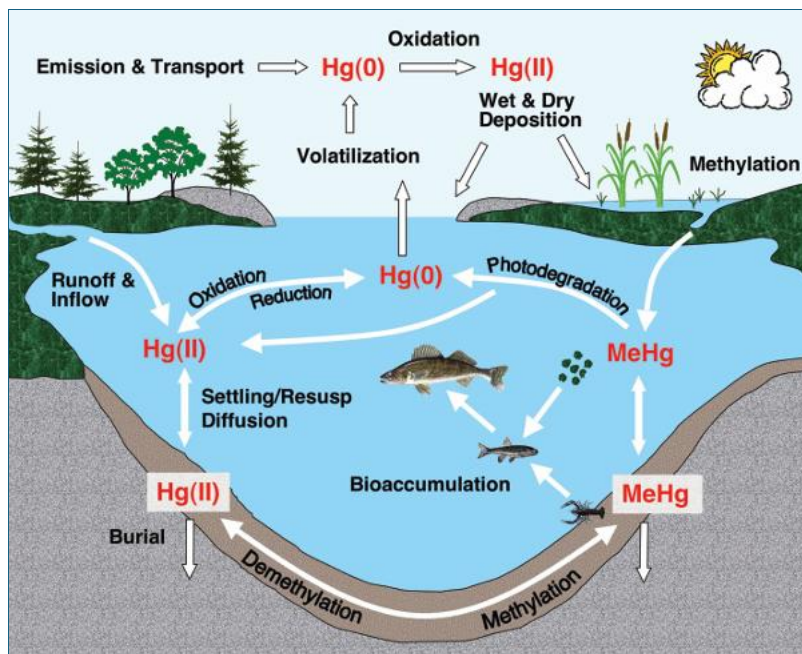


Figura 4: Ciclo de mercurio en ambiente acuático (Extraído de Engstrom 2007).

En ambientes acuáticos, el metilmercurio es bioacumulado mediante la alimentación y puede ser biomagnificado, donde se acumula a través de la cadena alimentaria, con niveles tróficos más altos que exhiben concentraciones cada vez más elevadas. Esta biomagnificación puede representar riesgos para los depredadores tope cuya salud y éxito reproductivo pueden verse afectados negativamente por la contaminación por mercurio (Kalla *et al.* 2021). Estudios han

determinado que los peces bioacumulan el mercurio principalmente en su forma metilada (90-100%), y tiene una afinidad por concentrarse primariamente en los tejidos musculares (Berntsen *et al.* 2004, Houck & Cech 2004, Amlund *et al.* 2007, Li *et al.* 2023). Se ha descrito que en varias especies de depredadores, como *Isurus oxyrinchus*, *Prionace glauca*, *Alopias* spp., y peces teleósteos como *Xiphias gladius*, bioacumulan concentraciones de mercurio que exceden los límites seguros para consumo humano (Goyanna *et al.* 2023, Li *et al.* 2023, Riesgo *et al.* 2023). Respecto a la biomagnificación en sí, a nivel mundial, en ambientes acuáticos, esta es mayor en zonas templadas y de baja productividad (Lavoie *et al.* 2013). Además, el contenido de metales pesados en la biota acuática tiende a aumentar con el tiempo debido a la naturaleza bioacumulativa de estos contaminantes, lo que representa riesgos significativos tanto para la salud ecológica como humana (Ujianti & Androva 2020). Aquellas especies ampliamente distribuidas en ambientes marinos son particularmente vulnerables a la bioacumulación de mercurio y sirven como importantes indicadores de la salud de los ecosistemas acuáticos (Chouvelon *et al.* 2018). Comprender la dinámica compleja del mercurio en la atmósfera, la tierra y los océanos, así como los factores que influyen en la producción de metilmercurio y la biomagnificación, es crucial para desarrollar estrategias efectivas para mitigar los impactos de este problema de contaminación global (Driscoll *et al.* 2013).

La bioacumulación y biomagnificación del mercurio a través de la cadena alimentaria puede conducir a altas concentraciones en los tejidos de los tiburones, potencialmente interrumpiendo sus procesos biológicos vitales (Lopez & Maz 2006). Estudios han demostrado que altas concentraciones de mercurio, pueden inducir respuestas tempranas en peces, evidenciadas por alteraciones a nivel estructural y funcional de diferentes órganos (Witczak *et al.* 2024). El mercurio puede causar estrés oxidativo, lo que debilita el sistema inmunológico, provoca daño en

tejidos y órganos, defectos de crecimiento y reduce la capacidad reproductiva, haciendo que los tiburones sean más susceptibles a enfermedades y reduciendo su aptitud física general (Witczak *et al.* 2024). La exposición crónica a bajas concentraciones de mercurio puede tener efectos perjudiciales en varios sistemas de órganos, incluido el sistema nervioso, el sistema endocrino y el sistema reproductivo, por lo cual la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y la Organización Mundial de la Salud, FAO y OMS respectivamente, han establecido un Límite Máximo Permisible de concentración del contaminante en los alimentos (Aziz *et al.* 2023, FAO & WHO 2019).

En la costa de Chile actualmente se encuentran descritos 58 especies de tiburones, cuyos desembarques históricos se observan en la Figura 5. La escasez de capturas hace que sean las especies menos estudiadas, en comparación con otros recursos pesqueros (Cubillos 2005, Bustamante 2014). A pesar de que los desembarques han disminuido desde los años 2000, su presencia en pescaderías para consumo local sigue siendo importante, en especial considerando que existe evidencia de fraude alimentario, en el cual productos de origen condrictio son comercializados comúnmente con nombre de otra especie - albacora, o la denominación no oficial de albacorilla (van Kessel 1986, Dufflocq *et al.* 2022).

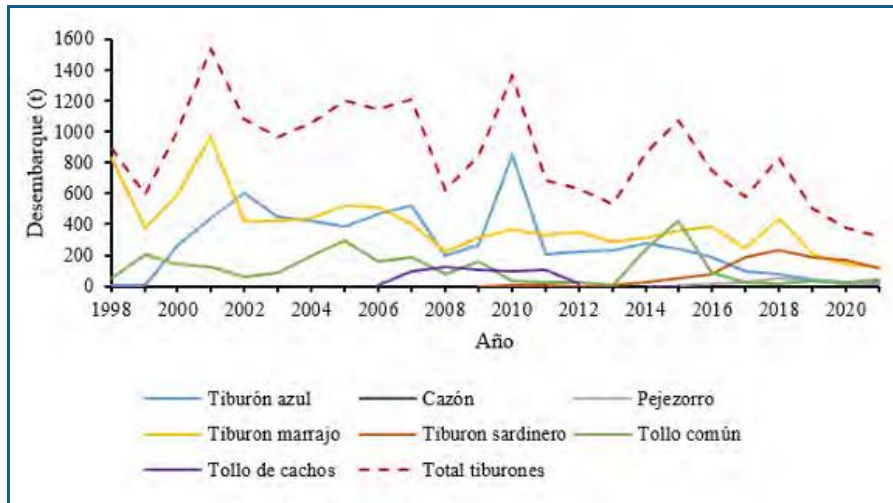


Figura 5: Desembarques totales (t) de las especies de tiburones capturadas en Chile entre el año 1998 y el año 2021 (Extraído de Bustamante *et al.* 2023).

La mayoría de los estudios se realizan en las especies más capturadas, sean especies objetivo o mediante pesca incidental, como *Isurus oxyrinchus* y *Prionace glauca*, que corresponden a tiburones pelágicos altamente migratorios (Pardo-Gandarillas *et al.* 2007, Lopez *et al.* 2009, 2010, Klarian *et al.* 2018). En cambio, estudios de tiburones demersales son aún más limitados, además son localizados dentro de una zona específica, y no se han realizado comparaciones a nivel de macroescalas (Lopez *et al.* 2013b, Gaitán-Espitia *et al.* 2017). En la Figura 5 se demuestra la captura de tiburones registrada entre los años 1998 y 2021, liderado por el marrajo: *Isurus oxyrinchus*, y el azulejo, *Prionace glauca*, tollo de cachos, *Squalus acanthias*, y tollo común, cuya especie no se encuentra especificado, pudiendo corresponder a la las siguientes: *Mustelus mento*, *Mustelus whitneyi*, *Triakis maculata* o *Galeorhinus galeus* (Bustamante *et al.* 2023).

Lopez y colaboradores (2013a) determinaron las concentraciones de mercurio para los tiburones *P. glauca* e *I. oxyrinchus* capturados en Chile el año 2011, concluyendo que las especies poseían

concentraciones similares 0,48 y 0,34µg/g, respectivamente. Los individuos de mayor tamaño presentaron mayores concentraciones y no hubo diferencias por sexo. A pesar de aquel estudio, trabajos sobre metales pesados en condriictios en Chile son escasos y se han centrado principalmente en especies altamente migratorias como *I. oxyrinchus* y *P. glauca*, dejando un vacío en el conocimiento sobre depredadores ícticos y su impacto potencial en la salud pública (López *et al.* 2013a, Bustamante *et al.* 2023).

Considerando lo anterior, el presente estudio abarca la siguiente pregunta: ¿Cuál es la concentración de mercurio identificado en depredadores ícticos? Y ¿es esta concentración considerada como nociva para el ser humano?

HIPÓTESIS

Debido a las características ecológicas de los diversos depredadores ictícos capturados en Chile para consumo local, estos van a bioacumular mercurio de manera diferenciada entre especie, siendo los que se encuentren en nivel más alto en la cadena trófica serán los que tienen mayores niveles de mercurio en su tejido.

Los conductos de uso alimenticio para el ser humano son mesodepredadores y depredadores tope, que bioacumulan y biomagnifican mercurio, superando el límite máximo permisible para el consumo humano, posiblemente siendo un riesgo para el consumidor.

OBJETIVOS

1. General

Evaluar la bioacumulación de mercurio total en depredadores ictícos capturados en Chile y evaluar su riesgo hacia los seres humanos.

2. Específicos

1. Cuantificar las concentraciones de Mercurio Total (THg) en tejido muscular de especies de depredadores ictícos comercializados localmente.
2. Comparar la bioacumulación de Mercurio Total de las distintas especies de peces depredadores y con el límite máximo permisible.
3. Evaluar el riesgo por consumo de peces depredadores para humanos mediante el índice de Ingesta Semanal Tolerable Provisional (ISTP).

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Colección de muestras

Considerando evitar un muestreo letal, y la existencia de capturas investigativas y comerciales de condrictios, se colaborará con investigadores de la agrupación Núcleo Pintarroja, el cual reúne científicos con interés en condrictios a lo largo de Chile. Mediante la colaboración, se obtienen las muestras de tejido muscular provenientes del comercio de albacora en diferentes pesquerías, supermercados, ferias libres y caletas de distintas regiones de Chile durante julio y septiembre del año 2018 (Dufflocq *et al.* 2024). Esto para asegurar que es un producto comercializado cuyo objetivo principal es la venta para consumo humano. Se obtuvieron 100 a 200mg de tejido con un cuchillo de cerámica para evitar la posible contaminación de metales pesados al tejido que fué analizado. Estos recortes de tejidos fueron etiquetados correspondientemente y congelados a -20°C hasta su procesamiento en el Laboratorio de Química Analítica y Ambiental del Instituto de Química y Bioquímica de la Universidad de Valparaíso en la Región de Valparaíso, Chile, donde se realizó el trabajo de laboratorio.

2. Determinación de Mercurio Total

Se utilizó el Método 7473 de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos (U.S. EPA. 1998) para determinar la concentración de mercurio total. En este estudio no se realizó especiación, ya que se sabe que, en peces, más del 90% del mercurio presente corresponde a la forma metilada MeHg (González *et al.* 2014).

Este protocolo utiliza un analizador directo de mercurio DMA-80 (Milestone Inc., Shelton, CT, EEUU) el cual consiste en un periodo de secado, descomposiciones térmicas y atomización del

mercurio. Para ello, se ingresó a cubetas de níquel, 10mg de biomasa del tejido previamente secados usando un liofilizador BioBase BK-FD10S y homogenizado con mortero.

El equipo procede a secar a 200°C y luego calcinar a 650°C permitiendo que el mercurio se reduzca y volatilice. Luego un amalgamador de oro atrapa el HG^0 el cual los descompone para continuar con su detección con una lámpara de mercurio que emite una longitud de onda de 253.65nm y fotodetector UV de diodo de silicio. Para cada muestra se midió el valor de la muestra y su contramuestra, para asegurar correctas mediciones y además se realizó una validación de la metodología utilizando un material de referencia certificado MRC CE-464 de tejido de atún, utilizando la prueba de Fligner-Killeen para validar la homogeneidad de las varianzas de las mediciones de mercurio entre 2 días diferentes.

3. Comparación con el LMP

El Codex Alimentarius, desarrollado conjuntamente por la FAO y la OMS, establece límites máximos permisibles (LMP) para contaminantes en alimentos, incluido el mercurio (FAO & WHO 2019). Estos LMP se basan en evaluaciones científicas de riesgos para la salud humana y buscan proteger a los consumidores de los efectos adversos de los alimentos contaminados.

El Codex Alimentarius ha fijado LMP específicos para el mercurio en diferentes tipos de pescado:

- Pescado no depredador: 0.5 mg/kg de peso fresco, 1.9 mg/kg seco
- Especies de pescado depredador: 1 mg/kg de peso fresco, 3.9 mg/kg seco.

Estos LMP se aplican a la carne de pescado fresco, excluyendo vísceras y otros tejidos no comestibles. Los países pueden establecer LMP más estrictos si consideran necesario proteger la salud pública (Uddin *et al.* 2022, Heinonen-Tanski 2024).

Por otro lado, en Chile, el Ministerio de la Salud (MINSAL), estableció límites de mercurio en pescados y mariscos, según el Reglamento Sanitario de Alimentos (RSA), D.S. N° 977/96, art. 160, descrito a continuación:

<p>Pescados depredadores</p> <p>Incluye pescado fresco y procesado, tales como: congelados, ahumados, conservas, apanados.</p> <p>Contempla entre otros: Tiburón (<i>Hexanchus griseus</i>, <i>Deania calcea</i>, <i>Isurus oxyrinchus</i>, <i>Lamna nasus</i>, entre otras), Pez espada/albacora/Ivi heheu (<i>Xiphias gladius</i>), Atún (<i>Thunnus albacares</i>, <i>Thunnus alalunga</i>, <i>Gatrichisma melampus</i>, <i>Katsuwonus pelamis</i>, <i>Thunnus obesus</i>, entre otras), Bacalao de profundidad (<i>Dissostichus eleginoides</i>)</p> <p>Notas: Límite para Metilmercurio, No incluye aceites de origen marino, Solo será necesario determinar Metilmercurio, si la medición de Mercurio Total superara este límite</p>	<p>1,0 mg/kg</p> <p>de producto final</p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------

Previó a realizar la comparación con el LMP, se corrigieron los valores de mercurio para considerar el peso húmedo de la muestra mediante el siguiente factor de conversión:

$$\text{Hg (dw)} * (1 - \% \text{moisture}) = \text{Hg (ww)}$$

Donde Hg (dw) corresponde a la concentración de mercurio medida en peso seco y Hg(ww) al factor convertido en relación con la humedad de la muestra (Storelli *et al.* 2002).

Se aplicó la prueba estadística de Kruskal-Wallis seguido por un Test de Dunn con ajuste de Benferroni, además de un Test Binomial global en RStudio para identificar correlaciones entre los niveles de mercurio por cada especie, comparándolos con el LMP (Posit team 2025).

4. Evaluación de riesgo por consumo

Se determinó si las concentraciones de mercurio que poseen los condriictios superan los límites establecidos por el Codex Alimentarius y el MINSAL, para luego proceder a evaluar el riesgo por consumo mediante el cálculo de la ingesta semanal tolerable provisional (ISTP) propuesto por el Codex Alimentarius que desarrollaron la FAO y OMS. Este índice corresponde a un valor límite de exposición semanal, establecido para contaminantes alimentarios bioacumulativos, como los metales pesados, que define la dosis tolerable para la población en general. Se calcula de la siguiente manera:

$$\%ISTP = \frac{([Hg]*CP)}{PC} * 100$$

[Hg] corresponde a la concentración de mercurio determinada en las muestras biológicas ($\mu\text{g/g}$ de peso húmedo), CP corresponde a la cantidad de tejido consumido semanalmente (112 gramos/semana para adultos y 56 para niños), PC corresponde al peso corporal promedio en la población, diferenciado en 70kg para hombres, 60kg para mujeres y 15.5 kg para niños de 4 años (Durazo 2006, FDA 2017, Ordiano-Flores 2009). Finalmente, el ISTP corresponde al valor recomendado por la FAO & OMS para el mercurio ($1.6 \mu\text{g/kg/semana}$) (FAO & WHO 2017, Muñoz *et al.* 2000, Muñoz *et al.* 2005, Urieta *et al.* 1991). El resultado se interpreta de modo a que un porcentaje menor a 5 es seguro para consumir, mientras que 5-20% debe ser consumido moderadamente (1-2 porciones por semana máximo), y aquellos con un %ISTP mayor a 20%, debe evitarse su consumo frecuente (US EPA 2000, Joint 2004, EFSA 2012).

En este estudio se aplicó un enfoque estadístico jerárquico que incluyó inicialmente pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene) para determinar la

adecuación de los supuestos paramétricos. Se utilizó ANOVA de una vía para especies que cumplieran los supuestos o la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se verificaban, seguido en ambos casos por análisis post-hoc específicos (Tukey HSD para ANOVA y Dunn con corrección Bonferroni para Kruskal-Wallis) que permitieron identificar diferencias significativas entre los grupos poblacionales (mujeres, niños y hombres) para cada especie.

RESULTADOS

1. Frecuencia especies

En el presente estudio se analizaron 70 muestras correspondiendo a 7 especies ampliamente comercializadas y consumidas localmente (**Tabla 1**). Las muestras fueron obtenidas de 4 tipos de comercios abiertos al público: caleta de pescadores, feria libre, pescadería y supermercado. Se obtuvieron ejemplares desde Iquique, a los 20° latitud Sur, hasta Puerto Montt, establecido a los 41° latitud sur (**Figura 6**).

Tabla 1: Listado de ejemplares obtenidos mediante la colaboración con Dufflocq y colaboradores (2022), se detalla la especie identificada, la categoría general taxonómica (tiburón/holocéfalo/teleósteo), el tipo de comercio donde se obtuvo la muestra (caleta, feria libre, pescadería, supermercado) y la respectiva ciudad, ordenado de manera latitudinal.

ID	Especie	Categoría	Tipo de Comercio	Ciudad
1	<i>Alopias vulpinus</i>	Tiburón	Caleta	Iquique
2	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón	Pescadería	Iquique
3	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón	Caleta	Iquique
4	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón	Caleta	Iquique
5	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón	Pescadería	Iquique
6	<i>Genypterus chilensis</i>	Teleósteo	Caleta	Antofagasta
7	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Caleta	Valparaíso
8	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Feria Libre	Valparaíso
9	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Pescadería	Algarrobo
10	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Supermercado	Santiago
11	<i>Mustelus mento</i>	Tiburón	Feria Libre	Santiago
12	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
13	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
14	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Feria Libre	Santiago
15	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
16	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
17	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
18	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
19	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
20	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
21	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
22	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Supermercado	Santiago

23	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
24	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
25	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
26	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
27	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
28	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
29	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
30	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
31	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Supermercado	Santiago
32	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Feria Libre	Santiago
33	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
34	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
35	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
36	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
37	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
38	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Pescadería	Santiago
39	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
40	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
41	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
42	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
43	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
44	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
45	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
46	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
47	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Santiago
48	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
49	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Santiago
50	<i>Mustelus mento</i>	Tiburón	Supermercado	Santiago
51	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Santiago
52	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Santiago
53	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
54	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Feria Libre	Santiago
55	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Pescadería	Santiago
56	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
57	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
58	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
59	<i>Xiphias gladius</i>	Teleósteo	Pescadería	Santiago
60	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Concepción
61	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Concepción
62	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Concepción
63	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Concepción

64	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Caleta	Talcahuano
65	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Temuco
66	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón	Pescadería	Valdivia
67	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Valdivia
68	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón	Pescadería	Valdivia
69	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Osorno
70	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Holocéfalo	Supermercado	Puerto Montt

El 56.17% de los ejemplares resultaron en condriictios, sin embargo, solo el 32.88% son tiburones (**Tabla 2**). El condriictio dominante fue la quimera, *C. callorynchus*, con un 23.29%. El tiburón más común en este muestreo fue *L. nasus*, comúnmente conocido como el tiburón sardinero (21.92%), seguido por el tiburón mako, *I. oxyrinchus* (6.85%). El tollo, *M. mento*, y el pejezorro, *A. vulpinus*, fueron más escasos, con 2 y 1 ejemplares, respectivamente.

Tabla 2: Frecuencia absoluta, relativa y en porcentaje de las especies obtenidas para análisis.

Nombre científico	Ni	fi	fi en %
<i>Isurus oxyrinchus</i>	5	0.07	0.07
<i>Lamna nasus</i>	15	0.21	21.92
<i>Mustelus mento</i>	2	0.03	2.74
<i>Alopias vulpinus</i>	1	0.01	1.37
<i>Callorhynchus callorynchus</i>	17	0.24	23.29
<i>Xiphias gladius</i>	29	0.41	42.47
<i>Genypterus chilensis</i>	1	0.01	1.37
TOTAL	70	1.00	100.00

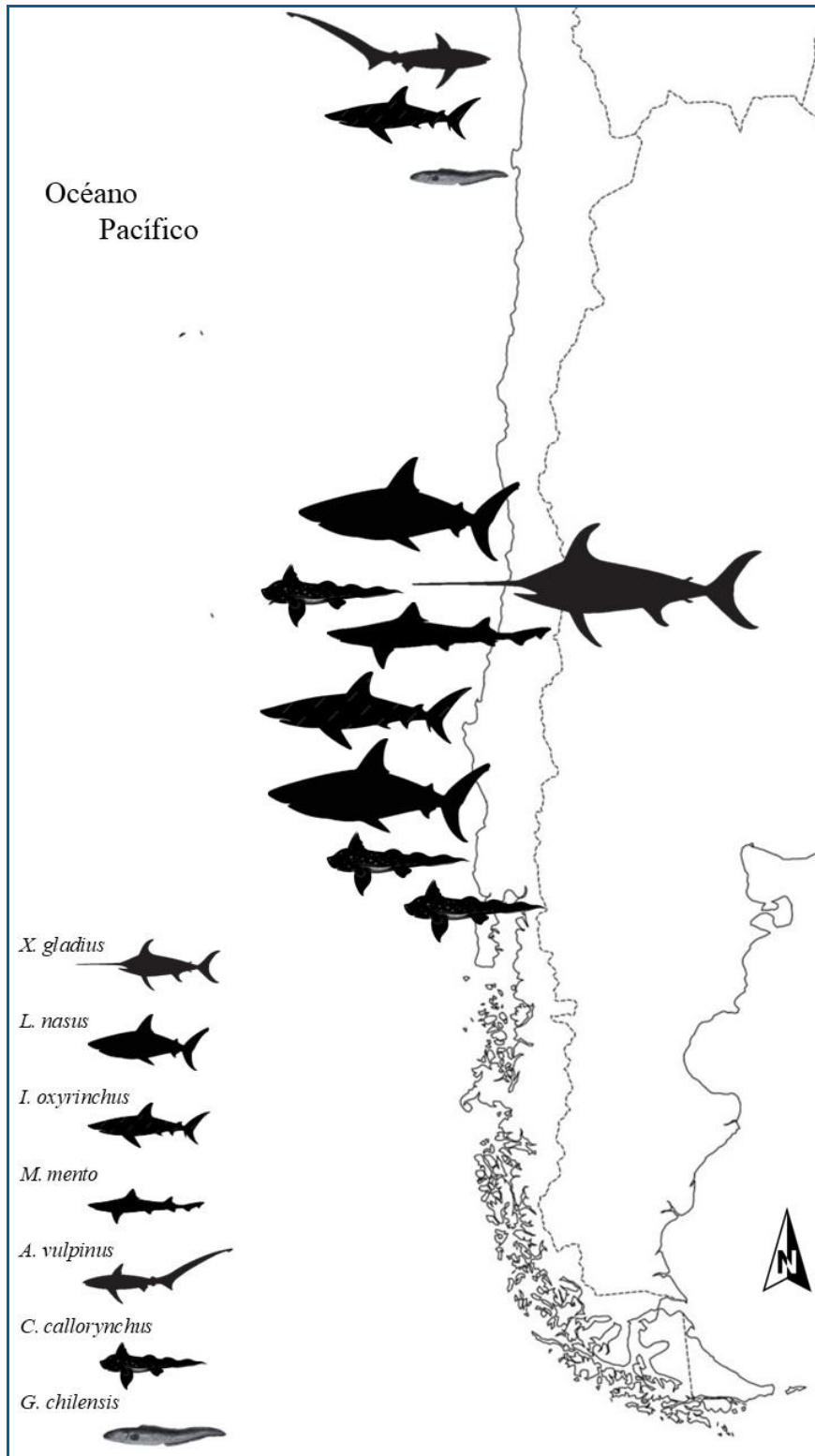


Figura 6: Mapa de distribución de las especies muestreadas a lo largo de Chile. Tamaño hace referencia a la frecuencia de muestras.

2. Mercurio Total

Respecto a las mediciones de mercurio total, a continuación, presento la **Tabla 3** con el resumen estadístico de la concentración de mercurio total (HgT) para cada especie de pez, incluyendo el promedio, desviación estándar (σ), coeficiente de variación (RSD), y los valores máximos y mínimos registrados. El tiburón sardinero, *L. nasus*, es la especie con mayor concentración promedio, 3.25592 mg/kg y un valor de muestra máximo de 8.21136 mg/kg. Esta especie fue seguida por el pez teleósteo o óseo, *X. gladius*, con 2.76129mg/kg y una mínima de 1.44718mg/kg. Las especies con menor concentración de mercurio total fueron el pejezorro y el congrio colorado, respectivamente.

Nombre científico	N	[Hg] \bar{x}	σ	RSD	Max	Min
<i>Isurus oxyrinchus</i>	5	1.21076	0.34873	1.19800	1.61418	0.79422
<i>Lamna nasus</i>	15	3.25592	2.36434	0.79667	8.21136	0.97230
<i>Mustelus mento</i>	2	1.11172	0.22627	3.61500	1.27171	0.95172
<i>Alopias vulpinus</i>	1	0.58805	0.00796	1.35000	0.58805	0.00796
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	17	0.41625	0.01601	4.72294	1.32074	0.17828
<i>Xiphias gladius</i>	29	2.76129	0.10890	4.47690	6.26149	1.44748
<i>Genypterus chilensis</i>	1	0.26254	0.02385	9.08000	9.08000	9.08000

Tabla 3: Concentración de Mercurio Total (mg/kg peso seco): promedios, variabilidad y rangos

Nombre científico	N	[Hg] \bar{x}	σ	RSD	Max	Min
<i>Isurus oxyrinchus</i>	5	1.21076	0.34873	1.19800	1.61418	0.79422
<i>Lamna nasus</i>	15	3.25592	2.36434	0.79667	8.21136	0.97230
<i>Mustelus mento</i>	2	1.11172	0.22627	3.61500	1.27171	0.95172
<i>Alopias vulpinus</i>	1	0.58805	0.00796	1.35000	0.58805	0.00796
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	17	0.41625	0.01601	4.72294	1.32074	0.17828
<i>Xiphias gladius</i>	29	2.76129	0.10890	4.47690	6.26149	1.44748
<i>Genypterus chilensis</i>	1	0.26254	0.02385	9.08000	9.08000	9.08000

Tras la transformación de las concentraciones por el peso húmedo (**Tabla 5 – Anexo**), se identificó que las especies que tienen las mayores concentraciones de mercurio total (Hg) son *X. gladius* (pez espada/albacora), seguido por *L. nasus* (**Figura 7**). Las primeras dos tienen medianas claras por encima del límite máximo permisible y varios puntos que alcanzan valores superiores a 3.0mg/kg. El resto de las especies como *I. oxyrinchus*, *A. vulpinus*, *G. chilensis* y *C. callorinchus* se mantienen consistentemente por debajo del límite, aunque hay ejemplares que están por sobre el LMP. Los resultados del análisis revelan diferencias significativas en los niveles de mercurio entre las especies de peces estudiadas ($p < 0.05$).

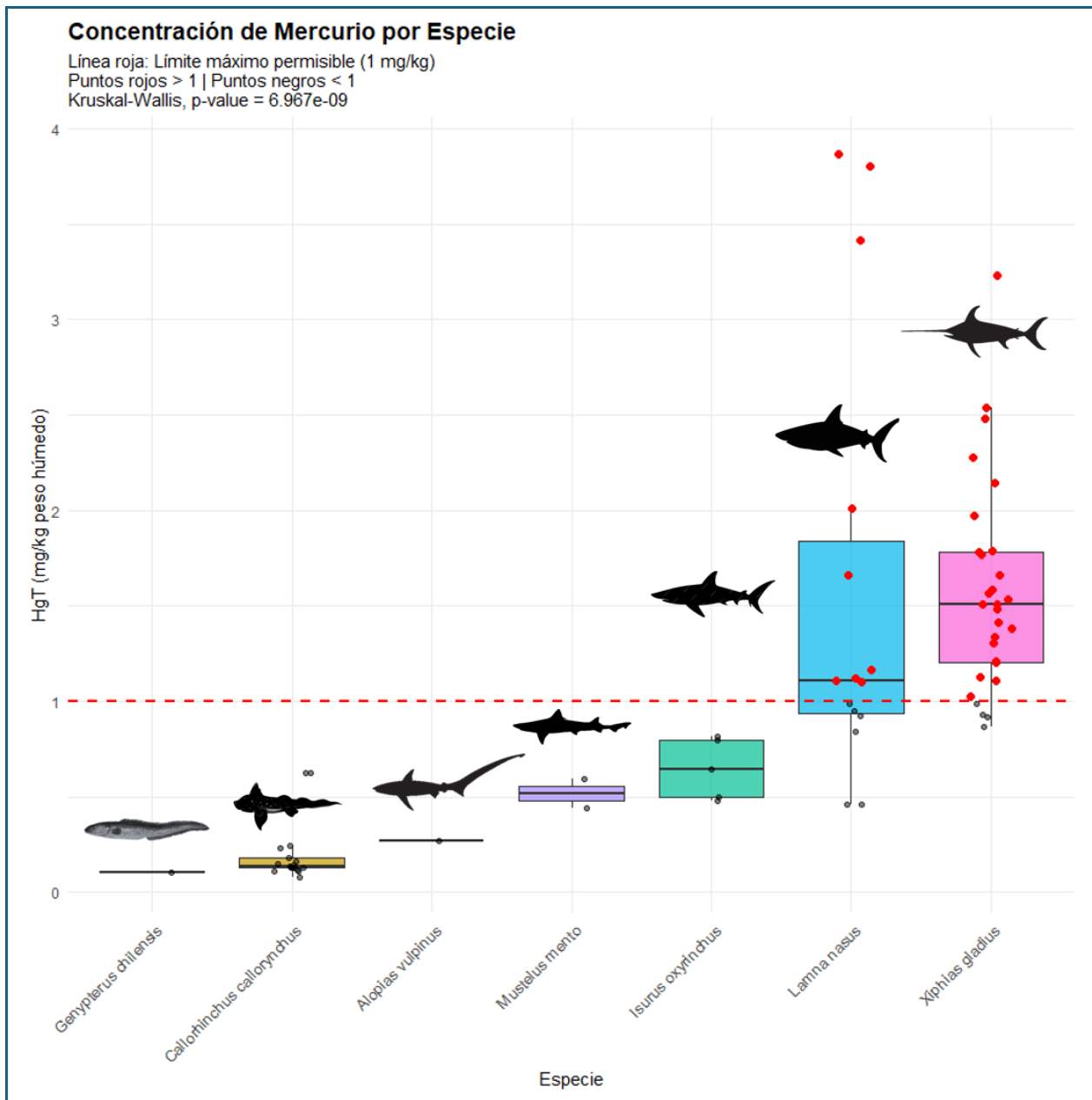


Figura 7: Boxplot representando las concentraciones de Mercurio Total (mg/kg, peso húmedo) en depredadores ícticos: Comparación con el Límite Máximo Permisible (1 mg/kg, línea roja) ($p < 0.05$).

La presencia de múltiples puntos rojos sobre la línea en varias especies indica que, aunque algunas puedan tener medianas aceptables, existen muestras individuales con concentraciones

por sobre el LMP, lo que es visualmente observado con la **Figura 8**, donde se presenta la frecuencia relativa de muestras por especie que sobrepasa el LPM. El 86.2% de las muestras de pez espada sobrepasa el límite máximo establecido por el Codex Alimentarius, y más del 50% para tiburón sardinero.

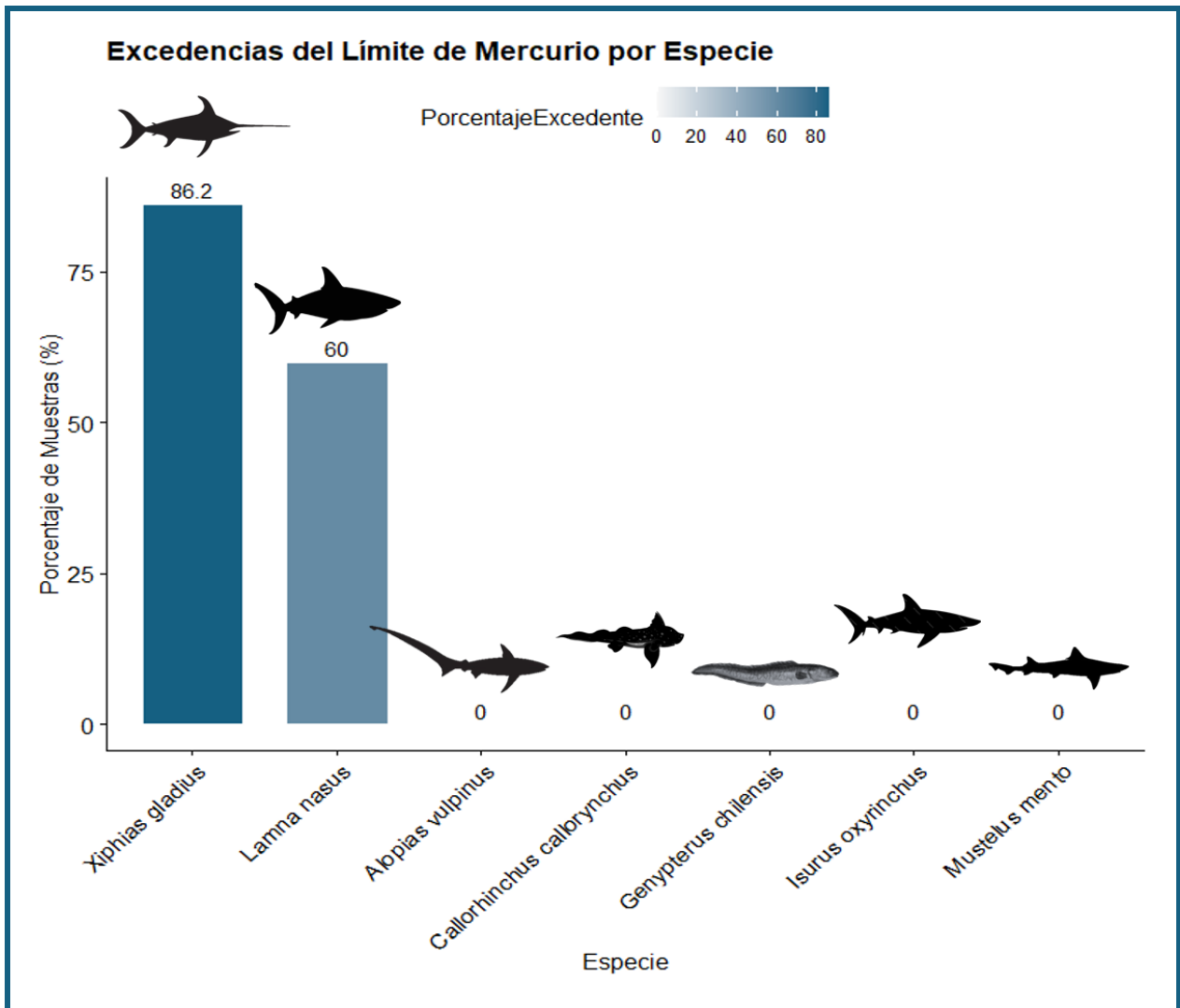


Figura 8: Porcentaje de ejemplares por especie que exceden el Límite de Mercurio (>1 mg/kg).

El estudio empleó análisis estadísticos no paramétricos debido a la falta de normalidad en los datos de concentración de mercurio (Hg). La prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias

significativas entre especies ($H = 31.52$, $p = 0.00000000697$), complementada con pruebas post-hoc de Dunn con ajuste Bonferroni que identificaron pares específicos con contrastes relevantes de modo que *X. gladius* y *L. nasus* tienen concentraciones significativamente mayores que *C. callorhynchus* y *G. chilensis* ($p_{ajust} < 0.05$). Respecto al test binomial global, *X. gladius* y *L. nasus* presentaron frecuencias de excedencia significativamente altas ($p < 0.05$) de 68.4% y 58.8%, respectivamente.

3. Evaluación de Riesgo por Consumo

El riesgo para la salud se cuantificó mediante el %ISTP, entre los grupos poblacionales de niños, mujeres y hombres. Los %ISTP se presentan en la **Tabla 4**, mostrando los promedios por especie para mujeres, niños y hombres.

Tabla 4: Promedios de %ISTP para grupos etarios junto a sus desviaciones estándar.

Especie	\bar{x} Mujeres	σ Mujeres	\bar{x} niños	σ Niños	\bar{x} Hombres	σ Hombres	N
<i>Alopias vulpinus</i>	31.58	-	61.11	-	27.06	-	1
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	23.49	19.26	45.46	37.27	20.13	16.51	17
<i>Genypterus chilensis</i>	12.08	-	23.38	-	10.35	-	1
<i>Isurus oxyrinchus</i>	75.31	18.52	145.75	35.85	64.55	15.88	5
<i>Lamna nasus</i>	185.7	135.1	359.43	261.48	159.17	115.8	15
<i>Mustelus mento</i>	60.31	12.92	116.72	25.01	51.69	11.08	2
<i>Xiphias gladius</i>	183.61	64.3	355.38	124.46	157.38	55.12	29

Especie	\bar{x} Mujeres	σ Mujeres	\bar{x} niños	σ Niños	\bar{x} Hombres	σ Hombres	N
<i>Alopias vulpinus</i>	31.58	-	61.11	-	27.06	-	1
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	23.49	19.26	45.46	37.27	20.13	16.51	17
<i>Genypterus chilensis</i>	12.08	-	23.38	-	10.35	-	1
<i>Isurus oxyrinchus</i>	75.31	18.52	145.75	35.85	64.55	15.88	5
<i>Lamna nasus</i>	185.7	135.1	359.43	261.48	159.17	115.8	15
<i>Mustelus mento</i>	60.31	12.92	116.72	25.01	51.69	11.08	2
<i>Xiphias gladius</i>	183.61	64.3	355.38	124.46	157.38	55.12	29

Los niños presentan sistemáticamente los valores más altos de exposición, superando en aproximadamente el doble los niveles de los adultos en todas las especies, con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,001$), lo cual se observa en la **Figura 9**. Particularmente, el pez espada (*X. gladius*) muestra las concentraciones más elevadas, siendo los niveles en niños un 125% mayores que en mujeres y un 224% mayores que en hombres.

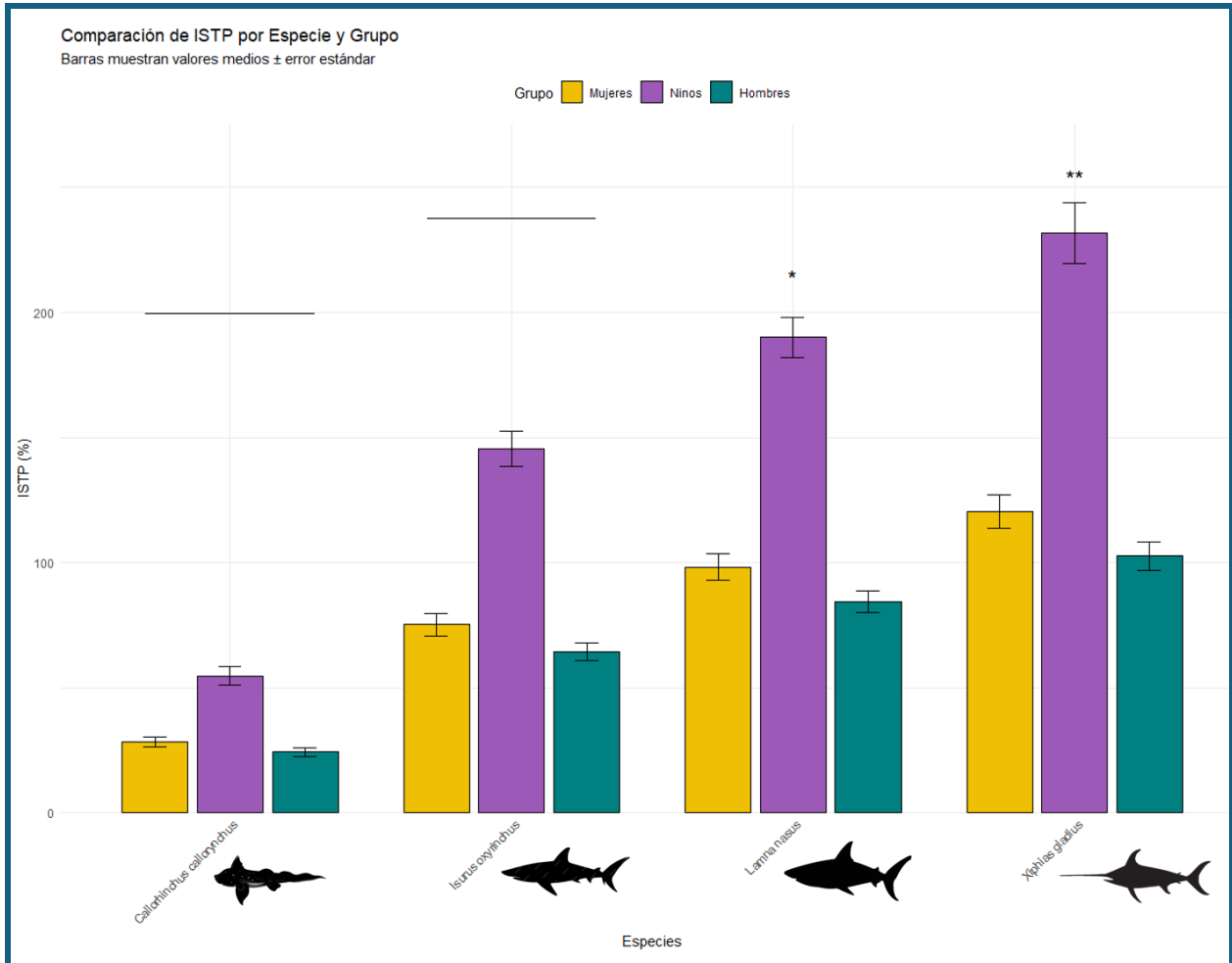


Figura 9: Comparación de ISTP% por especie de acuerdo a las concentraciones de mercurio total, por grupo poblacional (niños, mujeres y hombres adultos).

4. Validación de metodología

El análisis de mercurio utilizando el analizador directo DMA-80 (Milestone Inc.) fue validado mediante la evaluación de un material de referencia certificado (MRC CE-464). Los resultados mostraron concentraciones promedio de mercurio de 5.34 ± 0.19 mg/kg y 5.50 ± 0.28 mg/kg en dos días diferentes, con una desviación estándar relativa (RSD) del 3.5% y 5.2%, respectivamente, lo que indica una buena precisión. La prueba de Fligner-Killeen valida la homogeneidad de varianzas entre los días (p-value=0.7728), reforzando que la metodología del DMA-80 es consistente en el tiempo, confirmando la reproducibilidad del método. Finalmente, el promedio global de las seis réplicas (5.42 ± 0.23 mg/kg) también mostró concordancia con el valor certificado, respaldado por un T calculado (1.92) menor que el T crítico (2.571).

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio demuestran que algunos depredadores ícticos capturados en Chile, tanto condriictios como teleósteos, bioacumulan mercurio en concentraciones que varían significativamente entre especies, de modo que no se rechaza la hipótesis alternativa. Las mayores concentraciones se registraron en *Lamna nasus* (tiburón sardinero) y *Xiphias gladius* (pez espada o albacora), superando en muchos casos el Límite Máximo Permisible (LMP) establecido por el Codex Alimentarius y el Reglamento Sanitario de Alimentos de Chile (1 mg/kg para especies depredadoras). Este hallazgo es consistente con estudios previos que señalan a los depredadores tope como los principales acumuladores de mercurio debido a procesos de biomagnificación en la red trófica (Kidd *et al.* 2011, Kalla *et al.* 2021).

La elevada concentración de mercurio en *X. gladius* (86.2% de las muestras sobre el LMP) y *L. nasus* (60% de las muestras sobre el LMP) refleja su posición en la cadena alimentaria y su larga vida útil, lo que facilita la acumulación de metales pesados a lo largo del tiempo (Lavoie *et al.* 2013). Por otro lado, especies como *C. callorhynchus* (quimera) y *G. chilensis* (congrío colorado) presentaron niveles significativamente menores, lo que podría atribuirse a diferencias en sus hábitos alimenticios y posición trófica. Estos resultados coinciden con lo reportado por López *et al.* (2013a) para tiburones en Chile, donde se observó una correlación positiva entre el tamaño del organismo y la concentración de mercurio, considerando que tiburones como el sardinero y mako son más grandes en tamaño que los tollos. La variabilidad significativa de las concentraciones de metales en los peces depredadores se debe a diversos factores, como las propiedades químicas y físicas del entorno, los procesos bioquímicos específicos, la fisiología,

los aspectos reproductivos, la variabilidad entre especies y el área de origen (Maz *et al.* 2012, Adel *et al.* 2016).

Características significativas para comprender los resultados son presentadas en la **Tabla 6-Anexo**, la cual describe su hábitat, estado en la Lista Roja de la UICN y la tendencia poblacional de cada especie. Clave para comprender los resultados es la posición y nivel trófico, el cual correlaciona con las concentraciones de mercurio, de modo que aquellas especies con mayores concentraciones, tienen una posición trófica superior. Es necesario mencionar que estas especies se relacionan con la comercialización de la albacora, por lo que también surgieron las muestras de peje gallo y congrio. La mayoría de estas especies son neríticas y oceánicas, caracterizándose por ser altamente migratorias, sin embargo, se desconoce el origen geográfico que la mayoría de las muestras al ser conseguidas en comercio de supermercados, ferias libres o pescaderías de Santiago. Esto fue sorprendente con las muestras de *X. gladius*, comúnmente conocido como albacora, de los cuales el 86.2% de las muestras excedió el LMP, mientras que en todos los otros estudios evaluados a nivel mundial, no alcanza a sobrepasar el 37% (Mendez *et al.* 2001, Kojadinovic *et al.* 2006, Branco *et al.* 2007, Torres-Escribano *et al.* 2010, Brambilla *et al.* 2013, Jinadasa *et al.* 2013, Rodrigues *et al.* 2013, Cladis *et al.* 2015, Bodin *et al.* 2017). Esto es particularmente grave considerando que las capturas de albacora en Chile sobrepasaron las 7000 toneladas el año 2024, comparado con el tiburón sardinero y mako, cuyas capturas fueron de 66 y 163 toneladas, respectivamente (Sernapesca 2024).

El tiburón sardinero, *L. nasus*, destacó con una media de 1.59mg/kg, valor máximo de 3.87mg/kg de mercurio en peso húmedo y un 60% por sobre el LMP, lo cual difiere de diversos estudios realizados en tiburones del Noratlántico, en el cual los valores de mercurio promedian un máximo de 0.84mg/kg con valores máximos registrados de 2.00mg/kg (Bendall *et al.* 2014,

Nicolaus *et al.* 2016). Un estudio en particular hace referencia al tamaño de los individuos, de modo que los organismos que superan los 195cm de longitud, excederán el LMP de mercurio, lo cual sería un elemento interesante para estudiar a futuro, ya que, al ser las muestras obtenidas posterior a su *fileteado* - o procesamiento -, se desconoce el tamaño del organismo.

Respecto al pejegallo, *C. callorinchus*, este trabajo demostró que bioacumulan mayores cantidades que lo reportado anteriormente por Lopez y colaboradores (2014), con una diferencia de promedios de 0.584mg/kg, sugiriendo una mayor exposición de contaminantes. El incremento sostenido de las capturas anuales - casi el doble en diez años, con un registro de 764 toneladas en 2024 - resalta la necesidad de implementar un programa de monitoreo continuo para esta especie (Sernapesca 2024).

Registros históricos con relación al tiburón mako han demostrado que hay gran variabilidad, poseyendo un rango amplio de mercurio (0.5-2.5 mg/kg), posiblemente por la gran diversidad de alimentos que consume esta especie, desde peces a cefalópodos (Compagno 2001, Maia *et al* 2006, Biton-Porsmoguer *et al* 2014). Sin embargo, en este estudio, los valores no superaron los 0.814mg/kg. El tiburón zorro, *A. vulpinus*, y el congrio colorado *G. chilensis* fueron escasos con tan solo 1 muestra cada una, ambas de la zona norte del país, y resultaron tener bajas concentraciones de mercurio, debidamente por el nivel trófico o edad de ejemplar (Preti *et al.* 2004, Oyarzún *et al.* 2009).

M. mento resulto tener un valor máximo de 0.595mg/kg, menor a lo reportado en Ecuador, que es de 0.803mg/kg (Yañez-Jacome *et al.* 2023). En general los tollos son escasamente estudiados, de modo que estos resultados presentan un gran avance considerando que se encuentra en estado de peligro crítico de conservación. Solo logramos obtener 2 muestras, pero definitivamente sus resultados sugieren que es importante su monitoreo.

Los resultados de la estimación del riesgo por consumo (%ISTP) revelaron que los niños son el grupo más vulnerable, con niveles de ingesta semanal de mercurio que superan ampliamente la %ISTP recomendada por la FAO/OMS (1.6 µg/kg/semana). Esto es particularmente preocupante en el caso del pez espada, donde la exposición en niños duplicó la de las mujeres y triplicó la de los hombres. Aquello coincide con un estudio de Esposito y colaboradores (2018), quienes compilaron estudios de mercurio a nivel mundial, describiendo los valores de mercurio y estableciendo su riesgo para la población de niños (Brambilla *et al.* 2013, Esposito *et al.* 2018). Estas marcadas diferencias de ISTP sugieren un mayor riesgo de exposición al mercurio en la población infantil, especialmente por el consumo de especies depredadoras grandes. En línea con lo anterior, surge la necesidad de establecer recomendaciones diferenciadas de consumo según la especie y el grupo poblacional, con especial precaución en el caso de niños y mujeres en edad fértil, quienes son más susceptibles a los efectos neurotóxicos del mercurio (FAO & WHO 2019). Esto es de mayor preocupación para las localidades costeras, donde estudios han determinado que tienen mayor potencial a poseer un riesgo de ingerir mercurio por el alto consumo de recursos marinos (Cortez & Fortt 2007, Bravo *et al.* 2019). Es necesario recordar que el ser humano también es parte de la trama trófica, y bioacumula del mismo modo que lo hace un depredador marino, por lo que, si son consumidas múltiples especies con %ISTP moderado, los efectos se suman.

Los resultados sugieren la necesidad de ampliar futuros estudios para incluir variables como talla, edad y procedencia geográfica de los ejemplares, lo que permitiría evaluar patrones más detallados de bioacumulación. Para una evaluación del riesgo más completa es necesario determinar otros analitos claves como lo es selenio, así también los ácidos grasos. Se sugiere

además, incluir estudios de isótopos estables para evaluar el comportamiento trófico en profundidad de la bioacumulación y biomagnificación de los contaminantes.

Finalmente, este estudio ejemplifica claramente los principios del enfoque "One World-One Health", al demostrar las interconexiones críticas entre la salud ambiental, animal y humana (Centers 2022). Los alarmantes niveles de mercurio detectados en especies como el pez espada y el tiburón sardinero, que superan los límites seguros para consumo humano, revelan un aspecto preocupante ya que la contaminación de mercurio y su bioacumulación en ecosistemas marinos impacta directamente en la seguridad alimentaria y la salud pública, particularmente en grupos vulnerables como niños y mujeres embarazadas. Estos depredadores ícticos, pueden ser especies bioindicadores, reflejando la acumulación de contaminantes derivados de actividades humanas como la minería y la combustión de fósiles (Heitheus *et al.* 2008, Dulvy *et al.* 2014), destacando la necesidad de abordar las fuentes de contaminación desde una perspectiva local y global. Los resultados destacan la urgencia de implementar estrategias que vinculen la conservación marina con regulaciones sanitarias, promoviendo tanto la sostenibilidad de los océanos como la protección de la salud humana.

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra que algunos depredadores ícticos capturados en Chile, especialmente especies como *Xiphias gladius* (pez espada/albacora) y *Lamna nasus* (tiburón sardinero), bioacumulan mercurio en concentraciones que superan los límites máximos permisibles establecidos por el Codex Alimentarius y el Reglamento Sanitario de Chile. Estas altas concentraciones representan un riesgo importante para la salud humana, particularmente para grupos vulnerables como niños y mujeres en edad fértil, cuyos niveles de ingesta semanal de mercurio exceden ampliamente las recomendaciones locales e internacionales.

Los resultados rechazan la hipótesis nula, y apoyan la hipótesis alternativa, confirmando que los condriktios y teleósteos depredadores bioacumulan mercurio de manera diferenciada según su posición en la cadena trófica, con especies de mayor tamaño y longevidad mostrando las concentraciones más elevadas. La falta de estudios previos en Chile y la evidencia de fraude alimentario en la comercialización de estos productos subrayan la urgencia de implementar medidas de vigilancia y regulación más estrictas. Se sugiere realizar un monitoreo continuo de las especies con altos niveles de mercurio, especialmente aquellas de mayor consumo, considerando la vulnerabilidad y rol ecológico.

En conclusión, este trabajo aporta datos críticos para la gestión de riesgos en salud pública y la conservación de depredadores marinos, destacando la necesidad de equilibrar el consumo de recursos marinos con la protección de la salud humana y los ecosistemas acuáticos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adel, M., Conti, G. O., Dadar, M., Mahjoub, M., Copat, C., & Ferrante, M. (2016).** Heavy metal concentrations in edible muscle of whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (elasmobranchii, chondrichthyes) from the Persian Gulf: A food safety issue. *Food and Chemical Toxicology*, 97, 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2016.09.002>
- Amlund, H., Lundebye, A., & Berntssen, M. H. (2007).** Accumulation and elimination of methylmercury in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) following dietary exposure. *Aquatic Toxicology*, 83(4), 323–330. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.05.008>
- Anandkumar, J., & Mandal, B. (2009).** Removal of Cr(VI) from aqueous solution using Bael fruit (*Aegle marmelos correa*) shell as an adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 633–640. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.136>
- Avella-García, C. B., & SanJuan, M. R. V. (2009).** Hallazgos neuropsiquiátricos en una mujer quince años después de una intoxicación por mercurio elemental. *Revista Colombiana De Psiquiatría*, 38(3), 587–596. <http://www.scielo.org.co/pdf/rcp/v38n3/v38n3a14.pdf>
- Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023).** Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances*, 13(26), 17595–17610. <https://doi.org/10.1039/d3ra00723e>
- Bendall, V. A., Barber, J. L., Papachlimitzou, A., Bolam, T., Warford, L., Hetherington, S. J., Silva, J. F., McCully, S. R., Losada, S., Maes, T., Ellis, J. R., & Law, R. J. (2014).** Organohalogen contaminants and trace metals in North-East Atlantic porbeagle shark (*Lamna nasus*). *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 280–286. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.054>

- Berntssen, M., Hylland, K., Julshamn, K., Lundebye, A., & Waagbo, R. (2004).** Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. *Aquaculture Nutrition*, 10(2), 83–97. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2095.2003.00282.x>
- Biton-Porsmoguer, S., Bănaru, D., Béarez, P., Dekeyser, I., Merchán Fornelino, M., & Boudouresque, C. F. (2014).** Unexpected headless and tailless fish in the stomach content of shortfin mako *Isurus oxyrinchus*. *PLoS ONE*, 9(1), e88488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088488>
- Bodin, N., Lesperance, D., Albert, R., Hollanda, S., Michaud, P., Churlaud, C., & Bornatowski, H., Navia, A. F., Braga, R. R., Abilhoa, V., & Corrêa, M. F. M. (2014).** Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 71(6), 1586–1592. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu025>
- Braga, R. R., Bornatowski, H., & Vitule, J. R. (2012).** Feeding ecology of fishes: An overview of worldwide publications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(4), 915–929. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9272-8>
- Brambilla, G., Abete, M. C., Binato, G., Chiaravalle, E., Cossu, M., Dellatte, E., ... & Chessa, G. (2013).** Mercury occurrence in Italian seafood from the Mediterranean Sea and possible intake scenarios of the Italian coastal population. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 65(2), 269–277. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2012.12.007>
- Branco, V., Vale, C., Canario, J., & Santos, M. N. (2007).** Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*) and swordfish (*Xiphias gladius*) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 150(3), 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.037>

Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

Burkholder, D. A., Heithaus, M. R., Fourqurean, J. W., Wirsing, A. J., & Dill, L. M. (2013). Patterns of top-down control in a seagrass ecosystem: Could a roving apex predator induce a behaviour-mediated trophic cascade? *Journal of Animal Ecology*, 82(6), 1192–1202. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12097>

Bustamante, C., Vargas, C., & Bennett, M. (2014). Not all fish are equal: Functional biodiversity of cartilaginous fishes (Elasmobranchii and Holocephali) in Chile. *Journal of Fish Biology*, 85(5), 1617–1633. <https://doi.org/10.1111/jfb.12519>

Bustamante, C., Acuña, E., Tapia-Jopia, C., & Vargas-Caro, C. (2023). *Actualización del Plan de Acción Nacional para la conservación y manejo de tiburones de Chile*. Informe Final Proyecto del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura (FIPA N°2021-24). Universidad de Antofagasta.

Bustamante, P. (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian Ocean. *Chemosphere*, 174, 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.056>

Carrier, J. C., Musick, J. A., & Heithaus, M. R. (Eds.). (2004). *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press.

Centers for Disease Control and Prevention, Food and Agriculture Organization, World Organisation for Animal Health, & World Health Organization. (2022). One Health Joint Plan of Action (2022-2026).

Chandía, C., Salamanca, M., Hernández, A., & Urrutia, R. (2024). Mercury distribution in the coastal zone of Central Chile, Southeast Pacific: A comprehensive assessment of seawater,

sediment, and biota. *Marine Pollution Bulletin*, 199, 116005. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.116005>

Chapman, P. M. (2008). Environmental risks of inorganic metals and metalloids: A continuing, evolving scientific odyssey. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 14(1), 5–40. <https://doi.org/10.1080/10807030701790272>

Chouvelon, T., Cresson, P., Bouchouca, M., Brach-Papa, C., Bustamante, P., et al. (2018). Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in marine medium-to high-trophic level consumers: A marine ecosystem-comparative study. *Environmental Pollution*, 233, 844–854. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.015>

Cladis, D. P., Zhang, R., Tan, X., Craig, B., Santerre, C. R. (2015). Postharvest correlation between swordfish (*Xiphias gladius*) size and mercury concentration in edible tissues. *Journal of Food Protection*, 78(2), 396–401. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-14-303>

Clarke, M. W. (2009). Sharks, skates and rays in the northeast Atlantic: Population status, advice and management. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(1), 3–8. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01182.x>

Compagno, L. J. V. (2001). *Sharks of the world: An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes)* (FAO Species Catalogue for Fishery Purposes No. 1, Vol. 2). Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/x9293e/x9293e.pdf>

Cortes, S., & Fortt, A. (2007). Mercury content in Chilean fish and estimated intake levels. *Food Additives & Contaminants*, 24(9), 955–959. <https://doi.org/10.1080/02652030701278362>

- Creel, S., & Christianson, D. (2008).** Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(4), 194–201. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.004>
- Cubillos, L. (2005).** Diagnóstico, aspectos críticos y propuesta de sustentabilidad para las pesquerías nacionales. En E. Figueroa (Ed.), *Biodiversidad marina: valoración, usos y perspectivas* (pp. 27–46). Editorial Universitaria.
- Custodio, A., & Espinoza, P. (2024).** Determination of mercury concentration in the muscle tissue of blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) landed in Ilo, Moquegua-Peru. SSRN. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4751197>
- Davidson, L. N. K., & Dulvy, N. K. (2017).** Global marine protected areas to prevent extinctions. *Nature Ecology & Evolution*, 1(1), 0040. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0040>
- Dornburg, J., et al. (2005).** Diet of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 67(5), 1188–1198. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00814.x>
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013).** Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>
- Dufflocq, P., Larrain, M. A., & Araneda, C. (2022).** Species substitution and mislabeling in the swordfish (*Xiphias gladius*) market in Santiago, Chile: Implications in shark conservation. *Food Control*, 133, 108607. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2021.108607>
- Dulvy, N. K., Acuña, E., Bustamante, C., Concha, F., Herman, K., & Velez-Zuazo, X. (2021).** *Mustelus mento* (versión modificada de la evaluación de 2020). *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2021:*

e.T63128A203720849. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T63128A203720849.en>

Durazo Beltrán, E. (2006). *Aprovechamiento de los productos pesqueros*. Universidad Autónoma de Baja California.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2012). Scientific opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 10(12), 2985. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2985>

Ellis, J. R., Clarke, M. W., Cortés, E., Heesen, H. J., Apostolaki, P., Carlson, J. K., & Kulka, D. W. (2008). Management of elasmobranch fisheries in the North Atlantic. *Advances in Fisheries Science*, 50, 184–228.

Engstrom, D. R. (2007). Fish respond when the mercury rises. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(42), 16394–16395. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708274104>

Esposito, M., De Roma, A., La Nucara, R., Picazio, G., & Gallo, P. (2018). Total mercury content in commercial swordfish (*Xiphias gladius*) from different FAO fishing areas. *Chemosphere*, 197, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.015>

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., ... & Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>

Estes, J. A., Heithaus, M., McCauley, D. J., Rasher, R. B., & Worm, B. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources*, 41, 83–116. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085622>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2020). *Fishery and aquaculture statistics. Global capture production 1950–2018 (FishstatJ)*. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & World Health Organization (WHO). (2019). *Codex Alimentarius*. http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf

Finucci, B., & Cuevas, J. M. (2020). *Callorhinchus callorynchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T63107A3117894. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T63107A3117894.en>

Food and Drugs Administration (FDA). (2017). *Consejos sobre el consumo de pescado: Lo que las embarazadas y los padres deben saber*. <https://www.fda.gov/Food/ResourcesForYou/Consumers/ucm536869.htm>

Gaitán-Espitia, J. D., Gómez, D., Hobday, A. J., Daley, R., Lamilla, J., & Cárdenas, L. (2017). Spatial overlap of shark nursery areas and the salmon farming industry influences the trophic ecology of *Squalus acanthias* on the southern coast of Chile. *Ecology and Evolution*, 7(11), 3773–3783. <https://doi.org/10.1002/ece3.2959>

Garvey, J. E., & Whiles, M. R. (2016). *Trophic ecology*. CRC Press.

González, M., Bodas, P., Gillén, J., Rubio, M., Ordoñez, M., ... & Calle, A. (2014). Exposición al metilmercurio en la población general, toxicocinética, diferencias según el sexo, factores nutricionales y genéticos. *Nutrición Hospitalaria*, 30(5), 969–988. <https://doi.org/10.3305/nh.2014.30.5.7689>

- Goyanna, F. A. A., Fernandes, M. B., da Silva, G. B., & de Lacerda, L. D. (2023).** Mercury in oceanic upper trophic level sharks and bony fishes—A systematic review. *Environmental Pollution*, 318, 120821. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120821>
- Graham, S., et al. (2007).** Diet of swordfish (*Xiphias gladius*) in the Tasman Sea. *Journal of Fish Biology*, 71(6), 1629–1647. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01638.x>
- Grubbs, R. D., Carlson, J. K., Romine, J. G., Curtis, T. H., McElroy, W. D., ... & Musick, J. A. (2016).** Critical assessment and ramifications of a purported marine trophic cascade. *Scientific Reports*, 6, 20970. <https://doi.org/10.1038/srep20970>
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., ... & Cooke, S. J. (2019).** Ecosystem function and services of aquatic predators in the anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 369–383. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.005>
- Hays, G. C., Ferreira, L. C., Sequeira, A. M., Meekan, M. G., Duarte, C. M., ... & Thums, M. (2016).** Key questions in marine megafauna movement ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 463–475. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.015>
- Heinicke, M. P., Naylor, G. J. P., & Hedges, S. B. (2009).** Cartilaginous fishes (Chondrichthyes). En S. B. Hedges & S. Kumar (Eds.), *The Timetree of Life* (pp. 320–327). Oxford University Press.
- Heithaus, M. R., Frid, A., Wirsing, A. J., & Worm, B. (2008).** Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(4), 202–210. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>
- Heithaus, M. R., Vaudo, J. J., Kreicker, S., Layman, C. A., Krützen, M., ... & Dunphy-Daly, M. M. (2013).** Apparent resource partitioning and trophic structure of large-bodied marine

predators in a relatively pristine seagrass ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 225–237. <https://doi.org/10.3354/meps10235>

Heinonen-Tanski, H. (2024). Protecting fish consumers against excessive exposure to mercury. *Preprints*. <https://doi.org/10.20944/preprints202406.0307.v1>

Heupel, M. R., Knip, D. M., Simpfendorfer, C. A., & Dulvy, N. K. (2014). Sizing up the ecological role of sharks as predators. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 291–298. <https://doi.org/10.3354/meps10597>

Hobday, A. J., Young, J. W., Abe, O., Costa, D. P., Cowen, R. K., ... & Weng, K. C. (2013). Climate impacts and oceanic top predators: Moving from impacts to adaptation in oceanic systems. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(4), 537–546. <https://doi.org/10.1007/s11160-013-9311-0>

Houck, A., & Cech, J. J., Jr. (2004). Effects of dietary methylmercury on juvenile Sacramento blackfish bioenergetics. *Aquatic Toxicology*, 69(2), 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.04.008>

Hutchings, J. A., Myers, R. A., Garcia, V. B., Lucifora, L. O., & Kuparinen, A. (2012). Life-history correlates of extinction risk and recovery potential. *Ecological Applications*, 22(3), 1061–1067. <https://doi.org/10.1890/11-1303.1>

International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2022). *Xiphias gladius*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2022: e.T23148A46625751. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T23148A46625751.en>

Jinadasa, B. K., Edirisinghe, E. M., & Wickramasinghe, I. (2013). Total mercury content, weight and length relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) in Sri Lanka. *Food Additives & Contaminants: Part B*, 6(4), 244–248. <https://doi.org/10.1080/19393210.2013.806084>

- Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (2004).** Evaluation of certain food additives and contaminants: Sixty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (WHO Technical Report Series No. 922). World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42849>
- Kalla, P., Cyterski, M., Scheidt, D., & Minucci, J. (2021).** Spatiotemporal effects of interacting water quality constituents on mercury in a common prey fish in a large, perturbed, subtropical wetland. *Science of the Total Environment*, 792, 148321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148321>
- Karpouzi, V. S., & Stergiou, K. I. (2003).** Mouth shape and relationships between mouth size and body length for several marine fishes: Trophic implications. *Journal of Fish Biology*, 62(6), 1353–1365. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00123.x>
- Kidd, K., Clayden, M., & Jardine, T. (2011).** Bioaccumulation and biomagnification of mercury through food webs. In G. Liu, Y. Cai, & N. O'Driscoll (Eds.), *Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury* (pp. 455–499). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118146644.ch14>
- Klarian, S. A., Canales-Cerro, C., Barría, P., Zárata, P., Concha, F., ... & Meléndez, R. (2018).** New insights on the trophic ecology of blue (*Prionace glauca*) and shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) from the oceanic eastern South Pacific. *Marine Biology Research*, 14(2), 173–182. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1367093>
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R. P., & Bustamante, P. (2006).** Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. *Science of the Total Environment*, 366(2–3), 688–700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.025>

- Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., & Campbell, L. M. (2013).** Biomagnification of mercury in aquatic food webs: A worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13385–13394. <https://doi.org/10.1021/es403103t>
- Layman, C. A., Giery, S. T., Buhler, S., Rossi, R., Penland, T., ... & Archer, S. K. (2015).** A primer on the history of food web ecology: Fundamental contributions of fourteen researchers. *Food Webs*, 4, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2015.10.001>
- Li, Z., Pethybridge, H. R., Wu, F., & Li, Y. (2023).** Mercury bioaccumulation in thresher sharks from the eastern tropical Pacific: Influences of body size, maturation stage, and feeding habitat. *Science of the Total Environment*, 872, 162248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162248>
- Lopez Vera, C., & Maz Courrau, A. (2006).** *Biomagnificación y bioacumulación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la península de Baja California Sur, México* [Tesis de licenciatura]. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Lopez, S., Meléndez, R., & Barría, P. (2009).** Alimentación del tiburón marrajo *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810 (Lamniformes: Lamnidae) en el Pacífico suroriental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(2), 439–451. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572009000200012>
- Lopez, S., Meléndez, R., & Barría, P. (2010).** Preliminary diet analysis of the blue shark *Prionace glauca* in the eastern South Pacific. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(1), 745–752. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572010000100017>
- Lopez, S. A., Abarca, N. L., & Meléndez, R. C. (2013).** Heavy metal concentrations of two highly migratory sharks (*Prionace glauca* and *Isurus oxyrinchus*) in the southeastern Pacific

waters: Comments on public health and conservation. *Tropical Conservation Science*, 6(1), 126–137. <https://doi.org/10.1177/194008291300600103>

Lopez, S., Zapata-Hernández, G., Bustamante, C., Sellanes, J., & Meléndez, R. (2013). Trophic ecology of the dusky catshark *Bythaelurus canescens* (Günther, 1878) (Chondrychthyes: Scyliorhinidae) in the southeast Pacific Ocean. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(4), 751–756. <https://doi.org/10.1111/jai.12112>

Lopez, S. A., Abarca, N., Concha, F., & Meléndez, R. (2014). Heavy metal concentrations in two important fishes caught in artisanal fisheries of southeastern Pacific waters. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 2(12), 414-420. <https://doi.org/10.15739/IJAPR.014>

Lucifora, L. O., Garcia, V. B., Menni, R. C., Escalante, A. H., & Hozbor, N. M. (2009). Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: Ecological and applied implications. *Ecological Research*, 24(1), 109–118. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0487-z>

Maia, A., Queiroz, N., Correia, J. P., & Cabral, H. (2006). Food habits of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, off the southwest coast of Portugal. *Environmental Biology of Fishes*, 77, 157-167. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9067-7>

Maz, A., López, C., Galván, F., Escobar, O., Rosiles, R., & Sanjuán, A. (2012). Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(1), 129–134. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0438-1>

Mendez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G., Medina, D. (2001). Total mercury content—fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the Southwest

Atlantic Ocean. *Journal of Food Composition and Analysis*, 14(5), 453–460. <https://doi.org/10.1006/jfca.2001.1010>

Ministerio de Salud (MINSAL). (2017). Reglamento Sanitario de los Alimentos DTO. N° 977/96. http://www.dinta.cl/wp-content/uploads/RSADECRETO_977_96_actualizado-Dic

Moreau, J., Gionfriddo, C., Krabbenhoft, D., Ogorek, J., Dewild, J., ... & Roden, E. (2015). The effect of natural organic matter on mercury methylation by *Desulfobulbus propionicus* 1pr3. *Frontiers in Microbiology*, 6, 1389. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01389>

Monteiro, L. R., & Lopes, H. D. (1990). Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age, and sex. *Marine Pollution Bulletin*, 21(6), 293–296. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(90\)90593-W](https://doi.org/10.1016/0025-326X(90)90593-W)

Morin, P. J. (2011). *Community ecology*. Wiley-Blackwell.

Motivarash, Y. B., Fofandi, D. C., Dabhi, R. M., Makrani, R. A., & Tanna, P. D. (2020). Importance of sharks in ocean ecosystem. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 8(1), 611–613.

Muñoz, O., Devesa, V., Suñer, M., Vélez, D., Montoro, R., ... & Jalón, M. (2000). Total and inorganic arsenic in fresh and processed fish products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48(9), 4369–4376. <https://doi.org/10.1021/jf991250p>

Muñoz, O., Bastias, J., Araya, M., Morales, A., Orellana, C., ... & Velez, D. (2005). Estimation of the dietary intake of cadmium, lead, mercury, and arsenic by the population of Santiago (Chile) using a Total Diet Study. *Food and Chemical Toxicology*, 43(11), 1647–1655. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2005.05.006>

- Navia, A. F., Cortés, E., & Mejía-Falla, P. A. (2010).** Topological analysis of the ecological importance of elasmobranch fishes: A food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecological Modelling*, 221(24), 2918–2926. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.032>
- Nicolaus, E. E. M., Bendall, V. A., Bolam, T. P. C., Maes, T., & Ellis, J. R. (2016).** Concentrations of mercury and other trace elements in porbeagle shark *Lamna nasus*. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 406-410. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.047>
- Nielsen, J. G., Cohen, D. M., Markle, D. F., & Robins, C. R. (1999).** *Ophidiiform fishes of the world (Order Ophidiiformes). An annotated and illustrated catalogue of pearlfishes, cusk-eels, brotulas and other ophidiiform fishes known to date.* FAO Fisheries Synopsis No. 125.
- Ordiano-Flores, A. (2009).** *Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún aleta amarilla, Thunnus albacares, del Océano Pacífico Oriental* [Tesis de maestría]. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Oyarzún, C., et al. (2009).** Feeding habits of the red cusk-eel, *Genypterus chilensis* (Guichenot, 1848) (Teleostei: Ophidiidae), from the central-southern coast of Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(1), 113–119. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572009000100011>
- Pardo, S. A., Kindsvater, H. K., Reynolds, J. D., & Dulvy, N. K. (2016).** Maximum intrinsic rate of population increase in sharks, rays, and chimaeras: The importance of survival to maturity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(8), 1159–1163. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0490>
- Pardo-Gandarillas, M. C., Duarte, F., Chong, J., & Ibañez, C. M. (2007).** Diet of juvenile blue sharks *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) in coastal

waters off central-south Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 42(3), 365–369. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572007000300008>

Pérez-Alva, E. A., & Figueroa-Reyes, B. H. (2020). Diet and trophic ecology of the speckled smooth-hound shark (*Mustelus mento*) in the central coast of Peru. *Journal of Applied Ichthyology*, 36(3), 396–403. <https://doi.org/10.1111/jai.14036>

Posit team (2025). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL <http://www.posit.co/>.

Preti, A., et al. (2004). Diet and reproductive biology of the common thresher shark, *Alopias vulpinus*, from the southern California Bight. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 45, 134–142.

Riesgo, L., Sanpera, C., García-Barcelona, S., Sánchez-Fortún, M., Coll, M., & Navarro, J. (2023). Understanding the role of ecological factors affecting mercury concentrations in the blue shark (*Prionace glauca*). *Chemosphere*, 313, 137642. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137642>

Rigby, C. L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., ... & Winker, H. (2019). *Lamna nasus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T11200A500969. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T11200A500969.en>

Rigby, C. L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., ... & Winker, H. (2019). *Isurus oxyrinchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T39341A2903170. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T39341A2903170.en>

Rigby, C. L., Barreto, R., Fernando, D., Carlson, J., Charles, R., ... & Winker, H. (2022). *Alopias vulpinus* (versión enmendada de la evaluación de 2019). *The IUCN Red List of*

Threatened Species 2022: e.T39339A212641186. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T39339A212641186.en>

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., ... & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Rizzari, J. R., Bergseth, B. J., & Frisch, A. J. (2015). Impact of conservation areas on trophic interactions between apex predators and herbivores on coral reefs. *Conservation Biology*, 29(2), 418–429. <https://doi.org/10.1111/cobi.12385>

Rodrigues, M. V., Yamatogi, R. S., Sudano, M. J., Galvao, J. A., de Perez, A. C. A., ... & Biondi, G. F. (2013). Mercury concentrations in south Atlantic swordfish, *Xiphias gladius*, caught off the coast of Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(6), 697–701. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-0983-x>

Roff, G., Doropoulos, C., Rogers, A., Bozec, Y. M., Krueck, N. C., ... & Mumby, P. J. (2016). The ecological role of sharks on coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(5), 395–407. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.014>

Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1), 43–63. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.051308.084314>

Selin, N. E., Jacob, D. J., Yantosca, R. M., Strode, S., Jaeglé, L., & Sunderland, E. M. (2008). Global 3-D land-ocean-atmosphere model for mercury: Present-day versus preindustrial cycles and anthropogenic enrichment factors for deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2), GB2011. <https://doi.org/10.1029/2007GB003040>

- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca). (2024).** *Anuario estadístico de pesca y acuicultura*. <https://anuario.sernapesca.dataobservatory.net/>
- Shihab, U., Khanom, S., & Islam, M. R. (2022).** Mercury contamination in food—An overview. En *Environmental Science and Engineering* (pp. 25–42). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-99-7719-2_2
- Sigler, J. M., Lee, X., & Munger, W. (2003).** Emission and long-range transport of gaseous mercury from a large-scale Canadian boreal forest fire. *Environmental Science & Technology*, 37(19), 4343–4347. <https://doi.org/10.1021/es034142g>
- Silva, M. T., & Lamilla, J. (2002).** Diet of the elephantfish, *Callorhynchus callorhynchus* (Callorhynchidae), in southern Chile. *Journal of Fish Biology*, 61(4), 1058–1065. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02458.x>
- Simpfendorfer, C. A., & Kyne, P. M. (2009).** Limited potential to recover from overfishing raises concerns for deep-sea sharks, rays and chimaeras. *Environmental Conservation*, 36(2), 97–103. <https://doi.org/10.1017/S0376892909990191>
- Simpfendorfer, C., Heupel, M., White, W., & Dulvy, N. (2011).** The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A synthesis. *Marine and Freshwater Research*, 62(6), 518–527. <https://doi.org/10.1071/MF10154>
- Skomal, G. B., & Chapman, D. D. (2016).** Biology and ecology of the shortfin mako shark. En *Biology and Ecology of Sharks and Their Relatives* (pp. 165–195). CRC Press.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., & Walker, P. A. (2000).** The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans) and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 476–494. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0724>

- Storelli, M. M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A., & Marcotrigiano, G. O. (2002).** *Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy).* *Marine Pollution Bulletin*, *44*(12), 1354–1359. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00172-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00172-4)
- Suman, J., Uhlik, O., Viktorova, J., & Macek, T. (2018).** Phytoextraction of heavy metals: A promising tool for clean-up of polluted environment? *Frontiers in Plant Science*, 9, 1476. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01476>
- Thompson, R. M., Brose, U., Dunne, J. A., Hall, R. O., Jr., Hladyz, S., ... & Tylianakis, J. M. (2012).** Food webs: Reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(12), 689–697. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.005>
- Torres-Escribano, S., Vélez, D., & Montoro, R. (2010).** Mercury and methylmercury bioaccessibility in swordfish. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 27(3), 327–337. <https://doi.org/10.1080/19440040903365272>
- Ujianti, R. M., & Androva, A. (2020).** Heavy metal toxicity and the influence of water quality in watershed for enhancing fisheries food security. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 846(1), 012049. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/846/1/012049>
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). (1998).** Method 7473 (SW-846): Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2000).** Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories: Volume 2. Risk assessment and fish consumption limits (3rd ed., EPA Publication No. 823-B-00-008). <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/volume2.pdf>

- Van Kessel, J., & de Amsterdam, L. (1986).** *Diccionario de pesca artesanal del Norte Grande de Chile*. Universidad Libre de Amsterdam.
- Vardhan, K. H., Kumar, P. S., & Panda, R. C. (2019).** A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197>
- Wang, X., Wu, J., Yu, B., Dong, K. F., Ma, D., ... & Zhang, C. (2020).** Heavy metals in aquatic products and the health risk assessment to population in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 22708–22719. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08612-8>
- Witczak, A., Rajkowska-Myśliwiec, M., Pokorska-Niewiada, K., & Navarro, C. B. (2024).** Health risks associated with mercury intake from rice and rice products. *Food and Chemical Toxicology*, 191, 114905. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2024.114905>
- Yáñez-Jácome, G. S., Romero-Estévez, D., Vélez-Terreros, P. Y., & Navarrete, H. (2023).** Total mercury and fatty acids content in selected fish marketed in Quito - Ecuador: A benefit-risk assessment. *Toxicology Reports*, 10, 647-658. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2023.05.009>
- Yarto, M., Gavilán, A., & Castro, J. (2004).** La contaminación por mercurio en México. *Gaceta Ecológica*, 72, 21–34.

ANEXO

Tabla 5: Media, mediana, desviación estándar, mínimo y máxima concentración de mercurio (mg/kg) transformado con el factor de conversión de peso seco a peso húmedo.

Especie	[Hg]\bar{x} (mg/kg ww)	Median	σ	Min	Max
<i>Xiphias gladius</i>	1.5738349	1.507252	0.5511787	0.868738	3.233466
<i>Lamna nasus</i>	1.5917406	1.105779	1.1580021	0.459141	3.867007
<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.645476	0.644328	0.1587775	0.478124	0.814026
<i>Mustelus mento</i>	0.5169245	0.5169245	0.1107591	0.438606	0.595243
<i>Alopias vulpinus</i>	0.270643	0.270643	NA	0.270643	0.270643
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	0.2013441	0.134195	0.165056	0.080892	0.628051
<i>Genypterus chilensis</i>	0.103538	0.103538	NA	0.103538	0.103538

Tabla 6: Consideraciones biológicas de cada especie mediante revisión bibliográfica (Silva *et al.* 2002, Preti *et al.* 2004, Dornburg *et al.* 2005, Graham *et al.* 2007, Oyarzún *et al.* 2009, Skomal *et al.* 2016, Pérez-Alva & Figueroa-Reyes 2020).

Nombre científico	Nombre común	Distribución	Hábitat	Estado UICN	Tendencia Poblacional	Referencia	Posición Trófica	Nivel Trófico
<i>I. oxyrinchus</i>	Tiburón mako	Global	oceánico - 888m	En Peligro	Decreciente	Rigby et al 2019b	3.68 and 4.47	Alto (Terciario/Depredador Tope)
<i>L. nasus</i>	Tiburón sardinero	Nor Atlántico y Hemisferio Sur	nerítico (costa y plataforma continental) - 1809m	Vulnerable	Decreciente	Rigby et al 2019a	4.0 - 4.5.	Alto (Depredador Terciario)
<i>M. mento</i>	Tollo	Pacífico Suroriental	nerítico - 50 mts	En Peligro Crítico	Decreciente	Dulvy et al 2021	4.1	Medio-Alto (Consumidor Secundario/Terciario)
<i>A. vulpinus</i>	Pejezorro	Global	nerítico y oceánico - 650 m	Vulnerable	Decreciente	Rigby et al 2022	4.5	Alto (depredador tope)
<i>C. callorhynchus</i>	Pejegallo	Argentina; Brasil; Chile; Ecuador; Perú; Uruguay	nerítico, bentónico, profundidad - 481m	Vulnerable	Decreciente	Finucci & Cuevas, 2020	3.15 - 3.4.	Medio (Consumidor secundario)
<i>X. gladius</i>	Pez espada, Albacora, Albacorilla	Global	nerítico y oceánico - 2878m	Casi Amenazado	Decreciente	indefinido, 2022	4.5	Alto (Terciario/Depredador Tope)
<i>G. chilensis</i>	Congrio colorado	Pacífico Suroriental	batimemeral - profundidad	No evaluado	No aplica	Nielsen et al 1999	3.65 - 3.9.	Medio-alto (Consumidor terciario)

Tabla 7: Datos de peso húmedo del tejido, liofilizado, % de humedad y concentraciones de mercurio (mg/kg) por muestra.

ID	Especie	peso húmedo (g)	peso seco (g)	Diferencia peso (g)	%humedad	[Hg] \bar{x} (mg/kg)	σ	RSD (%)
1	<i>Lamna nasus</i>	55.28	24.80	30.48	55.14	1.876828	0.023305430	1.24
2	<i>Lamna nasus</i>	57.7	24.89	32.81	56.86	1.064381	0.005363293	0.5
3	<i>Lamna nasus</i>	59.32	25.59	33.73	56.86	7.912609	0.045284104	0.57
4	<i>Genypterus chilensis</i>	55.1	21.73	33.37	60.56	0.262537	0.023848401	9.08
5	<i>Alopias vulpinus</i>	57.47	26.45	31.02	53.98	0.588048	0.007964963	1.35
6	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	46.26	21.86	24.40	52.75	1.320743	0.018132738	1.37
7	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	51.38	23.06	28.32	55.12	0.539590	0.005372351	1
8	<i>Lamna nasus</i>	55.24	25.15	30.09	54.47	2.167383	0.001899208	0.09
9	<i>Xiphias gladius</i>	53.86	23.95	29.91	55.53	5.711744	0.012083367	0.21
10	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	56.69	24.51	32.18	56.76	0.304165	0.006136850	2.02
11	<i>Isurus oxyrinchus</i>	51.87	25.53	26.34	50.78	1.614184	0.050790638	3.15
12	<i>Isurus oxyrinchus</i>	32.97	18.21	14.76	44.77	0.898779	0.013691647	1.52
13	<i>Lamna nasus</i>	36.31	19.45	16.86	46.43	3.757409	0.055564604	1.48
14	<i>Lamna nasus</i>	49.41	24.22	25.19	50.98	1.940923	0.018635730	0.96
15	<i>Mustelus mento</i>	48.69	22.79	25.90	53.19	1.271715	0.072386662	5.69
16	<i>Lamna nasus</i>	56.88	26.60	30.28	53.23	2.399322	0.028835461	1.2
17	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	34.64	18.44	16.20	46.77	0.299238	0.002915776	0.97
18	<i>Lamna nasus</i>	53.27	26.18	27.09	50.85	3.376915	0.029382899	0.87
19	<i>Xiphias gladius</i>	54.74	25.70	29.04	53.05	1.960219	0.106747734	5.45
20	<i>Xiphias gladius</i>	32.59	18.68	13.91	42.68	2.632283	0.202882402	7.71
21	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	52.7	23.34	29.36	55.71	0.243817	0.001155848	0.47
22	<i>Xiphias gladius</i>	52	28.41	23.59	45.37	1.878350	0.015909903	0.85
23	<i>Xiphias gladius</i>	51.23	25.57	25.66	50.09	1.974069	0.026689815	1.35
24	<i>Xiphias gladius</i>	45.6	27.52	18.08	39.65	2.933916	0.066458148	2.27
25	<i>Lamna nasus</i>	57.54	26.12	31.42	54.61	2.433619	0.016788570	0.69
26	<i>Xiphias gladius</i>	43.59	24.01	19.58	44.92	3.580115	0.043961446	1.23
27	<i>Xiphias gladius</i>	55.02	31.13	23.89	43.42	1.535431	0.074996833	4.88
28	<i>Xiphias gladius</i>	50.12	29.95	20.17	40.24	2.990915	0.026723043	0.89
29	<i>Xiphias gladius</i>	57.47	28.53	28.94	50.36	3.036165	0.290861171	9.58
30	<i>Xiphias gladius</i>	52.5	26.51	25.99	49.50	4.246219	0.109749809	2.58
31	<i>Xiphias gladius</i>	33.55	20.55	13.00	38.75	1.838266	0.044054231	2.4
32	<i>Xiphias gladius</i>	32.47	19.88	12.59	38.77	2.305487	0.232925331	10.1
33	<i>Xiphias gladius</i>	31.76	20.51	11.25	35.42	2.074855	0.035422670	1.71

34	<i>Xiphias gladius</i>	33.75	22.84	10.91	32.33	1.634757	0.047461184	2.9
35	<i>Xiphias gladius</i>	33.39	19.89	13.50	40.43	4.160350	0.070639967	1.7
36	<i>Xiphias gladius</i>	40.28	23.45	16.83	41.78	2.076607	0.122095031	5.88
37	<i>Isurus oxyrinchus</i>	55.96	26.30	29.66	53.00	1.370972	0.005494053	0.4
38	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	50.91	23.10	27.81	54.63	0.178277	0.002617377	1.47
39	<i>Xiphias gladius</i>	46.23	26.83	19.40	41.96	2.731751	0.131041634	4.8
40	<i>Lamna nasus</i>	53.96	27.60	26.36	48.85	1.809063	0.000921410	0.05
41	<i>Xiphias gladius</i>	48.06	30.11	17.95	37.35	2.085930	0.424632028	20.36
42	<i>Xiphias gladius</i>	53.64	27.70	25.94	48.36	6.261485	0.054888289	0.88
43	<i>Xiphias gladius</i>	52.86	24.89	27.97	52.91	3.250990	0.068330319	2.1
44	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	55.19	24.80	30.39	55.06	0.298638	0.006426377	2.15
45	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	53.62	23.90	29.72	55.43	0.286342	0.008501370	2.97
46	<i>Lamna nasus</i>	55.01	26.86	28.15	51.17	2.264664	0.084239561	3.72
47	<i>Lamna nasus</i>	33.36	19.27	14.09	42.24	6.578174	0.011834302	0.18
48	<i>Xiphias gladius</i>	32.89	19.88	13.01	39.56	2.593750	0.140502117	5.42
49	<i>Xiphias gladius</i>	30.24	19.81	10.43	34.49	3.476528	0.171248644	4.93
50	<i>Lamna nasus</i>	32.98	18.55	14.43	43.75	2.073824	0.000138648	0.01
51	<i>Isurus oxyrinchus</i>	30.88	18.59	12.29	39.80	0.794215	0.002750645	0.35
52	<i>Isurus oxyrinchus</i>	31.5	18.64	12.86	40.83	1.375634	0.007838086	0.57
53	<i>Xiphias gladius</i>	48.11	28.23	19.88	41.32	2.830737	0.210266263	7.43
54	<i>Xiphias gladius</i>	29.01	19.96	9.05	31.19	2.005037	0.209999370	10.47
55	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	32.92	18.14	14.79	44.91	0.417822	0.040864582	9.78
56	<i>Lamna nasus</i>	53.34	25.12	28.22	52.91	8.211363	0.010375487	0.13
57	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	58.36	25.47	32.89	56.36	0.261884	0.012106525	4.62
58	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	54.61	28.40	26.21	47.99	1.207505	0.017277278	1.43
59	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	54.52	25.14	29.38	53.88	0.277844	0.020980834	7.55
60	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	52.63	26.42	26.21	49.79	0.263081	0.046458707	17.66
61	<i>Mustelus mento</i>	52.04	23.98	28.06	53.91	0.951723	0.014618628	1.54
62	<i>Lamna nasus</i>	50.32	23.80	26.52	52.70	0.972297	0.002576389	0.26
63	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	53.21	23.08	30.13	56.62	0.419718	0.035642382	8.49
64	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	53.64	27.93	25.71	47.94	0.275333	0.031296319	11.37
65	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	54.57	29.94	24.63	45.13	0.267637	0.006754337	2.52
66	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	56.54	29.00	27.54	48.71	0.214616	0.009552032	4.45
67	<i>Xiphias gladius</i>	33.51	21.27	12.24	36.52	2.337740	0.062845704	2.69
68	<i>Xiphias gladius</i>	34.62	22.60	12.02	34.72	2.731500	0.047166382	1.73
69	<i>Xiphias gladius</i>	32.88	22.50	10.38	31.56	1.754734	0.008545463	0.49
70	<i>Xiphias gladius</i>	33.33	21.40	11.93	35.81	1.447476	0.098961595	6.84

Tabla 8: Cálculos de la concentración de mercurio por peso húmedo, e índice de ingesta semanal tolerable provisional (%ISTP).

ID	Especie	[Hg]x̄ (mg/kg ww)	%ISTP mujeres	%ISTP niños	%ISTP hombres
1	<i>Lamna nasus</i>	0.84199242	98.23	190.13	84.20
2	<i>Lamna nasus</i>	0.45914098	53.57	103.68	45.91
3	<i>Lamna nasus</i>	3.41341306	398.23	770.77	341.34
4	<i>Genypterus chilensis</i>	0.10353759	12.08	23.38	10.35
5	<i>Alopias vulpinus</i>	0.27064325	31.58	61.11	27.06
6	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	0.62411225	72.81	140.93	62.41
7	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	0.24217467	28.25	54.68	24.22
8	<i>Lamna nasus</i>	0.98677898	115.12	222.82	98.68
9	<i>Xiphias gladius</i>	2.53984913	296.32	573.51	253.98
10	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	0.1315062	15.34	29.69	13.15
11	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.7944883	92.69	179.40	79.45
12	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.49641363	57.91	112.09	49.64
13	<i>Lamna nasus</i>	2.01271285	234.82	454.48	201.27
14	<i>Lamna nasus</i>	0.95140952	111.00	214.83	95.14
15	<i>Mustelus mento</i>	0.59524302	69.45	134.41	59.52
16	<i>Lamna nasus</i>	1.1220457	130.91	253.37	112.20
17	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	0.15929426	18.58	35.97	15.93
18	<i>Lamna nasus</i>	1.65961417	193.62	374.75	165.96
19	<i>Xiphias gladius</i>	0.92030737	107.37	207.81	92.03
20	<i>Xiphias gladius</i>	1.50877715	176.02	340.69	150.88
21	<i>Callorhinchus callorynchus</i>	0.10798285	12.60	24.38	10.80
22	<i>Xiphias gladius</i>	1.0262293	119.73	231.73	102.62
23	<i>Xiphias gladius</i>	0.98530031	114.95	222.49	98.53
24	<i>Xiphias gladius</i>	1.77064409	206.58	399.82	177.06
25	<i>Lamna nasus</i>	1.10472932	128.89	249.46	110.47
26	<i>Xiphias gladius</i>	1.97197868	230.06	445.29	197.20
27	<i>Xiphias gladius</i>	0.86873791	101.35	196.17	86.87
28	<i>Xiphias gladius</i>	1.78726881	208.51	403.58	178.73
29	<i>Xiphias gladius</i>	1.50725224	175.85	340.35	150.73
30	<i>Xiphias gladius</i>	2.14413824	250.15	484.16	214.41
31	<i>Xiphias gladius</i>	1.12597243	131.36	254.25	112.60
32	<i>Xiphias gladius</i>	1.41155188	164.68	318.74	141.16
33	<i>Xiphias gladius</i>	1.33990183	156.32	302.56	133.99
34	<i>Xiphias gladius</i>	1.10630646	129.07	249.81	110.63
35	<i>Xiphias gladius</i>	2.47826779	289.13	559.61	247.83
36	<i>Xiphias gladius</i>	1.20894819	141.04	272.99	120.89

37	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.64432756	75.17	145.49	64.43
38	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.08089152	9.44	18.27	8.09
39	<i>Xiphias gladius</i>	1.58539668	184.96	357.99	158.54
40	<i>Lamna nasus</i>	0.92531749	107.95	208.94	92.53
41	<i>Xiphias gladius</i>	1.30685312	152.47	295.10	130.69
42	<i>Xiphias gladius</i>	3.23346642	377.24	730.14	323.35
43	<i>Xiphias gladius</i>	1.53078213	178.59	345.66	153.08
44	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.13419522	15.66	30.30	13.42
45	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.1276308	14.89	28.82	12.76
46	<i>Lamna nasus</i>	1.10577869	129.01	249.69	110.58
47	<i>Lamna nasus</i>	3.79980251	443.31	858.02	379.98
48	<i>Xiphias gladius</i>	1.56776376	182.91	354.01	156.78
49	<i>Xiphias gladius</i>	2.27744772	265.70	514.26	227.74
50	<i>Lamna nasus</i>	1.16644713	136.09	263.39	116.64
51	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.4781236	55.78	107.96	47.81
52	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.81402602	94.97	183.81	81.40
53	<i>Xiphias gladius</i>	1.66107352	193.79	375.08	166.11
54	<i>Xiphias gladius</i>	1.37975742	160.97	311.56	137.98
55	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.23016992	26.85	51.97	23.02
56	<i>Lamna nasus</i>	3.86700721	451.15	873.20	386.70
57	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.11427352	13.33	25.80	11.43
58	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.62805092	73.27	141.82	62.81
59	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.1281376	14.95	28.93	12.81
60	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.13208407	15.41	29.83	13.21
61	<i>Mustelus mento</i>	0.43860644	51.17	99.04	43.86
62	<i>Lamna nasus</i>	0.45991852	53.66	103.85	45.99
63	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.18208149	21.24	41.12	18.21
64	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.14334709	16.72	32.37	14.33
65	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.14684697	17.13	33.16	14.68
66	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	0.11006893	12.84	24.85	11.01
67	<i>Xiphias gladius</i>	1.48397979	173.13	335.09	148.40
68	<i>Xiphias gladius</i>	1.78317547	208.04	402.65	178.32
69	<i>Xiphias gladius</i>	1.20088284	140.10	271.17	120.09
70	<i>Xiphias gladius</i>	0.92920342	108.41	209.82	92.92