



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN
QUÍMICA ACUÁTICA

Concentración de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Pb, Cd y As)
en el músculo e hígado de la quimera moteada (*Hydrolagus collieri*) del norte Golfo
de California

T E S I S

Como requisito para optar por el grado de
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

Presenta:

Víctor Manuel Tiznado Salazar

Tutores Principales:

DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Comité Tutor:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

Mazatlán, Sinaloa, enero 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN
QUÍMICA ACUÁTICA

Concentración de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Pb, Cd y As)
en el músculo e hígado de la quimera moteada (*Hydrolagus colliei*) del norte Golfo
de California

T E S I S

Como requisito para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

Presenta:

Víctor Manuel Tiznado Salazar

Directores de Tesis: DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS

Comité Tutor: DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ

Mazatlán, Sinaloa, enero 2022

Agradecimientos

Al posgrado en Ciencias de Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero brindando durante mis estudios de posgrado; con número de registro CVU: 1010457.

Este proyecto se llevó a cabo gracias a gracias al financiamiento del programa de Ciencia Básica CONACYT 2016, en su modalidad “Apoyo a Iniciativas de Investigador Joven”, con el proyecto “Investigación integral en peces condricios de profundidad del alto Golfo de California: interrelación entre biología, metales, metaloides y lípidos” con número de registro 288665.

A mis directores de tesis, la Dra. Magdalena E. Bergés Tiznado y el Dr. J. Fernando Márquez Farías, al Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza y el Dr. Martín Federico Soto Jiménez, por aceptar formar parte del Jurado de Examen de Grado y del Comité Tutorial, por su valiosa guía, aportaciones, observaciones, comentarios y correcciones y para presentar un trabajo de calidad, además de apoyarme y motivarme para ampliar mi conocimiento.

A la Unidad Académica Mazatlán de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, al Dr. Federico Páez Osuna por permitirme trabajar en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera y apoyarme con las herramientas necesarias para el análisis de las muestras.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva por su paciencia y comprensión, apoyándome con sus conocimientos y habilidades para realizar los análisis de las muestras.

A mis profesores, el Dr. Federico Páez Osuna, el Dr. Carlos René, el Dr. Yovani Montaña, el Dr. José Luis Carballo, el Dr. Martín Federico Soto Jiménez, el Dr. José Antonio Cruz, el Dr. Felipe Amezcua Martínez, el Dr. Alberto Abreu, la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández y la Dra. Cristina Osuna Martínez por impartirme su conocimiento y experiencias, motivándome a avanzar y continuar en mis proyectos.

A la Unidad Académica de Ingeniería en Tecnología Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa y a su directora, la Dra. Carolina Bojórquez Sánchez y la Dra. Magdalena Bergés Tiznado por ofrecerme motivación, apoyo logístico, sus conocimientos y la posibilidad de realizar este proyecto, sin su apoyo no hubiera sido posible.

A la Facultad de Ciencias del Mar, de la Universidad Autónoma de Sinaloa, al Dr. Fernando Márquez Farías por ofrecerme su conocimiento y apoyo en la captura de muestras y análisis estadísticos y a su estudiante el M. en C. Oscar Zamora García por explicar y aclarar las dudas estadísticas.

A Margarita Cordero, a la M. en C. Diana Juárez Bustos, a Belem Martínez Fernández, a Gabriela Almaraz Mejía, a la Biol. Yazmín Valenzuela Velázquez, a Guadalupe Godoy Medina y a todo el equipo de logístico de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por guiarme en los procesos administrativos y apoyarme en resolver cualquier inconveniente que haya surgido. A la Lic. Herlinda Rojas, por su apoyo en encontrar las bibliografías. Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez y a la Lic. Herlinda Rojas, por su soporte técnico brindando.

DEDICATORIA

A todos los miembros de mi familia y amigos que me apoyaron para continuar mis estudios y durante todo el trayecto de mi vida. En especial a mi madre por darme su tiempo y paciencia en especial en momentos donde la presión me superaba. A mi padre por darme los recursos necesarios para crecer tanto en lo académico como en lo personal. A mi hermana por hacerme reír y enojar en los momentos que pasamos juntos. A mis abuelos y a mi tío Jaime que creyeron en mí y me ofrecían su apoyo incondicional. A mis amigos que me permitieron despejar mi mente del trabajo cuando era necesario. Y a mis mascotas por alegrarme el día cada día.

Índice general

1. Introducción	1
1.1 Descripción de la quimera moteada (<i>Hydrolagus collie</i>)	4
1.2 Metales y metaloides	5
1.2.1 Cobre	6
1.2.2 Zinc	7
1.2.3 Cadmio	7
1.2.4 Plomo	8
1.2.5 Arsénico	8
2. Antecedentes	10
3. Justificación e importancia	12
4. Hipótesis y preguntas de investigación	13
5. Objetivos	14
5.1 Objetivo general	14
5.2 Objetivos específicos	14
6. Metodología	15
6.1 Área de estudio y muestreos	15
6.2 Preparación de muestras	16
6.3 Determinación de elementos	17
6.4 Análisis estadístico	18
7. Resultados	19
7.1 Biometrías	19
7.1.1 General	19
7.1.2 Variación anual	21
7.2 Humedad en tejidos	22
7.3 Concentración de metales en tejidos	23
7.3.1 Concentración promedio general	23
7.3.1.1 Cobre	23
7.3.1.2 Zn	25
7.3.1.3 Cadmio	28
7.3.1.4 Plomo	29
7.3.1.5 Arsénico	32
7.3.2 Correlaciones entre elementos y tejidos	33
7.3.3 Concentración de elementos por año de captura	34

8. Discusión	37
8.1 Biometrías	37
8.2 Concentración de metales	38
8.3 Correlaciones entre elementos y tejidos	41
8.4 Concentración de elementos por año de captura	42
8.5 Comparativo con las normativas internacionales y nacionales	43
8.6 Comparación con otros condrictios	44
9. Conclusiones	48
10. Recomendaciones	50
11. Referencias	51

Índice de figuras

	Pág.
Figura 1. Imagen de <i>Hydrolagus colliei</i>	4
Figura 2. Polígono con la zona de captura de merluza del Pacífico en el norte del GC.....	16
Figura 3. Modelo potencial ajustado entre la longitud total y el peso total de <i>H. colliei</i>	19
Figura 4. Frecuencia del peso total y longitud total en muestras de <i>H. colliei</i>	20
Figura 5. Frecuencia de <i>H. colliei</i> para hembras y machos para peso total y longitud total.....	21
Figura 6. Promedios generales de la concentración de Cu en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	23
Figura 7. Promedios por sexo de la concentración de Cu en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	24
Figura 8. Correlación de la concentración de Cu en músculo con respecto a la LT y PT de <i>H. colliei</i>	24
Figura 9. Correlación de la concentración de Cu en hígado con respecto a la LT y PT de <i>H. colliei</i>	25
Figura 10. Promedios generales de la concentración de Zn en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	26
Figura 11. Promedios por sexo de la concentración de Zn en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	26
Figura 12. Correlación de la concentración de Zn en músculo con respecto a la LT y PT de <i>H. colliei</i>	27
Figura 13. Correlación de la concentración de Zn en hígado con respecto al PT de <i>H. colliei</i>	27
Figura 14. Promedios generales de la concentración de Cd en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	28
Figura 15. Promedios por sexo de la concentración de Cd en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	29
Figura 16. Promedios generales de la concentración de Pb en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	30
Figura 17. Promedios por sexo de la concentración de Pb en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	31
Figura 18. Correlación de la concentración de Pb en músculo con respecto a la LT y PT de <i>H. colliei</i>	31
Figura 19. Promedios generales de la concentración de As en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	32
Figura 20. Promedios por sexo de la concentración de As en el músculo e hígado de <i>H. colliei</i>	33

Índice de tablas

	Pág.
Tabla 1. Concentraciones del material de referencia DORM-4.....	18
Tabla 2. Promedio general en longitud total y peso total por sexos de <i>H. colliei</i>	20
Tabla 3. Promedios de longitud total y peso total entre temporadas de capturas de <i>H. colliei</i> por sexos.....	22
Tabla 4. Porcentajes promedio de humedad de <i>H. colliei</i>	23
Tabla 5. Correlaciones generales (Pearson) entre elementos y tejidos.....	33
Tabla 6. Concentraciones promedio de elementos en músculo e hígado de <i>H. colliei</i> por temporada de captura.....	35
Tabla 7. Concentraciones de elementos esenciales en diferentes condrictios del Golfo de California.....	45
Tabla 8. Concentraciones de elementos no esenciales en diferentes condrictios del Golfo de California	47

RESUMEN

Las concentraciones de Cu, Zn, Cd, Pb y As fueron analizadas en músculo e hígado de la quimera moteada *Hydrolagus colliei* procedente del norte del Golfo de California. Se recolectaron 110 organismos de la pesca incidental de la pesquería de merluza del Pacífico durante los años 2015, 2016 y 2017. Las longitudes y pesos totales de los individuos promediaron 44.5 ± 4.3 cm y 419.2 ± 148.7 g. Las hembras (n=61) fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores que los machos (n=49). Las concentraciones de Cu, Zn, Cd, Pb y As en el músculo promediaron 0.17 ± 0.07 , 5.86 ± 3.05 , 0.02 ± 0.01 , 0.02 ± 0.01 y 15.19 ± 5.40 mg kg⁻¹, peso húmedo, respectivamente. Los niveles de Cu (4.34 ± 1.76 mg kg⁻¹), Zn (10.19 ± 3.57 mg kg⁻¹), Cd (0.79 ± 0.49 mg kg⁻¹), Pb (0.04 ± 0.03 mg kg⁻¹) y As (20.98 ± 10.29 mg kg⁻¹) en el hígado fueron mayores que las determinadas en el músculo. Los niveles de Cu, Zn y Pb correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) con la talla y peso de los organismos, aumentando con el tamaño. El As tuvo la mayor concentración, seguido del Zn y Cu. Los niveles más bajos se presentaron en Pb y Cd. El hígado presentó mayor acumulación de metales que músculo, probablemente por ser un órgano regulador. La variabilidad del Cu, Zn y Pb fue explicada por la talla, mientras que el sexo de los organismos mostró poca influencia. Los niveles de Cu, Zn y As no excedieron los límites máximos permisibles según la normativa nacional (Norma Oficial Mexicana 242-SSA1-2009) e internacional y recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS). Un 5.5% de las muestras superaron los límites impuestos para Cd por la Unión Europea (0.05 mg kg⁻¹). Para el Pb un 8.2% de las muestras sobrepasó los límites por la normatividad mexicana (0.5 mg kg⁻¹) y un 43.1% el de la normatividad de la Unión Europea y el recomendado por la OMS (0.3 mg kg⁻¹).

Palabras clave: Condrictios; elementos tóxicos; metales y metaloides.

ABSTRACT

The concentrations of Cu, Zn, Cd, Pb and As were analyzed in muscle and liver of the spotted ratfish chimera *Hydrolagus colliei* coming from the northern Gulf of California. A total of 110 bycatch organisms were collected from the Pacific hake fishery during the years 2015, 2016 and 2017. The total lengths (TL) and weights (W) of the individuals averaged 44.5 ± 4.3 cm and 419.2 ± 148.7 g. The females (n=61) were significantly ($p < 0.05$) higher than the males (n=49). The concentrations of Cu, Zn, Cd, Pb and As in the muscle averaged 0.17 ± 0.07 , 5.86 ± 3.05 , 0.02 ± 0.01 , 0.02 ± 0.01 y 15.19 ± 5.40 mg kg⁻¹, wet weight, respectively. The levels of Cu (4.34 ± 1.76 mg kg⁻¹), Zn (10.19 ± 3.57 mg kg⁻¹), Cd (0.79 ± 0.49 mg kg⁻¹), Pb (0.04 ± 0.03 mg kg⁻¹) and As (20.98 ± 10.29 mg kg⁻¹) in the liver were higher than those determined in muscle. The levels of Cu, Zn and Pb correlated significantly ($p < 0.05$) with the TL and W of the organisms, increasing with the size. Arsenic had the highest concentration followed by Zn and Cu. The lowest levels were in Pb and Cd. The liver presented greater accumulation of metals than muscle, probably because it is a regulatory organ. The variability of Cu, Zn and Pb was mostly influenced by size, while the sex of the organisms showed less influence. The levels of Cu, Zn, and As did not exceed the maximum permissible limits according to national regulations (Official Mexican Standard 242-SSA1-2009) and international and recommendations of the World Health Organization (WHO). Only 5.5% of the samples exceeded the limits imposed for Cd by the European Union (0.05 mg kg⁻¹); 8.2% of the samples exceeded the Pb limits by Mexican regulations (0.5 mg kg⁻¹) and 43.1% surpassed the European regulations and those recommended by the WHO (0.3 mg kg⁻¹).

Key words: Chondrichthyes; toxic elements; metal and metalloids

1. Introducción

El Golfo de California (GC) es un cuerpo de agua que separa la Península de Baja California del continente mexicano. Sustenta una gran biodiversidad de flora y fauna, contando con aproximadamente 900 islas, 40 estuarios y lagunas por lo que es reconocido como uno de los cinco mares más productivos y biológicamente diversos del mundo (Enrique Andrade, 2005; Páez-Osuna *et al.*, 2017). La región norte del GC tiene una profundidad media aproximada de 200 m cercana a la costa, además grandes cantidades de sedimento son mantenidos en suspensión por las fuertes corrientes resultantes de un rango extremo de mareas de hasta 6.95 m (Lluch-Cota *et al.*, 2007).

El GC es considerado la zona pesquera más importante de México debido a que representa un 77% de la pesca del país, la cual está concentrada en el océano Pacífico. El GC alberga más de 700 especies de peces, incluyendo más de 200 especies de condriictios o peces cartilaginosos. Los condriictios se dividen taxonómicamente en dos subgrupos: los Elasmobranchii que incluye a tiburones y rayas, y los Holocephali que agrupa a las quimeras (INAPESCA-INP, 2004; Del Moral-Flores y Pérez-Ponce de León, 2013).

Los condriictios han sido objetivos de la pesca artesanal, con un 84.2% de sitios de pesca en la costa del GC destinados a la pesca de elasmobranquios, principalmente tiburones y rayas demersales (Bizzarro *et al.*, 2009). Las quimeras, como *Hydrolagus colliei*, son capturadas de forma incidental en las pesquerías de la merluza y el camarón de altamar. *H. colliei*, comúnmente llamada quimera moteada, pertenece a la clase Condriictios, subclase Holocephali. Su distribución se extiende desde el sureste de Alaska hasta Baja California a profundidades de hasta 913 m en Canadá (King y Mcphie, 2015).

No existe una pesquería dirigida a esta especie, sin embargo, su tejido es comestible y blando, además que el hígado ha sido utilizado como fuente para la producción de aceite (King y Mcphie, 2015). Esta quimera se alimenta de moluscos,

crustáceos, peces, equinodermos y gusanos marinos (Froese y Pauly, 2021a). A pesar que el consumo de la especie podría ser viable, es necesario conocer su exposición a distintos contaminantes como los metales y metaloides, antes de ser propuesta.

Entre los contaminantes químicos, los metales pesados, que incluyen a metales como Cu, Zn, Co, Hg, y metaloides como Se y As son de gran preocupación debido a su no biodegradabilidad, persistencia, toxicidad y su potencial para bioacumularse a través de las cadenas alimentarias, estos incluyen metales y metaloides que pueden ser esenciales o tóxicos para los organismos vivos dependiendo de su concentración; otros pueden convertirse en un peligro tóxico incluso a niveles muy bajos (Torres *et al.*, 2019), dependiendo de su forma química.

Aquellos metales que se encuentran en menores proporciones en el planeta, son conocidos como oligoelementos (Szteren y Auriolles-Gamboa, 2013). Los aportes principales de oligoelementos pueden ser naturales (por ejemplo, vulcanismo, erosión e intemperismo o fuentes hidrotermales), las cargas antropogénicas de impurezas metálicas en materias primas (combustibles fósiles, minerales, químicos agrícolas y acuícolas), liberaciones antropogénicas del proceso de producción (cemento y fabricación metálica) y emisiones antrópicas pasadas movilizadas a partir de suelos, sedimentos y agua (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Los organismos acuáticos pueden acumular los metales, dependiendo de su tasa de acumulación y su tasa de eliminación. Los metales pesados pueden entrar al organismo directamente por el medio abiótico o pueden entrar al cuerpo del organismo a través de su alimentación. La retención de los metales pesados en el cuerpo del organismo depende de muchos factores como la especiación del metal y los mecanismos fisiológicos desarrollados por el organismo para su regulación, homeóstasis y la desintoxicación del metal o metaloide en cuestión (Hazrat *et al.*, 2019). Existen órganos o tejidos que son críticos para la acumulación de contaminantes; por ejemplo, en algunas especies de peces se ha observado que

las mayores concentraciones se encuentran en el hígado más que en cualquier otro tejido (Soto-Jiménez, 2011).

Los elementos, desde el punto de vista de su función biológica, pueden ser clasificados como esenciales y no esenciales. Los metales como el mercurio (Hg), cadmio (Cd), plata (Ag), plomo (Pb), arsénico (As), entre otros, son conocidos como no esenciales debido a que no tienen una función biológica conocida y son más tóxicos en concentraciones menores a los esenciales (Szteren y Auriolles-Gamboa, 2013), sin embargo, algunos estudios han señalado ciertas funciones biológicas para el As (Yasuyuki *et al.*, 1992).

Elementos como Cd, Pb, Zn, Cu y As son considerados contaminantes tóxicos prioritarios en el agua por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (ATSDR, 2020a). Todos están clasificados como sustancias prioritarias por la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR), encontrándose el As (1), Pb (2) y Cd (7) entre los primeros 10 lugares de la lista (ATSDR, 2020a). Una manera de conocer los efectos de estas sustancias en el ambiente, es por medio de indicadores biológicos, si bien, no remplazan los métodos químicos y físicos, tienen la ventaja de su bajo costo y los efectos de las sustancias con la especie. La quimera moteada tiene las ventajas de tener un ciclo de vida largo, distribución amplia de profundidad y fácil identificación, siendo posible su uso para conocer contaminantes de profundidad (De la lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014). El contenido de elementos en esta especie ha sido poco estudiado (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019; Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a). Sin embargo, se tienen datos sobre su reproducción, mortalidad y distribución (Barnett *et al.*, 2009).

En el presente estudio se analizaron los niveles base del Cu, Zn, Cd, Pb y As en la quimera *H. collicei*. Es un primer estudio para conocer el potencial de consumo de esta especie, la probable presencia de elementos tóxicos y su potencial efecto a la

salud, y el uso de la especie como monitor de la contaminación por metales en el norte del GC.

1.1 Descripción de la quimera moteada (*Hydrolagus colliei*)

H. colliei está considerada dentro de los peces cartilagosos (Chondrichthyes) superficialmente similar a los tiburones, sin estructuras óseas en el esqueleto o en los radios de las aletas. La especie tiene sólo 4 aberturas branquiales, ocultas por un opérculo blando que se extiende hasta las bases de las aletas pectorales, dejando una sola abertura (branquia externa) a cada lado de la cabeza (Fisher *et al.*, 1995; Fig. 1).

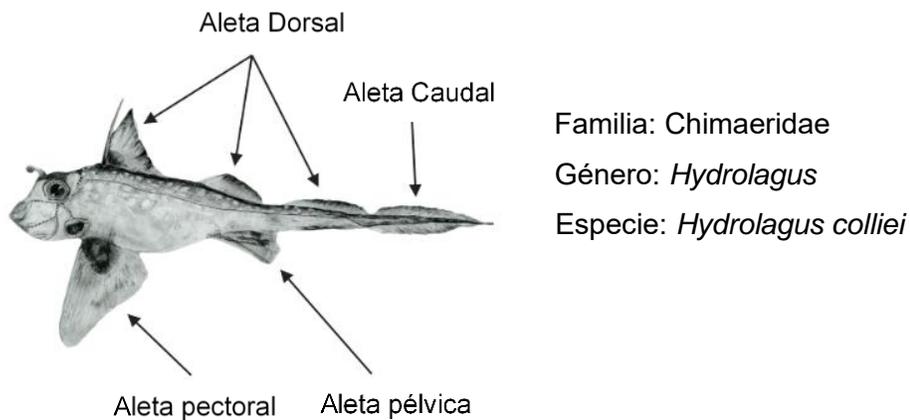


Figura 1. Imagen de *Hydrolagus colliei* (Higham *et al.*, 2018).

La quimera *H. colliei* se distribuye desde el sureste de Alaska hasta la punta de Baja California y dentro del norte del GC. Su distribución batimétrica es bastante amplia, a lo largo de la plataforma y la pendiente desde la intermareal hasta 913 m de profundidad en British Columbia, Canadá (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015). Se han registrado especímenes que varían entre los 2 y 21 años en British Columbia, en Canadá, y tallas de 41 hasta los 965 mm (longitud total) en las costas de California, Washington y Oregón en los EUA (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015). La *H. colliei* es ovípara. Estudios en California indican que forman cajas de huevos que encapsulan embriones individuales; tiene una gestación estimada en 9-12 meses.

La producción de embriones no tiene estacionalidad, pero ocurre en mayor abundancia durante los meses de mayo y octubre (Barnett *et al.*, 2009). La fecundidad anual se estima en un intervalo de 19.5 a 28.9 cajas de huevos, con una incubación de 9-12 meses. El tamaño de maduración para el 50% de la población en la costa de California es aproximadamente 290 mm para machos y 360 mm para hembras, con aumento de tamaño en función de la latitud (Barnett *et al.*, 2009).

Las quimeras *H. colliei* se alimentan de moluscos, crustáceos, peces y gusanos y sus depredadores son especies como *Galeorhinus galeus*, *Hippoglossus stenolepis*, *Cepphus Columba*, entre otros (Barnett *et al.*, 2015). Actualmente no hay una pesca dirigida para organismos de la *H. colliei*, sino que, capturados por la pesca comercial y la artesanal, y usualmente descartados. Sin embargo, entre los años 1930 y 1940 fue comercializada en British Columbia, para la producción de vitamina A y aceite de alta calidad empleado para lubricación de máquinas y armas (King y Mcphie, 2015).

Aunque es una especie de pesca incidental, la *H. colliei* ha sido explotada de diversas maneras. En las costas de British Columbia en los años 1950s, 1980s y 1990s, se capturaron desde 2 hasta 53 toneladas anuales y en la actualidad, a pesar de no tener uso comercial se estimado un promedio de 540 toneladas con máximos de hasta 800 toneladas, posicionándola como la cuarta especie de captura incidental por peso, en la pesquería de arrastre de peces de fondo (King y Mcphie, 2015).

1.2 Metales y metaloides

El término metales pesados se refiere a aquellos metales de origen natural que tienen un número atómico mayor a 20 y una densidad elemental mayor a 5 g cm⁻³. Casi todos los metales pesados y metaloides tienen el potencial de ser tóxicos para la biota, dependiendo de la dosis y la exposición. Los metales como Hg, As, Cd y Pb se encuentran entre los de mayor preocupación ambiental, pueden presentarse

en bajas concentraciones en el agua de mar, sin embargo, actividades humanas y naturales pueden contribuir en su incremento, provocando diversas afectaciones al ecosistema (Hazrat *et al.*, 2019).

1.2.1 Cobre

El Cu es un metal rojizo que se encuentra naturalmente en la roca, el suelo, el agua, los sedimentos y, en niveles bajos, en el aire. El Cu también se encuentra naturalmente en todas las plantas y animales (ATSDR, 2011). Es considerado como un elemento esencial para la realización de procesos metabólicos y enzimáticos del organismo. Este metal existe en varias formas físicas y químicas en el agua, se puede encontrar en el fondo o en los sedimentos suspendidos, unido a la biota, disuelto en la columna de agua o en el agua intersticial el Cu forma compuestos tanto orgánicos como inorgánicos (Páez-Osuna, 2011).

El Cu es considerado un elemento esencial para la vida humana, puede entrar al cuerpo humano por medio de comida, residuos y agua. Es utilizado para la creación de hemoglobina en las plaquetas roja. El Cu(I) se encuentra en enzimas aptas para transportar oxígeno similar a la actividad de la hemoglobina, puede fortalecer los tendones y el cartílago (Vardhan *et al.*, 2019). Sin embargo, dosis fuera de lo necesario pueden presentar diversos problemas en organismos vivos. En personas, la falta de Cu puede causar anemia, problemas de huesos y cardiovasculares, debilitando sistemas sensoriales, defectuosa queratinización del cabello, disminución en niveles de sinapsis, dopamina y norefredina, e imperfecta mielinización en el tallo mental y la línea espinal. La utilización de agua o comida contaminada con Cu puede causar efectos gastrointestinales intensos. La ingesta de grandes cantidades de Cu con dosis superiores a los 20 g puede provocar aturdimiento, pereza y dolor cerebral en un periodo inicial (Londoño-Franco *et al.*, 2016; Vardhan *et al.*, 2019).

1.2.2 Zinc

El Zn es uno de los elementos más comunes en la corteza terrestre. El Zn se encuentra en el aire, el suelo y el agua, como resultado de procesos naturales y actividades humanas, y está presente en todos los alimentos (ATSDR, 2014). Generalmente, el Zn es un micronutriente esencial requerido por los seres vivos, pero en niveles extremos de consumo de Zn, ha presentado síntomas como diarrea, falla de riñones, sangre en la orina, calambres en el estómago, náuseas y vómitos de manera aguda y de manera crónica ha mostrado daño al páncreas y anemia (Vardhan *et al.*, 2019).

1.2.3 Cadmio

El Cd es un metal relativamente raro en la naturaleza, de color blanco ligeramente azulado y asociado con el Zn. Naturalmente no se encuentra en estado libre y el sulfuro de cadmio es el único mineral de Cd. El Cd es utilizado en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, farmacéutica, entre otros (Londoño-Franco *et al.*, 2016). En el agua, el Cd se encuentra principalmente como ion Cd(II) y complejos de hidróxidos y carbonatos. El Cd se bioacumula en todos los niveles de la cadena alimentaria. La absorción de Cd por organismos acuáticos es extremadamente variable y depende de la especie y varias condiciones ambientales como la dureza del agua, salinidad, temperatura, pH y contenido orgánico (ATSDR, 2015a).

El Cd es un metal que puede acumularse en el cuerpo humano y causar daños irreversibles hacia varias partes del organismo en muy bajas concentraciones. Una vez que el Cd entra al cuerpo humano se une con las metalotioneínas. Más de la mitad del Cd presente en el cuerpo humano es acumulado en el hígado y los riñones, como resultado de su capacidad para unirse a las metalotioneínas (Vardhan *et al.*, 2019). La exposición crónica al Cd en los seres humanos puede producir anemia, disfunción renal, cálculos renales, osteoporosis, osteomalacia, trastornos respiratorios, hipertensión, trastornos nerviosos, pérdida de peso y cáncer de próstata y pulmón, mientras que la intoxicación aguda puede producir

neumonitis y edema pulmonar, gastroenteritis, náuseas, vómito, dolor abdominal, diarrea, fallo renal, aberraciones cromosómicas, efectos teratogénicos y congénitos (Londoño-Franco *et al.*, 2016).

1.2.4 Plomo

El Pb es un elemento que se encuentra en depósitos de minerales concentrados y de fácil acceso, que están ampliamente distribuidos en todo el mundo, no se degrada en el medio ambiente, aunque puede existir en varias formas químicas. El material particulado con Pb adsorbido puede transportarse a través del aire, el agua y el suelo. En el agua, las concentraciones de Pb están determinadas por el pH, fuerza iónica, potencial redox, velocidad de la corriente y la cantidad y composición de los materiales suspendidos. En condiciones neutrales a básicas de pH, el Pb tenderá a ser precipitado o adsorbido por los sedimentos en el agua (ATSDR, 2020b).

El Pb es un elemento no esencial y cuando es absorbido por los seres humanos representa un grave riesgo de salud pública debido a que interfiere en la función del calcio e inhibe la síntesis de hemoglobina, causando daño neurológico. Altos niveles de Pb pueden provocar retraso en el desarrollo mental e intelectual de los niños y causar hipertensión y enfermedades cardiovasculares en adultos. El Pb absorbido se distribuye en riñón, hígado, encéfalo y huesos (por su semejanza con el calcio), siendo este último el mayor depósito de plomo (Londoño-Franco *et al.*, 2016).

1.2.5 Arsénico

El As es un metaloide distribuido ampliamente en la naturaleza y se encuentra como mineral de cobalto, aunque se puede encontrar también en la superficie de las rocas combinado con azufre o con otros metales. Su principal mineral es la arsenopirita y se utiliza para el tratamiento de maderas, productos agrícolas, bronceadores de piel, anticorrosivos, vidrio, cerámica, pinturas, pigmentos y medicamentos (Londoño-Franco *et al.*, 2016). La toxicidad del As depende principalmente de su especiación química. Especies de As inorgánico como arsenito y arseniato son compuestos

altamente tóxicos, metil-arsonato y dimetil-arsinato son moderadamente tóxicos y compuestos orgánicos como la arsenobetaina y arsenoazúcares no son tóxicos (Osuna-Martínez *et al.*, 2021).

El As puede acumularse en los seres vivos y su intoxicación aguda ha mostrado síntomas como incoordinación, ataxia, ceguera, eritema cutáneo y síntomas gastrointestinales en animales. Para humanos, exposición aguda a niveles elevados de As pueden ser letales, sus primeros efectos suelen ser fiebre, hepatomegalia, arritmia cardíaca, neuropatía periférica, anemia y leucopenia; mientras que de manera crónica puede causar lesiones en la piel, lesiones cardiovasculares en el sistema nervioso e hígado, además de cáncer (ATSDR, 2015b; Londoño-Franco *et al.*, 2016). Para especies acuáticas los efectos del As incluyen letalidad, inhibición de crecimiento, reproducción y efectos de comportamiento. Los ambientes contaminados con As son caracterizados por una limitada abundancia de especies y poca diversidad (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021b).

2. Antecedentes

Los estudios de *H. colliei* son escasos, especialmente en el norte del GC. Los pocos estudios se enfocan a la biología de la especie. Por ejemplo, estudios de madurez, fecundidad, ciclo reproductivo, crecimiento, edad (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015), y mortalidad que causa a otras especies (Akmajian *et al.*, 2012). Existen diversos estudios de metales en diferentes organismos del GC (e.g. García-Hernández *et al.*, 2006 y Pancaldi *et al.*, 2019), pero no dentro de la familia de *H. colliei*. Solo hay dos estudios donde se analizó Hg en *H. colliei* y otras quimeras como *Chimaera monstrosa*, *C. lignaria*, *H. affinis* y *H. pallidus* (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019; Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a).

En especímenes de *H. colliei* del norte del GC, se analizó la bioacumulación y disponibilidad de Hg y Se en músculo e hígado (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a). Los niveles promedio de Se fueron mayores en el hígado ($1.67 \pm 0.92 \text{ mg kg}^{-1}$) que en el músculo ($0.40 \pm 0.18 \text{ mg kg}^{-1}$). El Hg en músculo ($0.23 \pm 0.10 \text{ mg kg}^{-1}$) e hígado ($0.17 \pm 0.15 \text{ mg kg}^{-1}$) presentó menores niveles que Se.

En otro estudio por Cruz-Acevedo *et al.*, 2019, analizaron concentraciones de Hg en 18 especies, capturadas en el norte del GC y la costa oeste de Baja California. Se incluyó *H. colliei*, que presentó un rango de concentración entre los 0.786 – 1.959 mg kg^{-1} en hígado y 0.708 – 0.749 mg kg^{-1} en músculo.

En la cordillera hidrotermal del Atlántico, se examinaron concentraciones de Hg en 3 condriictios de profundidad, entre los cuales, la quimera *H. affinis* presentó una concentración en músculo de 2.38 mg kg^{-1} (Newman *et al.*, 2010). En un estudio posterior en la misma zona, ocho especies, entre ellas la *H. affinis* y *H. pallidus*. presentaron concentraciones de Hg de 1.0 – 2.2 mg kg^{-1} en el músculo y entre 0.2 – 1.4 mg kg^{-1} en músculo y 0.1 – 1.05 mg kg^{-1} en hígado, respectivamente (Martins *et al.*, 2006).

Al sureste de Australia, se estudiaron concentraciones de Hg en tiburones y quimeras demersales, incluyendo *C. lignaria*. Las concentraciones variaron entre 1.62 – 1.97 mg kg⁻¹ en hígado y 0.5 – 0.8 mg kg⁻¹ en músculo (Pethybridge *et al.*, 2010). En el mar Mediterráneo, se determinaron concentraciones de Hg en el músculo de tres especies de peces cartilaginosos, entre ellos la *C. monstrosa*, con una concentración en músculo de 3.14±1.39 mg kg⁻¹ (Storelli *et al.*, 2002).

3. Justificación e importancia

Concentraciones elevadas de Cu, Zn, Cd, Pb y As en los ambientes marinos pueden resultar tóxicas para los organismos y personas que lo consumen. El posible aporte de fuentes de contaminantes al Golfo de California tanto naturales (vulcanismo como el Monte de Cerro Prieto, fuentes geotérmicas como la cuenca de Guaymas, escorrentías desde la plataforma continental por ríos como el Colorado o Sonora, etc.) como antropogénicas (Combustibles fósiles, químicos agrícolas y acuícolas, entre otros) y al ser una zona de alto interés en pesca tanto comercial como artesanal, hacen que sean necesarios estudios sobre la biodisponibilidad de estos elementos. Estudios sobre la concentración de metales y metaloides en especies marinas nos pueden dar información sobre su transferencia en la trama trófica (Mora-Carrillo, 2015; Lara *et al.*, 2020). Además, generar bases para futuros estudios sobre la evolución en la contaminación por metales.

La información y estudios relacionados con la captura incidental de *H. colliei*, al no de importancia comercial son escasos. Esto da lugar a nuevas investigaciones. La distribución de metales en tejidos de la especie mencionada, como músculo e hígado, ha sido poco estudiada (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019; Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a). En tanto que estudios sobre los efectos a la salud humana por la ingesta de esta especie, son nulos. Los especímenes son atrapados de manera incidental, puede darnos información de su hábitat y pueden ser biomonitores de la contaminación de los ambientes que ocupan. Si se destina al consumo humano, el conocer la concentración de metales es de relevancia para la salud de los consumidores. Por lo cual, el analizar los niveles de metales y metaloides permite evaluar los probables riesgos a la salud por ingesta. Además, tener un registro de los niveles de contaminación de estos elementos en organismos de profundidad que habitan la parte norte del Golfo de California.

4. Hipótesis y preguntas de investigación

Las concentraciones de Cu, Zn, Cd, Pb y As en *H. colliei* capturados en el norte del Golfo de California van a depender factores como el tejido, sexo, longitud y peso de los organismos:

- El hígado presentará una mayor concentración de metales que el músculo, por ser un órgano regulador.
- Las concentraciones de elementos esenciales Cu y Zn serán mayores que las concentraciones de los elementos no esenciales Pb, Cd y As.
- Las concentraciones de los elementos se incrementan con el peso y la longitud.
- Las hembras tendrán mayores concentraciones de elementos que los machos debido a que presentan zonas de alimentación distintas.

Por lo tanto, se pretende responder preguntas como:

1. ¿Cuáles son los niveles de Cu, Zn, Cd, Pb y As en el músculo e hígado en la *H. colliei* del norte del Golfo de California?
2. ¿Influye el órgano o tejido, sexo, talla y peso del organismo en la concentración de estos elementos?
3. ¿Los elementos esenciales presentan una mayor concentración en el organismo?
4. ¿Los niveles de los elementos analizados están dentro de lo señalado en la normativa nacional e internacional para consumo humano?

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Determinar los niveles de Cu, Zn, Pb, Cd y As en músculo e hígado de *Hydrolagus colliei* que habita en el norte del Golfo de California.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar las concentraciones de Cu, Zn, Pb, Cd y As en hígado y músculo de *H. colliei* por espectrofotometría de absorción atómica (EAA).
- Evaluar las diferencias y correlaciones en concentración de los metales y el metaloide en los tejidos en función del sexo, tamaño y peso.
- Comparar los niveles de concentración obtenidos de los metales con la normatividad nacional e internacional.

6. Metodología

6.1 Área de estudio y muestreos

El GC es un cuerpo de agua elongado (1,200 km) de variable amplitud (90 – 222 km). Es un ecosistema con una alta prioridad de conservación debido a su rica biodiversidad, altas tasas de productividad biológica y endemismos de peces, aves, mamíferos marinos e invertebrados (Lluch-Cota *et al.*, 2007; Páez-Osuna *et al.*, 2017). Sin embargo, como ocurre con muchos ecosistemas marinos del mundo, este exhibe numerosas amenazas como la sobrepesca y la degradación de los hábitats costeros (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Las zonas de captura de esta especie están asociadas a la pesquería de la merluza del Pacífico, abarcando las aguas marinas de Jurisdicción Federal del GC y costa occidental de Baja California (DOF, 2018). La pesca de merluza se realiza principalmente frente a San Luis Gonzaga, al norte del GC a profundidades de 110 – 320 m, y frente a la Isla Ángel de la Guarda e Isla Tiburón (Zamora-García y Stavrinsky-Suárez, 2018; Fig. 2). Las muestras de *H. colliei* se obtuvieron del programa de técnicos a bordo de la pesquería de merluza que se desarrolla de enero a abril de cada año (Ramírez-Rodríguez, 2017).

Una vez en tierra, las especies fueron trasladadas en hieleras para su congelación y análisis posterior. A su vez, se registraron los datos de pesca necesarios: fecha, nombre de la embarcación, tipo de embarcación, equipo utilizado, tiempo efectivo de pesca, especies objetivos, zona de pesca, distancia de la costa, profundidad de captura y duración de viaje. Se obtuvieron medidas de tamaño de longitud total (LT, cm), cubriendo desde la punta de la cola hasta la boca, de peso total (PT, g) y se identificó el sexo del organismo por medio de la ausencia o presencia del órgano copulador (claspers). Los especímenes de *H. colliei* fueron capturados en las temporadas de pesca de merluza de los años 2015, 2016 y 2017, con un total de 110 organismos, 61 hembras y 49 machos. En 2015 solamente se recolectó un solo espécimen macho, en 2016 solamente capturaron hembras y en el año 2017 se encontró mayor cantidad de machos que de hembras.

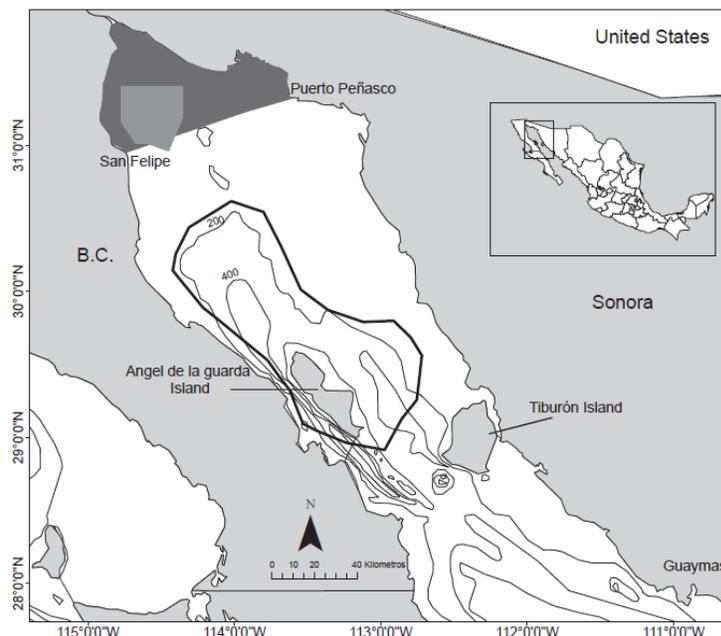


Figura 2. Polígono con la zona de captura de merluza del Pacífico en el norte del GC. Las muestras de *H. colliei* se obtuvieron en las temporadas de pesca del periodo 2015-2017.

6.2 Preparación de muestras

En el laboratorio, las muestras se descongelaron, se identificaron y disectaron el hígado y músculo, que fueron pesados, lavados con agua Milli-Q y congelados. Posteriormente las muestras se liofilizaron durante 72 horas a -43°C y 200×10^{-3} mBar. Los porcentajes promedio de humedad fueron calculados por diferencia de peso húmedo y seco. Los tejidos liofilizados se molieron con un mortero y pistilo de ágata.

Se realizaron digestiones ácidas a los tejidos homogenizados, en vasos de teflón de 60 mL, a partir de 0.250 g de músculo con 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , concentración $>65\%$, grado metales traza, J.T. Baker). Mismas alícuotas de hígado fueron digeridas con 3 mL de HNO_3 y 2 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 , concentración $>30\%$). La digestión se realizó en una plancha de calentamiento a 120°C por 3 horas. Una vez terminado el proceso, los digeridos se llevaron a un

volumen final de 20 mL con agua Milli-Q en frascos de polietileno, previamente lavados con HNO₃ 2M.

6.3 Determinación de elementos

La determinación de Cu, Zn, Cd, As y Pb se realizó por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), de acuerdo a Moreno-Sierra *et al.* (2016) y Bergés-Tiznado *et al.* (2021b). El análisis de Cu y Zn en hígado se realizó por EAA mediante el método de flama, mientras que Cu y Cd en músculo por EAA acoplado a horno de grafito (Varian, SpectrAA 220). Los análisis de Pb y As se llevaron a cabo por EAA acoplado a horno de grafito con sistema de corrección por efecto Zeeman (AAnalyst 800, Perkin-Elmer). Para la cuantificación de As se utilizó un modificador de matriz para obtener mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal de analito preparado a partir de 1 mL de solución de nitrato de paladio ([Pd(HNO₃)₂]; 10,000 mg Pd/L en HNO₃ al 15%, Merck) y 100 µL de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)₂; 10,000 mg/L, Merck), y 8.9 mL de agua Milli-Q acidificada (HNO₃ al 0.2%). Todas las soluciones y/o diluciones de las muestras que se utilizaron para estos análisis se prepararon con agua Milli-Q acidificada. Para la validación de la exactitud, precisión y confiabilidad de la metodología se empleó el material de referencia DORM-4, el cual corresponde a proteína de pescado y ha sido certificado por el Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRC, 2021), con porcentajes de recuperación mayores al 90% (Tabla 1). Todos los resultados obtenidos de los elementos analizados en este estudio están expresados en unidades de mg kg⁻¹ y en peso húmedo (ph).

Tabla 1. Concentraciones de referencia, obtenidas, porcentaje de recuperación de las muestras del material de referencia DORM-4 (\pm DE), límite de detección y coeficiente de variación del procedimiento analítico (n=9).

Elemento	Valor de referencia (mg kg ⁻¹)	Valor obtenido (mg kg ⁻¹)	% Recuperación	Límite de detección (µg L ⁻¹)	Coeficiente de variación %
Cu ^{1,2}	15.9 \pm 0.9	14.7 \pm 1.2	92.2 \pm 7.6	0.015	0.7
Zn ¹	52.2 \pm 3.2	55.3 \pm 4.5	105.9 \pm 8.6	0.013	1.3
Cd ²	0.306 \pm 0.015	0.29 \pm 0.03	93.5 \pm 11.2	0.054	5.2
Pb ²	0.416 \pm 0.053	0.42 \pm 0.03	100.8 \pm 7.1	0.370	3.7
As ²	6.80 \pm 0.64	6.5 \pm 0.2	95.0 \pm 3.5	0.350	1.8

¹EAA acoplado a flama; ²EAA acoplado a horno de grafito; DE= desviación estándar

6.4 Análisis estadístico

Una vez obtenidos los resultados del contenido de Cu, Zn, Pb, As y Cd en los tejidos, se agruparon los datos según el año de colecta, sexo, PT y LT. Se realizaron pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk, además de la prueba de Levene para homocedasticidad. Se realizó un análisis exploratorio de los datos y se decidió realizar estadística paramétrica, donde se revisaron los residuales para evitar la violación de los supuestos y en caso de ser necesario, se realizaron transformaciones de los datos (Zar, 2010). Para las pruebas estadísticas se utilizaron los programas R Studio y Microsoft Office Excel 2016.

La relación LT – PT fue establecida por una función no lineal ($LT = a(PT)^b$) y se estimó el coeficiente de correlación (r). Al revisar los residuales, no violaron los supuestos paramétricos por lo que las diferencias significativas de LT y concentración de elemento por sexo se establecieron mediante la prueba t de Student. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de dos vías para tejido y sexo, y se comprobaron diferencias con un análisis de t de Student entre sexos para un mismo tejido. Las correlaciones entre peso, tejido y las concentraciones de elementos se determinaron por la prueba de Pearson. Los análisis estadísticos se realizaron con un grado de significancia de $p < 0.05$.

7. Resultados

7.1 Biometrías

7.1.1 General

Los machos presentaron LT (y consecuentemente PT) significativamente menores que las hembras (Tabla 2). Se exhibió una fuerte correlación ($r=0.89$) entre el peso total (PT) y la longitud total (LT) con $a= 0.0005$ y $b= 3.5671$ (Fig.3). Al realizar la prueba estadística de t de Student, se encontró que existen diferencias significativas en LT ($t = 10.469$, $p<0.05$) y en PT ($t = 11.178$, $p<0.05$) entre las muestras de machos y hembras de *H. colliei* (Tabla 2).

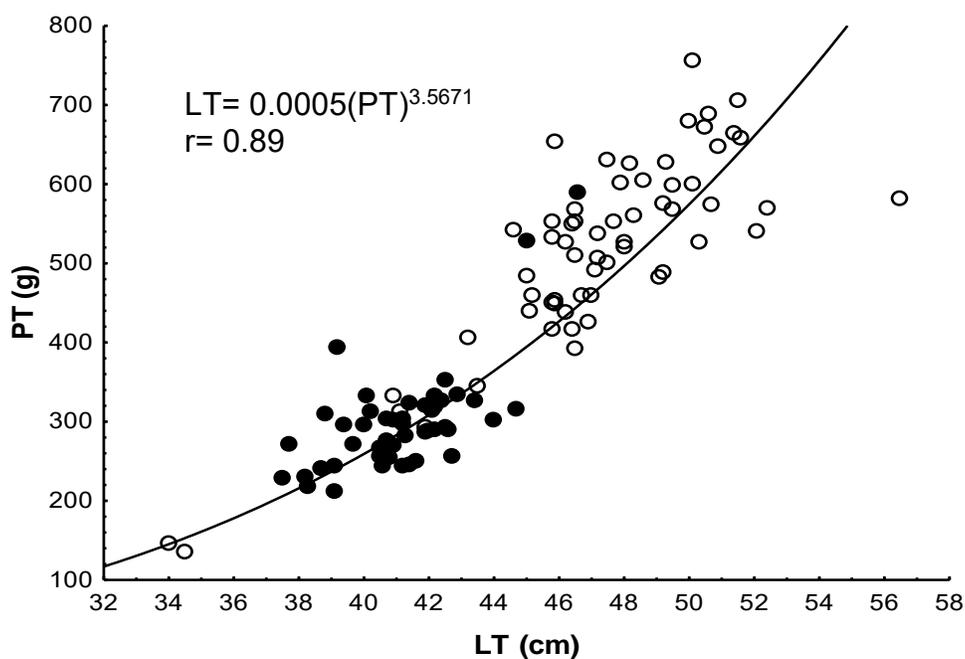


Figura 3. Modelo potencial ajustado entre la longitud total y el peso total de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

Tabla 2. Promedio general (\pm DE) en longitud total y peso total por sexos de *H. colliei*. Letras diferentes indican que hembras y machos son significativamente diferentes ($p < 0.05$) en longitud y peso.

Organismo	n	LT (cm)	LT (min-max)	Peso (g)	Peso (min-max)
Hembra	61	47.2 \pm 3.7 ^a	34 – 56.5	517.3 \pm 121.0 ^a	136 - 756
Macho	49	41.1 \pm 1.9 ^b	37.5 – 46.6	297.0 \pm 66.4 ^b	212 - 590
Total	110	44.5 \pm 4.3	34 - 56.5	419.2 \pm 148.7	136 - 756

DE= desviación estándar; min= mínimo; max= máximo.

En lo que respecta al PT (Fig. 4a), el intervalo con mayor número de individuos fue el de 250 a 350 g, y los menores de 700 a 750 y 750 a 800 g con un espécimen cada grupo. En el caso de LT, se puede observar (Fig. 4b) el mayor número de individuos estuvo dentro del intervalo de 40 a 42 y de 46 a 48 cm, mientras un organismo de 57 cm y dos en los intervalos de 32 a 36 cm.

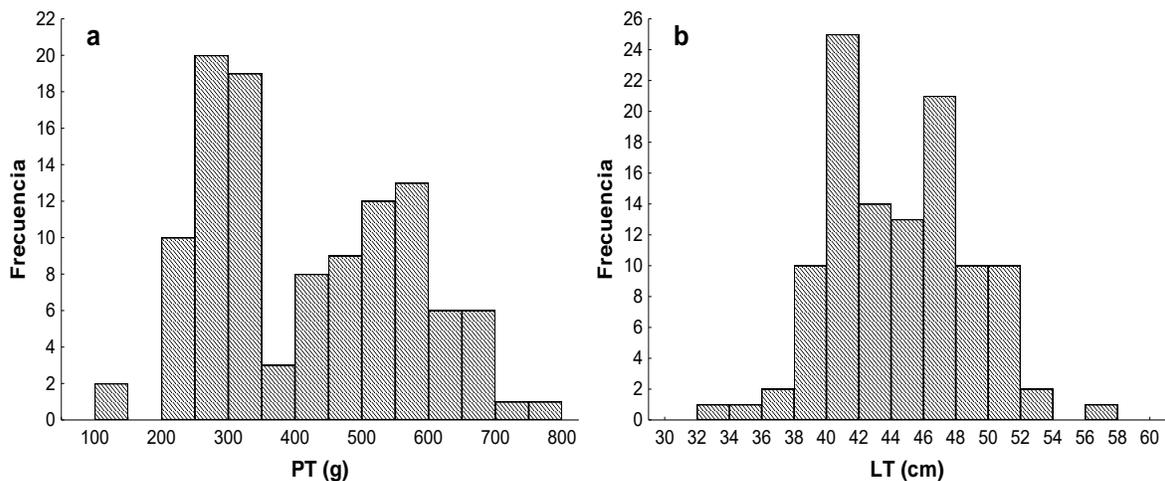


Figura 4. Frecuencia del a) peso total y b) longitud total en muestras de *H. colliei*.

El PT predominante en hembras se presentó entre los rangos de 500 a 600 g, mientras en machos se encontró entre los 200 a 300 g y la frecuencia mayor de LT en hembras fue de 45 a 50 cm, mientras que en machos de 40 a 45 cm (Fig. 5).

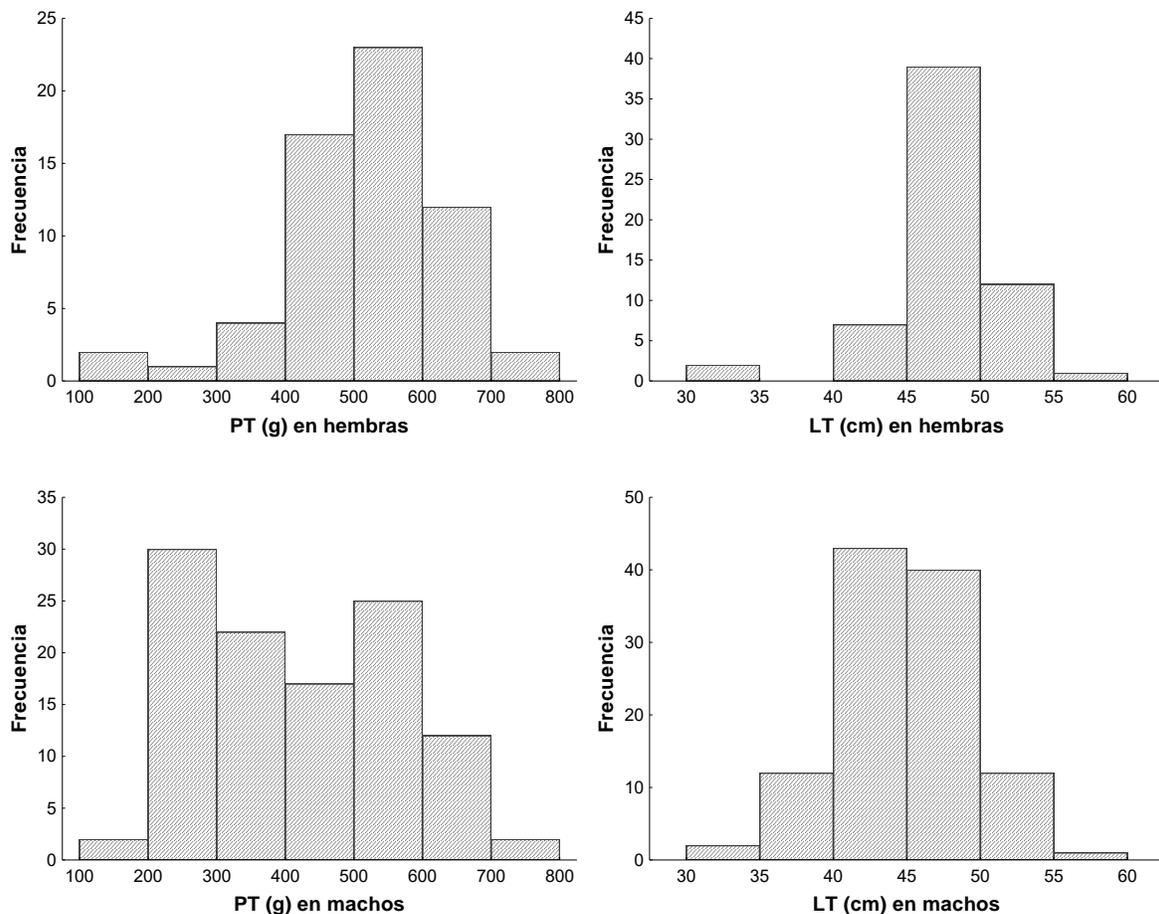


Figura 5. Frecuencia de *H. colliei* para hembras (superior) y machos (inferior), para peso total (PT, g) y longitud total (LT, cm).

7.1.2 Variación anual

Las hembras presentaron LT máximas de 56.5 cm 2015, 52.1 cm en 2016 y 52.4 cm en 2017. En 2017, los machos presentaron una LT máxima de 46.6 cm (Tabla 3). En cuanto al peso, las hembras mostraron máximos de 706, 672 y 756 g en 2015, 2016 y 2017. En 2017, el único macho peso 590 g. Al realizar una prueba ANOVA, los datos por año indicaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la LT entre 2015 y 2017, 2016 no presentó diferencias ($p > 0.05$). En cuanto al PT, los especímenes del 2015 y 2016 no presentaron diferencias, pero los del 2017 ($p > 0.05$) fueron diferente (Tabla 3).

Tabla 3. Promedios de longitud total y peso total (\pm DE) entre temporadas de capturas de *H. colliei* por machos y hembras. Letras diferentes indican que los promedios totales son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre años.

Año	n	LT (cm)	PT (g)
2015			
Macho	1	39.7	272
Hembra	21	48.6 \pm 3.0	577.1 \pm 81.2
Total	22	48.2 \pm 3.5 ^a	563.2 \pm 102.5 ^a
2016			
Macho	0	-	-
Hembra	9	45.9 \pm 5.5	468.7 \pm 153.6
Total	9	45.9 \pm 5.5 ^{a,b}	468.7 \pm 153.6 ^a
2017			
Macho	48	41.2 \pm 1.9	297.5 \pm 67.0
Hembra	31	46.7 \pm 3.3	497.0 \pm 121.0
Total	79	43.3 \pm 3.7 ^b	373.4 \pm 131.8 ^b

\pm DE= desviación estándar

7.2 Humedad en tejidos

Se analizaron un total de 109 músculos y 102 hígados de los ejemplares de *H. colliei*, de 21 ejemplares del 2015, 9 del 2016 y 79 del 2017. El porcentaje promedio de humedad en músculo fue $82.07 \pm 5.65\%$ (58.7-91.1%) y $55.3 \pm 8.64\%$ en hígado (26.9%-68.4%). La humedad en músculo e hígado fueron diferentes ($t=18.927$, $p < 0.05$). En lo que respecta a las diferencias en el porcentaje de humedad por años (Tabla 4), en músculo se obtuvieron diferencias entre 2015 con respecto al 2016 y 2017 ($p < 0.05$). En el hígado se encontraron diferencias entre 2015 y 2017 ($p > 0.05$).

Tabla 4. Porcentajes promedio de humedad (% \pm desviación estándar) en los tejidos de *H. colliei*. Letras distintas indican que son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre años para un mismo tejido.

Tejido	2015	2016	2017
Músculo	73.9 \pm 5.7 ^a	80.7 \pm 3.7 ^b	84.5 \pm 3.3 ^c
Hígado	50.8 \pm 17.3 ^a	56.4 \pm 6.4 ^{ab}	60.5 \pm 9.4 ^b

7.3 Concentración de metales en tejidos

7.3.1 Concentración promedio general

7.3.1.1 Cobre

Las concentraciones de Cu en el músculo de *H. colliei* variaron de 0.06 a 0.46 mg kg⁻¹ (ph) y en el hígado de 1.49 a 11.47 mg kg⁻¹. Hay diferencias significativas ($t=23.854$, $p < 0.05$) entre tejidos (Fig. 6).

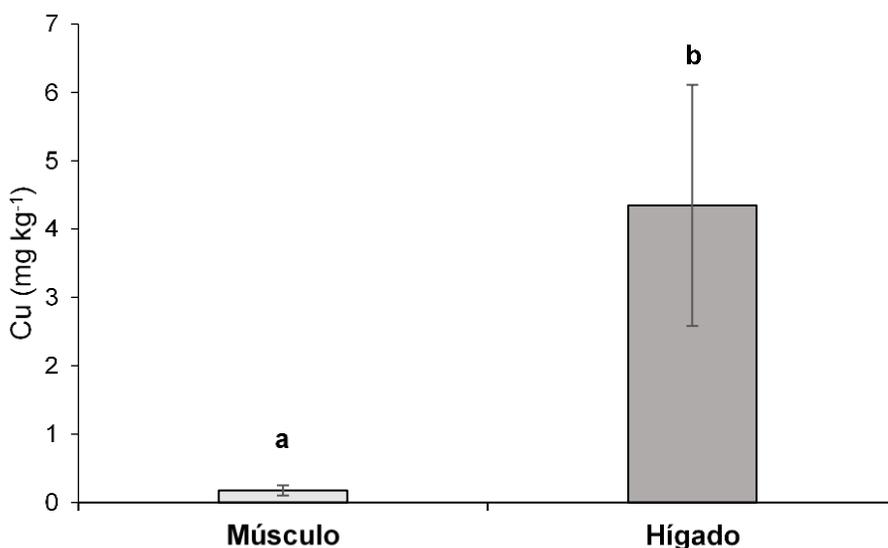


Figura 6. Concentración promedio de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo e hígado de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre los tejidos.

Los especímenes machos presentaron una concentración de Cu en músculo entre los 0.06 a 0.46 mg kg⁻¹, mientras las hembras de 0.07 a 0.35 mg kg⁻¹. En el hígado, el Cu varió de 2.08 a 11.47 en machos y de 1.49 a 9.99 mg kg⁻¹ en hembras. Al realizar un ANOVA de dos vías, se encontró diferencia significativa para tejido

($F=615.7004$, $p<0.05$), pero no para sexo ($p>0.05$). Se encontró una diferencia significativa en Cu en músculo para sexo ($t=3.067$, $p<0.05$; Fig. 7).

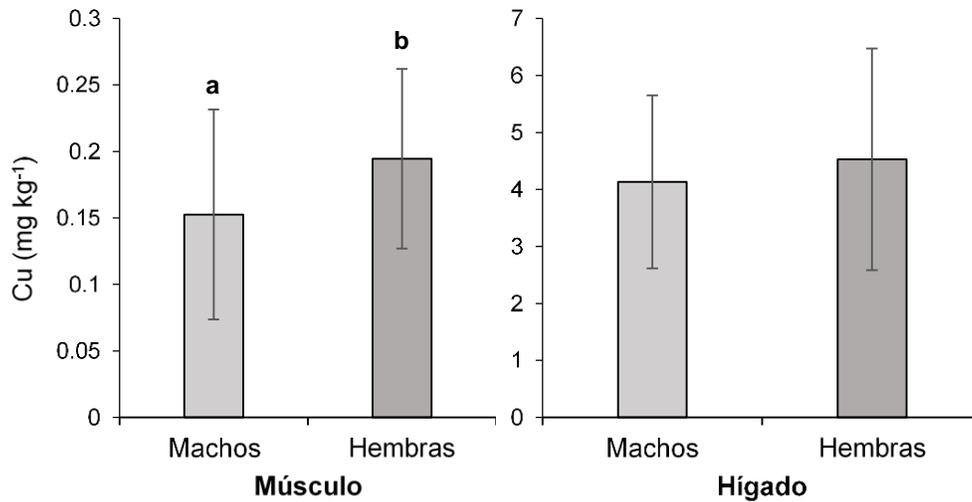


Figura 7. Concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo (izquierda) e hígado (derecha) de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p<0.05$) distintas entre machos y hembras en el mismo tejido.

La concentración de Cu en músculo presentó una correlación significativa ($r=0.272$, $p<0.05$) con la LT y el PT ($r=0.312$, $p<0.05$; Fig. 8). En el hígado se encontró una correlación significativa entre el PT y concentración de Cu ($r=0.25$, $p<0.05$; Fig. 9), pero no para la LT.

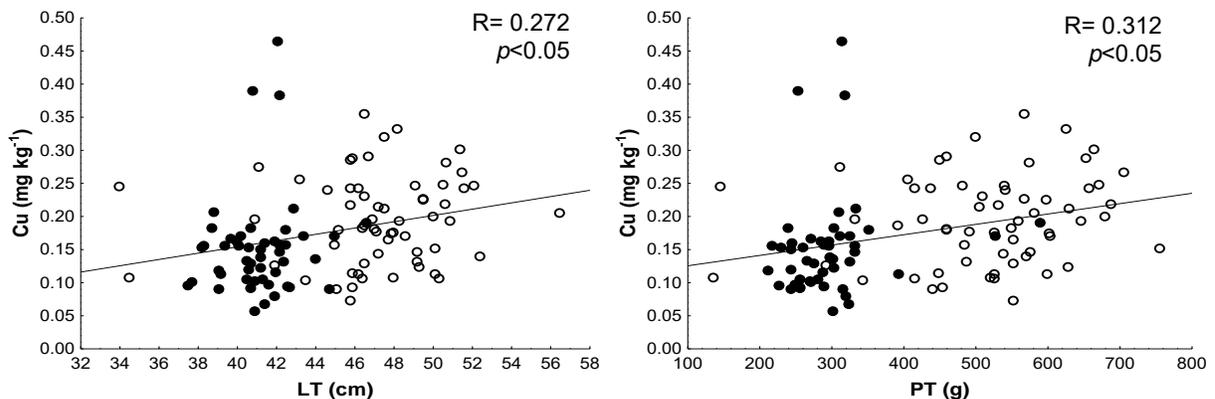


Figura 8. Correlación de la concentración de Cu en músculo con respecto a la LT (cm) y PT (g) de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

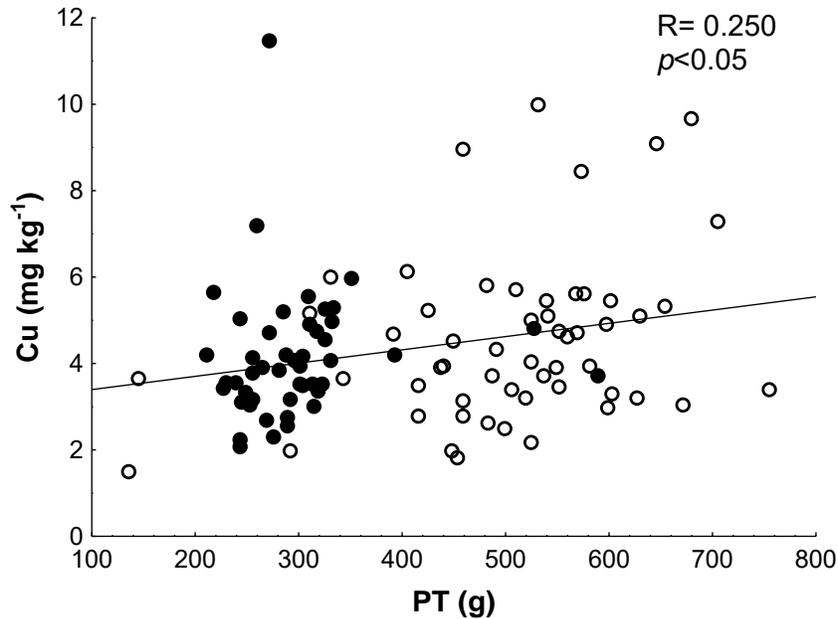


Figura 9. Correlación de la concentración de Cu en hígado con respecto al PT (g) de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

7.3.1.2 Zn

Las concentraciones de Zn (ph) en músculo variaron entre 2.18 y 17.51 mg kg⁻¹ y, el hígado presentó un intervalo de 5.43 a 28.94 mg kg⁻¹. Se encontró una diferencia significativa entre hígado y músculo ($t=9.503$, $p<0.05$) (Fig. 10).

El Zn en músculo varió desde 2.18 a 9.06 mg kg⁻¹ en machos y entre 2.63 y 17.51 mg kg⁻¹ en hembras. En el hígado, el Zn varió desde 5.43 y 28.94 en machos 7.15 a 22.97 mg kg⁻¹ en hembras. Se encontró una diferencia significativa entre tejidos ($F=102.791$, $p<0.05$) y sexo ($F=29.927$, $p<0.05$). En el músculo, machos y hembras presentaron diferencias significativas ($t=5.796$, $p<0.05$; Fig. 11).

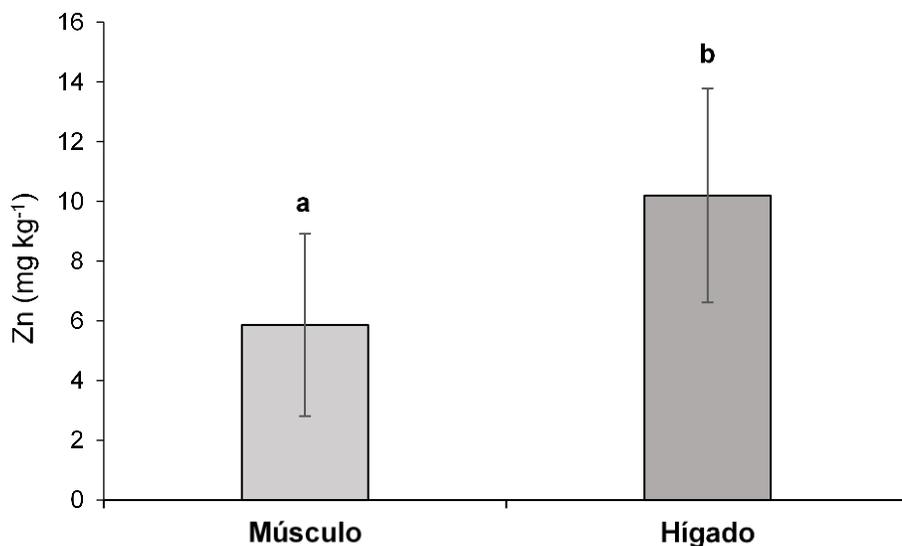


Figura 10. Concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo e hígado de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre los tejidos.

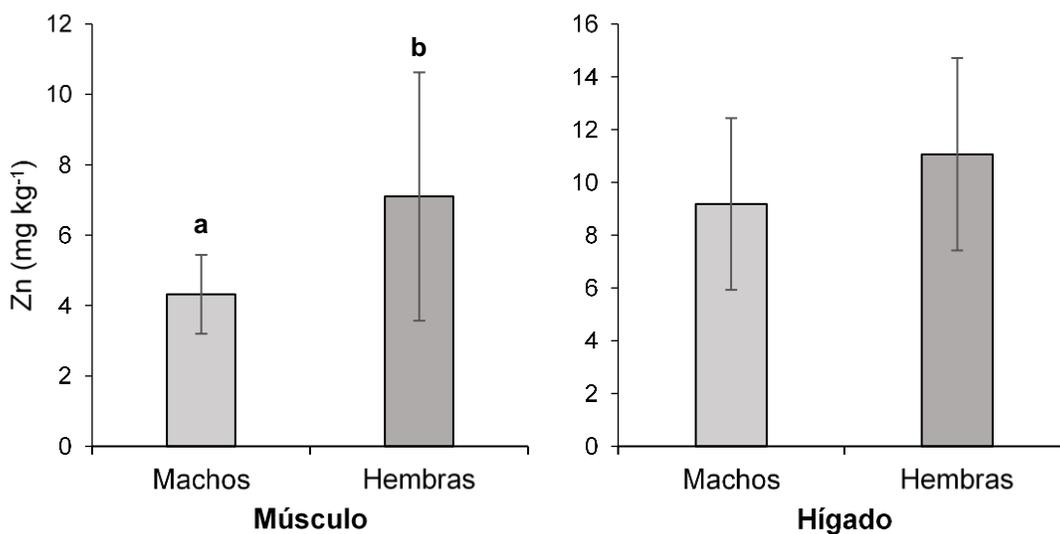


Figura 11. Concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo (izquierda) e hígado (derecha) de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre machos y hembras en el mismo tejido.

La correlación de Zn en músculo fue significativa en relación con LT ($r = 0.438$, $p < 0.05$) y PT ($r = 0.466$, $p < 0.05$; Fig. 12). Para el caso del hígado, no se presentó

una correlación significativa con LT ($p>0.05$), pero si con PT ($r=0.266$, $p<0.05$; Fig. 13).

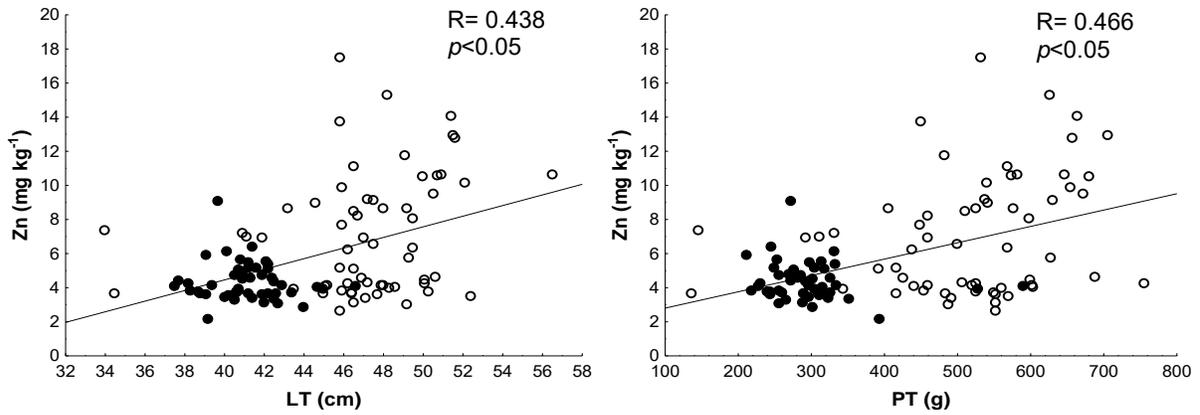


Figura 12. Correlación de la concentración de Zn en músculo con respecto a la LT (cm) y PT (g) de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

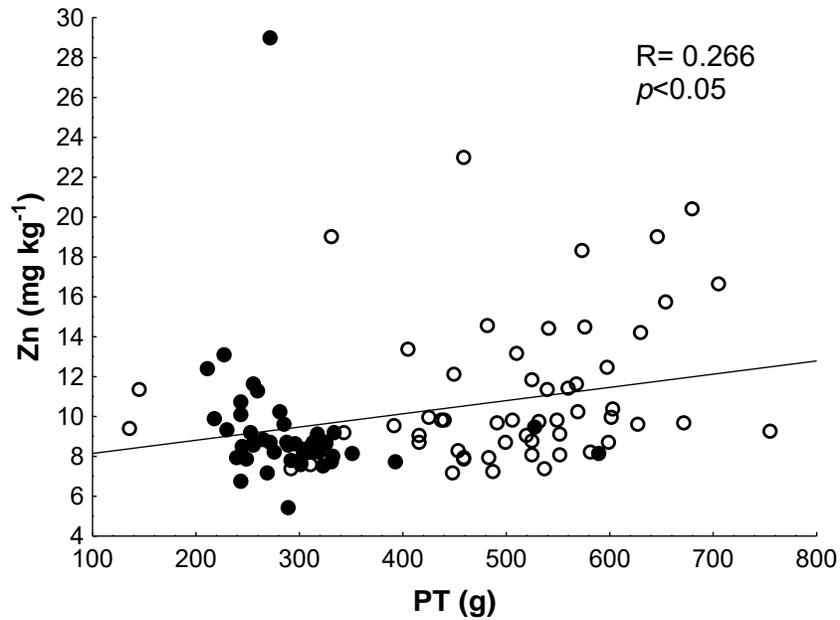


Figura 13. Correlación de la concentración de Zn en hígado con respecto al PT (g) de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

7.3.1.3 Cadmio

Las concentraciones de Cd (ph) en músculo, variaron entre los 0.004 – 0.089 mg kg⁻¹ y en hígado entre los 0.20 – 3.58 mg kg⁻¹. Las concentraciones fueron mayores en el hígado que en músculo ($t=16.319$, $p<0.05$) (Fig. 14).

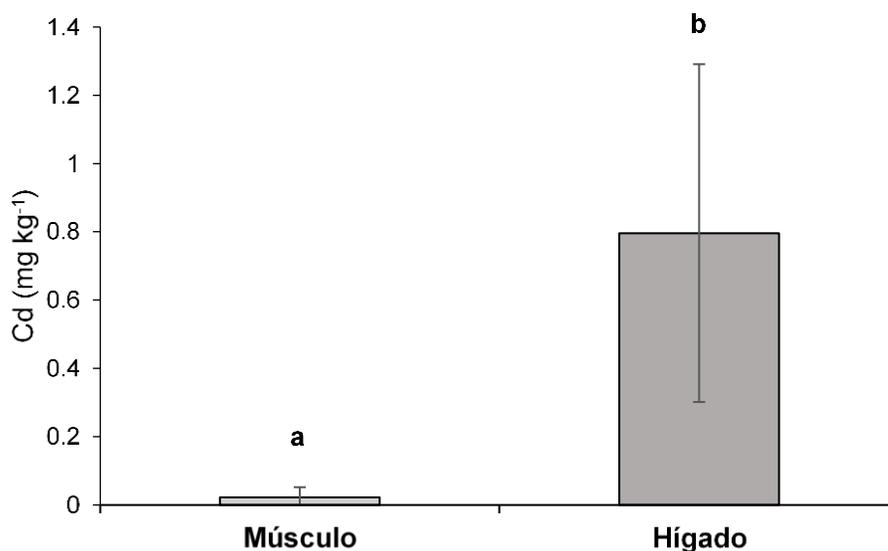


Figura 14. Concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo e hígado de *H. collicii*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p<0.05$) distintas entre los tejidos.

La concentración de Cd en músculo para machos varió entre 0.01 a 0.09 mg kg⁻¹ y en hembras de 0.004 a 0.08 mg kg⁻¹. En el caso del hígado, los machos presentaron un intervalo de concentración de 0.20 a 3.58 mg kg⁻¹ y las hembras de 0.24 a 1.59 mg kg⁻¹. De acuerdo a la prueba ANOVA de dos vías, se encontraron diferencias significativas entre tejidos ($F=2623.0567$, $p<0.05$), pero no para sexo ($p>0.05$; Fig.15).

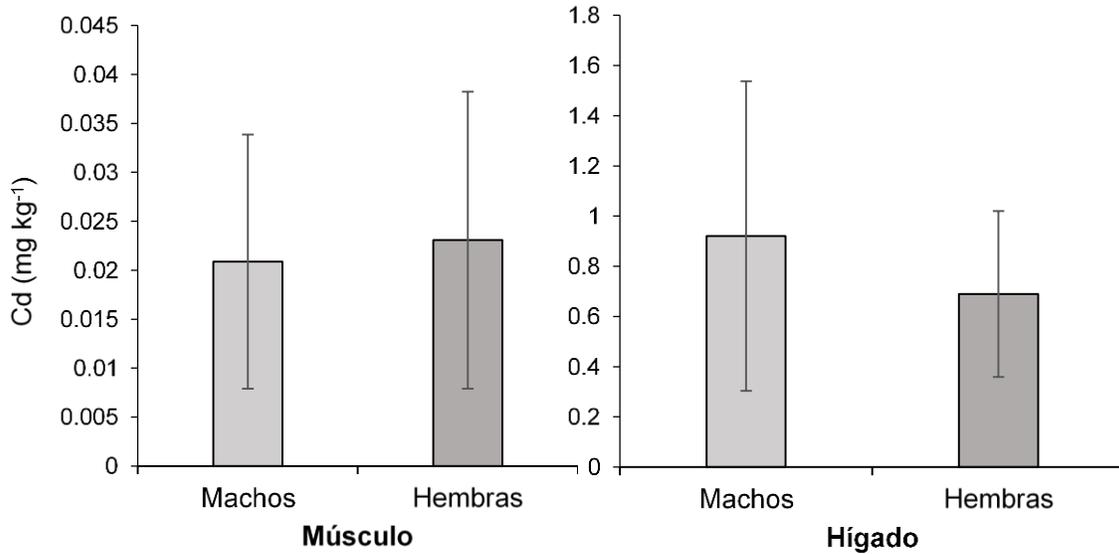


Figura 15. Concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo (izquierda) e hígado (derecha) de *H. colliei*. No se encontraron diferencias significativas entre sexo por tejido.

Las concentraciones de Cd en músculo y en hígado, no presentaron correlaciones significativas en relación a LT y PT ($p > 0.05$).

7.3.1.4 Plomo

La concentración de Pb (ph) en músculo varió desde 0.008 a 0.090 mg kg⁻¹ y en hígado de 0.009 a 0.270 mg kg⁻¹. El Pb en hígado presentó mayor concentración que en músculo ($t=4.7433$, $p < 0.05$) (Fig. 16).

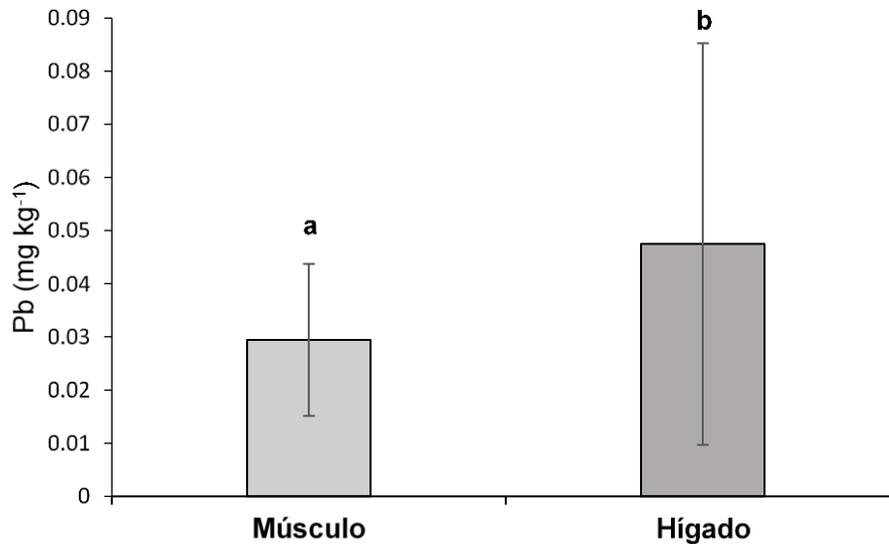


Figura 16. Concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo e hígado de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre los tejidos.

En los machos, las concentraciones de Pb variaron entre los 0.01 y 0.07 mg kg⁻¹ en machos y entre 0.01 y 0.09 mg kg⁻¹ en hembras. En hígado, los machos presentaron un intervalo de concentración de 0.01 a 0.16 mg kg⁻¹ y las hembras entre 0.02 a 0.27 mg kg⁻¹. Se encontró diferencia significativa entre tejidos ($F=32.7291$, $p < 0.05$), pero no entre sexos ($p > 0.05$). En el músculo se encontró diferencia significativa entre machos y hembras ($t= 2.741$, $p < 0.05$; Fig.17).

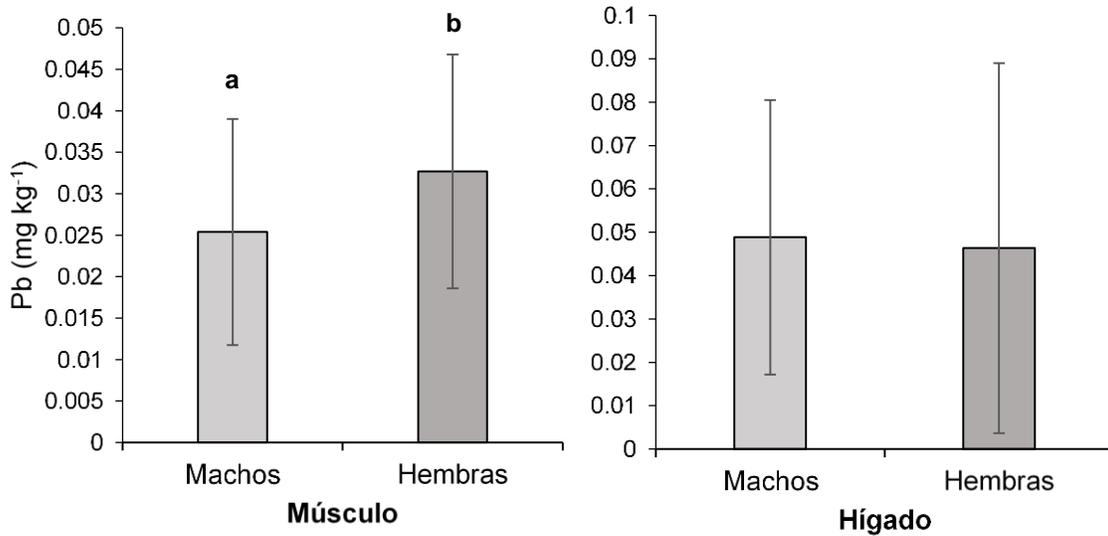


Figura 17. Concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo (izquierda) e hígado (derecha) de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre machos y hembras en el mismo tejido.

La concentración de Pb en músculo presentó una correlación significativa con LT ($r = 0.196$, $p < 0.05$) y PT ($r = 0.237$, $p < 0.05$; Fig. 18). Mientras que en el hígado no se encontró correlación significativa con ninguna de las variables biológicas.

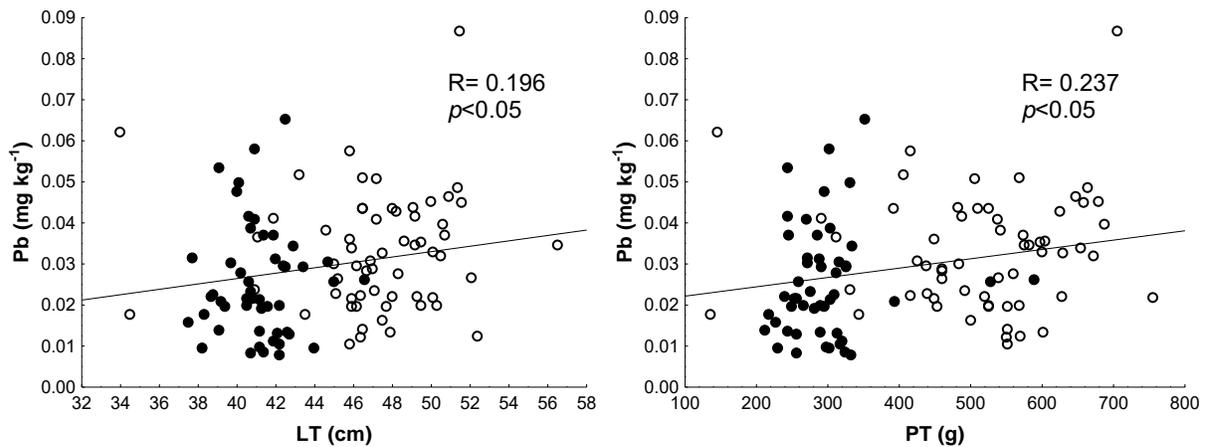


Figura 18. Correlación de la concentración de Pb en músculo con respecto a la LT (cm) y PT (g) de *H. colliei*; ●=machos, ○=hembras.

7.3.1.5 Arsénico

Las concentraciones de As (ph) en músculo variaron desde 4.75 a 37.92 mg kg⁻¹. En hígado, variaron entre 7.17 hasta 82.98 mg kg⁻¹. Se encontró diferencia significativa entre músculo e hígado ($t=5.5673$, $p<0.05$) (Fig. 19).

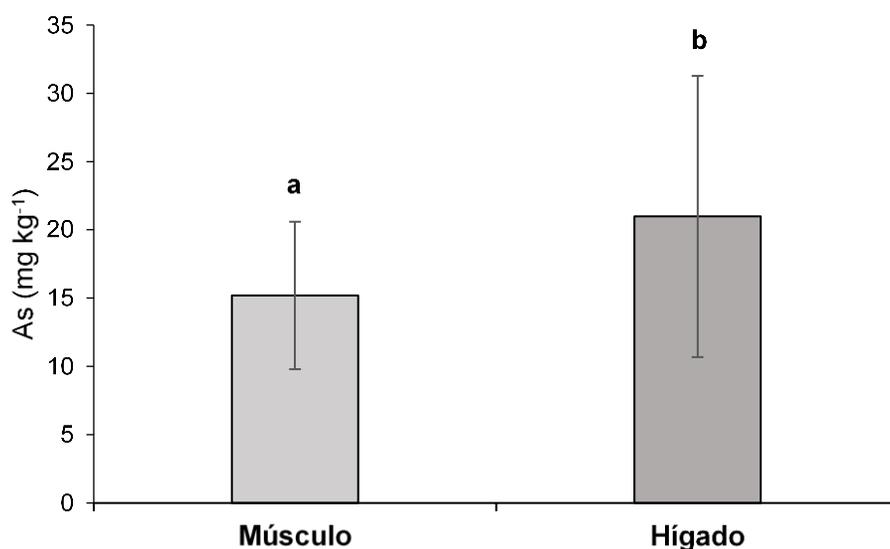


Figura 19. Concentración de As, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo e hígado de *H. colliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p<0.05$) distintas entre los tejidos.

La concentración de As en músculo para machos varió entre 5.99 a 27.11 mg kg⁻¹ y en hembras de 4.75 a 37.92 mg kg⁻¹. En hígado, los machos variaron de 7.17 a 82.98 mg kg⁻¹ y en hembras de 7.85 a 54.32 mg kg⁻¹. Al realizar prueba de ANOVA se encontró una diferencia significativa entre tejidos ($F=26.943$, $p<0.05$), pero no entre sexos ($p>0.05$). En músculo se encontró una diferencia significativa entre machos y hembras ($t= 2.998$, $p<0.05$; Fig. 20).

Las concentraciones de As en músculo y en hígado no presentaron correlación significativa con PT o LT ($p>0.05$).

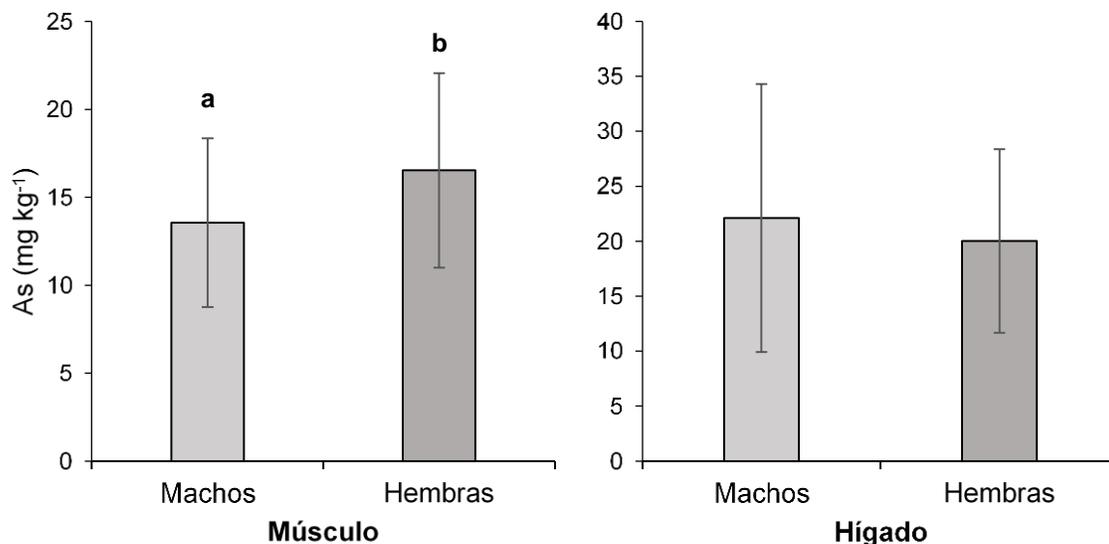


Figura 20. Concentración de As, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo (izquierda) e hígado (derecha) de *H. coliei*. Letras diferentes indican concentraciones significativamente ($p < 0.05$) distintas entre machos y hembras en el mismo tejido.

7.3.2 Correlaciones entre elementos y tejidos

Las correlaciones de Cu, Zn, Cd, Pb y As en el músculo e hígado se muestran en la Tabla 5, con los valores de Pearson y de probabilidad (p).

Tabla 5. Correlaciones generales (Pearson) entre Cu, Zn, Cd, Pb, As y tejidos.

	Cu-M	Cu-H	Zn-M	Zn-H	Cd-M	Cd-H	Pb-M	Pb-H	As-M	As-H
Cu-M	--	0.32**	0.48**	0.31**	0.39**	0.23*	0.20*	-0.27**	0.23*	--
Cu-H	0.32**	--	0.54**	0.80**	0.25*	0.47**	0.27**	--	--	0.44**
Zn-M	0.48**	0.54**	--	0.54**	0.38**	--	0.45**	--	0.27*	--
Zn-H	0.31**	0.80**	0.54**	--	0.26**	0.40**	0.20*	--	--	0.58**
Cd-M	0.39**	0.25*	0.38**	0.26**	--	0.33**	0.35**	--	--	--
Cd-H	0.23*	0.47**	--	0.40**	0.33**	--	--	--	--	0.58**
Pb-M	0.20*	0.27**	0.45**	0.20*	0.35**	--	--	--	--	--
Pb-H	-0.27**	--	--	--	--	--	--	--	--	--
As-M	0.23*	--	0.24*	--	--	--	--	--	--	0.24*
As-H	--	0.44**	--	0.58**	--	0.58**	--	--	0.24*	--

M= Músculo; H= Hígado; -- No significativas; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

7.3.3 Concentración de elementos por año de captura

Durante los años 2015 y 2016, el número de muestras no permite realizar pruebas estadísticas para comparar las concentraciones de elementos entre machos y hembras (1 macho en 2015; sin machos en 2016). Por lo que se realizaron comparaciones únicamente con el año 2017, el cuál presentó un total de 48 machos y 31 hembras.

En el año 2015, en músculo se presentó un intervalo de concentración (mg kg^{-1} , ph) de Cu de 0.07 a 0.35, Zn de 2.62 a 15.30, Cd de 0.004 a 0.07, Pb de 0.01 a 0.08, y As de 4.77 a 23.86. Para el caso del hígado, las concentraciones mínimas y máximas de Cu fueron 3.70 y 11.47 mg kg^{-1} , Zn de 7.38 a 28.94 mg kg^{-1} , Cd de 0.23 a 3.58 mg kg^{-1} , Pb de 0.01 a 0.07 mg kg^{-1} y As de 8.73 a 82.97 mg kg^{-1} (Tabla 6).

En 2016, las concentraciones mínimas y máximas (ph) de los elementos analizados en el músculo, fueron: Cu 0.12 a 0.24 mg kg^{-1} , Zn de 3.11 a 10.12 mg kg^{-1} , Cd de 0.01 a 0.04 mg kg^{-1} , Pb de 0.01 a 0.06 mg kg^{-1} , y As de 9.25 a 24.63 mg kg^{-1} . En hígado, el Cu varió de 3.01 a 5.97 mg kg^{-1} , Zn de 7.94 a 18.99 mg kg^{-1} , Cd de 0.47 a 1.56 mg kg^{-1} , Pb de 0.023 a 0.048 mg kg^{-1} y As de 14.33 a 45.95 mg kg^{-1} (Tabla 6).

En 2017, el rango de concentraciones en el músculo (ph) para el Cu fue entre 0.05 y 0.46 mg kg^{-1} , Zn de 2.17 a 17.51 mg kg^{-1} , Cd de 0.01 a 0.089 mg kg^{-1} , Pb de 0.01 a 0.065 mg kg^{-1} y As de 4.75 a 37.91 mg kg^{-1} . En hígado, el Cu presentó una concentración que varió desde 1.49 a 9.99 mg kg^{-1} , Zn de 5.43 a 13.05 mg kg^{-1} , Cd de 0.20 a 3.04 mg kg^{-1} , Pb de 0.01 a 0.27 mg kg^{-1} y As de 7.16 a 43.88 mg kg^{-1} (Tabla 6).

Tabla 6. Concentraciones promedio (\pm desviación estándar) de Cu, Zn, Cd, Pb y As en músculo e hígado de *H. colliei* por año de captura.

Tejido	Cu	Zn	Cd	Pb	As
Año	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)
Músculo					
2015	0.23 \pm 0.06 ¹	10.22 \pm 2.66 ¹	0.03 \pm 0.01 ¹	0.04 \pm 0.01 ¹	15.45 \pm 4.71 ¹
2016	0.21 \pm 0.04 ¹	7.24 \pm 2.05 ²	0.02 \pm 0.01 ^{1,2}	0.03 \pm 0.01 ^{1,2}	17.67 \pm 4.91 ¹
2017	0.15 \pm 0.06 ²	4.48 \pm 1.78 ³	0.02 \pm 0.01 ²	0.03 \pm 0.01 ²	14.83 \pm 5.61 ¹
Hígado					
2015	6.40 \pm 2.31 ¹	15.58 \pm 5.27 ¹	0.92 \pm 0.75 ¹	0.03 \pm 0.01 ¹	25.24 \pm 18.35 ¹
2016	4.41 \pm 1.22 ²	11.43 \pm 3.22 ²	0.77 \pm 0.32 ¹	0.03 \pm 0.01 ¹	23.16 \pm 9.74 ¹
2017	3.87 \pm 1.30 ²	8.84 \pm 1.26 ³	0.77 \pm 0.43 ¹	0.05 \pm 0.04 ¹	19.73 \pm 7.28 ¹
Total					
Músculo	0.17 \pm 0.07 ^a	5.86 \pm 3.05 ^a	0.022 \pm 0.01 ^a	0.02 \pm 0.01 ^a	15.19 \pm 5.40 ^a
Hígado	4.34 \pm 1.76 ^b	10.19 \pm 3.57 ^b	0.79 \pm 0.49 ^b	0.04 \pm 0.03 ^b	20.98 \pm 10.29 ^b

Diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de tejidos; distinto superíndice numérico indica diferencias significativas ($p < 0.05$) de los tejidos entre años.

En 2017, las concentraciones de Cu, se encontraron entre los 0.05 a 0.46 mg kg⁻¹ (peso húmedo) en músculo y, de 1.49 a 9.99 mg kg⁻¹ en hígado. En el músculo, los machos promediaron 0.15 \pm 0.01 mg kg⁻¹, las hembras 0.16 \pm 0.01 mg kg⁻¹. En hígado, los machos promediaron 3.97 \pm 0.15 mg kg⁻¹ y las hembras de 3.72 \pm 0.29 mg kg⁻¹. No se encontraron diferencias significativas entre machos y hembras por tejidos ($p > 0.05$).

Las concentraciones de Zn en músculo variaron entre los 2.18 y 17.51 mg kg⁻¹, y en hígado de 5.43 a 13.06 mg kg⁻¹. Para músculo, los machos presentaron una media de Zn de 4.22 \pm 0.13 mg kg⁻¹, las hembras 4.90 \pm 0.47 mg kg⁻¹. En hígado, los machos

promediaron $8.75 \pm 0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras $8.98 \pm 0.19 \text{ mg kg}^{-1}$. No existieron diferencias entre machos y hembras por tejido ($p > 0.05$).

Los niveles de Cd en 2017 variaron entre los 0.01 y 0.09 mg kg^{-1} en músculo, y de 0.20 a 3.04 mg kg^{-1} en hígado. Para el caso de músculo en machos, se presentó una media de $0.021 \pm 0.001 \text{ mg kg}^{-1}$ y en hembras $4.90 \pm 0.47 \text{ mg kg}^{-1}$. En hígado, los machos promediaron $8.75 \pm 0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras $8.99 \pm 0.19 \text{ mg kg}^{-1}$. Se encontró diferencia significativa entre sexos en hígado, mayor Cd en hígado de machos ($t=2.3449$; $p < 0.05$).

Las concentraciones de Pb en músculo en 2017 variaron desde 0.01 a 0.06 mg kg^{-1} y en hígado de 0.01 a 0.27 mg kg^{-1} . En músculo, los machos promediaron $0.02 \pm 0.001 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras $0.03 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$. En hígado, los machos mostraron un promedio de $0.05 \pm 0.004 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras de $0.06 \pm 0.01 \text{ mg kg}^{-1}$. No se encontraron diferencias significativas entre los individuos de diferente sexo en ninguno de los tejidos ($p > 0.05$).

Finalmente, el As en músculo en 2017 varió de 4.75 a 37.91 mg kg^{-1} y en hígado de 7.17 a 43.88 mg kg^{-1} . Para músculo, los machos promediaron $13.34 \pm 0.66 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras $17.22 \pm 1.15 \text{ mg kg}^{-1}$. Se encontró diferencia significativa en As en músculo, siendo mayor en hembras ($t=2.9174$, $p < 0.05$).

8. Discusión

8.1 Biometrías

Las tallas reportadas de *H. colliei* en algunos estudios han sido distintas entre sí, dependiendo de la ubicación geográfica (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015). En la costa de California, EUA, se ha registrado una talla mínima de 4.1 cm en hembras y 4.6 cm en machos SVL, la talla mínima es cercana a la de su nacimiento. Los máximos en hembras se han reportado en 28.3 cm SVL (63.3 cm LT) y en machos de 20.8 SVL (49.6 cm LT) (Barnett *et al.*, 2009).

En las costas de British Columbia, se han registrado tallas mayores de 69 cm de longitud precaudal (PCL, por sus siglas en inglés) para las hembras y 67 cm para los machos (King y Mcphie, 2015). La madurez sexual del 50% de los organismos se estima entre los 30.2 cm para machos y 39.3 cm (PCL) para hembras (King y Mcphie, 2015), pero se han encontrado tallas mínimas de 14.9 cm para machos y 19 cm (SVL) para hembras (Barnett *et al.*, 2009). Los promedios anuales de *H. colliei* obtenidos en este estudio, sugieren que son individuos adultos que alcanzaron la madurez sexual y presentaron diferencias significativas entre machos y hembras con respecto a la LT (Tabla 1).

Algunos trabajos han registrado diferencias en la talla de hembras y machos de *H. colliei* (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015). Las hembras requieren mayores longitudes y tiempo para alcanzar la madurez sexual, lo cual podría explicar sus diferencias entre tamaño. Sin embargo, se han señalado diferencias en el crecimiento y madurez en las distintas regiones de estudios (costas de California y British Colombia) de la quimera *H. colliei* (Barnett *et al.*, 2009; King y Mcphie, 2015). Al comparar los resultados del presente estudio con los de Barnett *et al.* (2009), se señala una madurez del 50% de individuos machos en 15.72 cm y hembras en 20.28 cm SVL. El 59.2% de los machos y 37.7% de las hembras de este estudio se encontrarían cercanas o en la madurez. Las quimeras capturadas en el norte del GC presentaron menores medidas de longitud SVL que las presentes en la Costa de California (Barnett *et al.*, 2009).

Otro factor que puede influir en las tallas es la profundidad. Se ha reportado que quimeras de tamaños mayores se encuentran en aguas menos profundas (Barnett *et al.*, 2009). Sin embargo, hay una aparente dependencia de la temporada calor-frío; en temporadas frías existe movimiento de *H. colliei* hacia aguas menos profundas y en cálidas a aguas más profundas (Barnett *et al.*, 2009). Así mismo, se ha observado un movimiento a aguas más profundas durante el día y a menos profundas durante la noche (King y Mcphie, 2015). Es importante señalar que las muestras recolectadas en este estudio provienen de la pesca incidental, por lo que existe un posible sesgo en su captura y puede no representar la población del norte del GC.

8.2 Concentración de metales

Las diferencias en las concentraciones de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Cd, Pb y As), se basan en el funcionamiento biológico del organismo y características bioquímicas que tiene cada elemento (Torres *et al.*, 2010), además de la exposición a dichos elementos (concentración, especie química, etc.). El hígado fue el principal bioacumulador de los elementos en este estudio, tanto esenciales como no esenciales, probablemente debido a que este órgano metaboliza las sustancias que llegan por vía sanguínea, y realiza funciones tanto hepáticas como pancreáticas, captando, almacenando y desintoxicando los contaminantes que llegan al organismo (Torres *et al.*, 2010).

En los organismos marinos el hígado es el órgano homeostático en el metabolismo del Cu. El Cu que entra a través de la dieta es limpiado de la sangre por el hígado, donde se incorpora ceruloplasmina para el transporte hacia los órganos extrahepáticos, donde es almacenado en forma de complejos Cu-Proteína o excretados por la bilis (Grosell, 2011; Martinez-Finley *et al.*, 2012). Si bien, en peces el hígado presenta una pequeña fracción de masa corporal, típicamente tiene un rango entre 25 a 60% de concentración de Cu en todo el organismo, excediendo a otros órganos con 1 o 2 órdenes de magnitud (Grosell, 2011). Varios estudios han

demostrado la acumulación del Cu en el hígado inyectando Cu radiomarcado, donde el 80% de la dosis inyectada se encontró en el hígado después de 72 h (Grosell *et al.*, 2001). Además, usando radiotrazadores encontraron que el hígado toma casi todo el Cu entrante y el músculo acumula el Cu más “viejo” (Grosell *et al.*, 2001). Estas observaciones son muy similares a los resultados de Cu obtenidos en este estudio, donde el hígado presentó concentraciones mucho más elevadas que en el músculo. Lo cual indica que el Cu recién incorporado sería el que se está acumulando en el hígado de este pez.

El Zn es requerido por una variedad de procesos biológicos básicos incluyendo el metabolismo de proteínas, ácidos nucleicos, carbohidratos y lípidos, además está involucrado en funciones como el sistema inmunológico (Hogstrand, 2011). No existe un órgano especializado para el almacenamiento de Zn en peces, con la excepción del hígado donde hembras lo acumulan para posteriormente redistribuirlo en los ovarios para la incorporación de Zn en el ovocito (Hogstrand, 2011). El Zn es distribuido en distintos tejidos, los contenidos totales de Zn en peces tienen rangos desde los 10 a 40 mg kg⁻¹ ph, donde las mayores concentraciones de Zn se han encontrado en músculo, hueso y piel, que combinadas pueden llegar hasta tener el 60% del Zn total en el cuerpo (Hogstrand, 2011). En este estudio se puede reflejar lo anteriormente mencionado respecto a la diferencia de concentración, donde el hígado presenta concentraciones mayores que en músculo, sin embargo, la diferencia entre los tejidos es mucho menor que en el caso del Cu, debido a que el Zn no tiene un órgano o tejido de almacenamiento principal.

Los elementos no esenciales difieren en cuanto a los esenciales, por la regulación del organismo, ya que es posible que puedan llevarse a cabo procesos de homeostasis o desintoxicación, por lo que los elementos no esenciales suelen encontrarse en menores concentraciones (Wood, 2011). En este estudio, exceptuando al As, las concentraciones de los elementos siguieron un patrón donde Zn>Cu>Cd>Pb, teniendo los elementos esenciales mayores concentraciones que

los no esenciales, lo cual es de esperar en localidades con nula o poca contaminación de estos elementos.

En el caso del Cd, este tiende a ser bioacumulado fácilmente en organismos acuáticos, entrando por el tracto digestivo o branquias y siendo transferido por medio de la circulación a los otros tejidos, acumulándose en casi todos los tejidos y órganos, donde por lo regular el hígado, riñones y branquias tienen niveles relativamente más altos en comparación al músculo (Karaytug *et al.*, 2007; McGeer *et al.*, 2011). El Cd es capaz de remplazar iones de calcio en el organismo, lo que permite que sea rápidamente absorbido por varios órganos internos, especialmente en el hígado en lapsos de tiempo cortos. En tiempos más largos, tiende a ser transportado a los riñones para su almacenamiento (McGeer *et al.*, 2011). Al ser el hígado un órgano acumulador de este metal se esperaba encontrar mayores concentraciones que en músculo, y efectivamente, se cuantificaron niveles de Cd elevados en el hígado de *H. colliei* en comparación al músculo.

El Pb es conocido por su capacidad de bioacumularse en varios tejidos, sin embargo, dependerá de distintos factores como etapa de desarrollo, concentración de Pb, y variabilidad entre población y/o especies (Mager, 2011). Los tejidos que más bioacumulan este elemento en peces, son los huesos, riñones, hígado, branquias e intestinos, sin importar la concentración del ambiente. Típicamente, el músculo presenta menores concentraciones que en hígado, pero ambos tejidos se encuentran en bajos niveles al compararlos con otros tejidos sensibles como huesos y riñones (Mager, 2011). El Pb es capaz de inhibir y remplazar iones de Ca y en menor medida al Fe y Zn, aunque en elasmobranquios, se ha encontrado que también puede afectar al sodio (De Boeck *et al.*, 2010; Mager, 2011). Al comparar con los resultados del estudio, se encontró una mayor concentración en hígado que en músculo, lo cual puede deberse a que el hígado no presenta concentraciones tan elevadas como otros tejidos expuestos, además de la disponibilidad biológica del Pb en el ambiente.

La acumulación de As en peces y otros organismos acuáticos, es un proceso dinámico, complejo y diverso. El grado en el cual se acumula el As en los organismos acuáticos puede variar con la concentración y forma química del As en el agua, nivel trófico, especies y la dieta. Como consecuencia, las concentraciones de As en peces e invertebrados varían considerablemente entre las distintas especies y sitios (McIntyre y Linton, 2011). Por lo tanto, puede existir una gran variación entre las concentraciones de As en los organismos acuáticos.

La gran mayoría de As encontrado en productos de la pesca es en forma orgánica (arsenobetaína, arsenocolina, ácido dimetilarsínico) mientras que las especies inorgánicas As(III), As(V), tienen una fracción menor, aunque en zonas contaminadas puede cambiar la proporción (McIntyre y Linton, 2011). Se han realizado estudios de elasmobranchios en el Mediterráneo, donde las concentraciones de As en tejidos como músculo e hígado, en distintas especies, se situaron desde los 3.27 hasta 79.27 mg kg⁻¹ en músculo y de 0.98 hasta 26.54 mg kg⁻¹ en hígado (Storelli y Marcotrigiano, 2004). Las concentraciones de As en el presente estudio se situaron entre los rangos de 4.75 a 37.92 mg kg⁻¹ en músculo y en hígado de 7.17 a los 82.89 mg kg⁻¹, por lo que las concentraciones resultantes son ligeramente más elevadas, sin embargo, puede explicarse con los factores antes mencionados, entre ellos, la especie y la contaminación aguda pueden ser un factor importante. Fattorini *et al.* (2004), realizaron un estudio en la Bahía de Cienfuegos, Cuba, donde ocurrió contaminación aguda, al liberarse 3.7 toneladas de As de una fábrica de fertilizante situada en la ciudad de Cienfuegos, encontraron elevadas concentraciones de As total en los peces *Carranx latus* y *Lutjanus synagris*, obteniendo concentraciones de hasta 125 mg kg⁻¹ en peso húmedo.

8.3 Correlaciones entre elementos y tejidos

En los elementos esenciales se presentaron correlaciones en músculo para Cu y Zn en relación a LT, sin embargo, no se presentó ninguna correlación para el hígado. Algunos estudios han señalado correlaciones entre la longitud del organismo y las concentraciones de Zn en especies marinas, sin embargo, en la mayoría de los

estudios la correlación es negativa o sin ninguna relación; los aumentos en concentraciones se relacionan principalmente a las concentraciones en el agua (Hogstrand, 2011). La falta de correlaciones puede deberse a que son elementos esenciales y por lo tanto son regulados en procesos metabólicos.

Los metales no esenciales no presentaron correlaciones, a excepción del Cd que presentó una correlación significativa en el músculo con la LT. La falta de correlación con la LT en los metales no esenciales puede deberse a un aumento de los niveles en el medio, donde la bioacumulación supera el crecimiento de la especie (Wood, 2011). El norte del GC es un área que presenta surgencias y está expuesta a escorrentía y descarga de efluentes de acuicultura, además de fuentes hidrotermales, por lo que tiene un rico aporte de nutrientes, sin embargo, no quiere decir que sea un área necesariamente contaminada ya que el hidrotermalismo y los sistemas de surgencias contribuyen con varios de estos elementos (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Estudios sobre las relaciones entre metales pesados indican que el Cd puede interactuar con distintas proteínas con elementos esenciales, tales como el Cu y Zn, provocando una relación entre Cu-Zn-Cd, sin necesidad de competir con el consumo de Ca (McGeer *et al.*, 2011; Hogstrand, 2011). En caso del Pb, este es capaz de sustituir elementos esenciales como el Zn, por lo que se debería mostrar una correlación negativa, pero no fue el caso en este estudio, incluso se encontró una correlación positiva entre Zn-Pb en el músculo (Mager, 2011).

8.4 Concentración de elementos por año de captura

La variabilidad anual de las concentraciones obtenidas con respecto al promedio, fue mínima. Se redujeron las desviaciones estándar y hubo cambio en algunos resultados de las pruebas estadísticas. Los niveles de Cu, Zn y Pb presentaron diferencias entre machos y hembras en el músculo en la concentración promedio general, sin embargo, estas diferencias no se presentaron durante el año 2017. En contraste, los niveles más bajos se presentaron en 2016, con un intervalo menor de

datos. Esto puede deberse directamente a la diferencia en el número de muestras entre años, ya que estos organismos provienen de la pesca incidental, pudiendo esto causar un sesgo. Debido al posible sesgo por el limitado número de muestras en los años 2015 y 2016, se tomará en cuenta solo los resultados del año 2017.

Por sexo, las concentraciones en hembras de Cd en el hígado fueron menores que los machos y para el As en músculo fueron mayores. No existen estudios de *H. colliei* que se enfoquen en las diferencias entre los sexos por su contenido de metales, sin embargo, es posible que existan debido a patrones de segregación entre distintos tamaños, donde tallas superiores se encuentran en profundidades más someras, por lo tanto, debido a que las hembras presentan tamaños típicamente mayores a los machos y se han encontrado organismos desde la plataforma continental hasta profundidades mayores a 900 m en British Colombia (King y Mcphie, 2015), esto puede indicar hábitos alimenticios distintos debido a la variabilidad de presas potenciales (Barnett et al., 2009).

8.5 Comparativo con las normativas internacionales y nacionales

La especie *H. colliei* ubicada en el norte del GC ha sido objeto de un número limitado de estudios. Por ejemplo, Cruz-Acevedo y colaboradores señalan que las concentraciones en relación al Hg, el 21% del músculo de las especies estudiadas excede los 0.5 mg kg⁻¹ y el 7.8% los 1 mg kg⁻¹ sobrepasa los límites de establecidos por Canadá, México y la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Cruz-Acevedo et al., 2019). No existen estudios de los metales Cd, Pb o As, en *H. colliei*, comparándolos con la normatividad.

En México, los límites permitidos para consumo de pescado (ph) son de 0.5 mg kg⁻¹ para el caso del Cd y Pb (DOF, 2011). La OMS establece límites de 0.5 mg kg⁻¹ para Cd y 0.3 mg kg⁻¹ para el Pb (FAO/WHO, 2011). Los límites máximos para consumo de músculo de pescado por la Unión Europea son de 0.05 mg kg⁻¹ para Cd y 0.3 mg kg⁻¹ para Pb (OJEU, 2006). En caso del As, no existen información sobre límites de consumo en tejidos de pescado en la OMS y la Unión Europea,

probablemente porque se asume que la mayoría de contenido de As en peces es en formas orgánicas con baja toxicidad (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Sin embargo, se han establecido límites para el consumo de As total en crustáceos y moluscos en Estados Unidos de 76 y 86 mg kg⁻¹ (FDA, 1993), respectivamente, y en México de 80 mg kg⁻¹ para ambos (DOF, 2011).

Comparando los resultados obtenidos de los metales en músculo con la normativa internacional, el Cd no excedió la normativa de México y la OMS. El 5.5% de las muestras excedieron el límite de 0.05 mg kg⁻¹ impuesto por la Unión Europea. El Pb excedió los límites mexicanos en el 8.25% de las muestras, y un 43.11% de las muestras superaron la normativa internacional (OMS y Unión Europea). En el caso del As, no excedió la normativa de México y Estados Unidos, sin embargo, esta es considerada para crustáceos y moluscos.

8.6 Comparación con otros condriictios

Los estudios sobre los niveles de Cu, Zn, Cd, Pb y As son nulos en la quimera *H. colliei*, sin embargo, existen estudios de este tipo en otros condriictios que habitan en el GC.

La concentración de Cu en la *H. colliei* en este estudio presentó menores niveles en músculo, que las reportadas en otras especies como *Rhizoprionodon longurio* (Frías-Espericueta *et al.*, 2014), *Sphyrna lewini* (Mora-Carrillo, 2015), *Rhincodon typus* (Pancaldi *et al.*, 2019) y algunos batoideos (Bezerra *et al.*, 2019). Sin embargo, en caso del hígado, *H. colliei* presentó mayores concentraciones de Cu que las especies comparadas *R. longurio*, *S. lewini* y *R. typus*, pero menor concentración a los batoideos (Tabla 7).

Para la concentración de Zn en músculo, *H. colliei* presentó mayores concentraciones que especies como *R. longurio* (Frías-Espericueta *et al.*, 2014) y *S. lewini* (Mora-Carrillo, 2015), pero menores a *R. typus* (Pancaldi *et al.*, 2019) y batoideos (Bezerra *et al.*, 2019). Para el hígado, la concentración de Zn fue superior

en la *H. colliei* que en las especies *R. longurio*, *S. lewini* y *R. typus*, solo los batoideos presentaron concentraciones de Zn superiores al *H. colliei* en hígado (Tabla 7).

Tabla 7. Concentraciones de elementos esenciales (mg kg⁻¹, peso húmedo) en diferentes especies de la clase condrictios del Golfo de California. Los resultados se presentan por promedio (± desviación estándar).

Tejido	NT	Cu	Zn
Músculo			
¹ <i>Rhizoprionodon longurio</i> ^a			
Hembras	4.2	0.21 ± 0.04	3.04 ± 0.41
² <i>Sphyrna lewini</i> ^a			
	4.1	0.28 ± 0.05	3.05 ± 0.39
³ Batoideos*			
	-	0.74 ± 0.43	7.20 ± 2.80
⁴ <i>Rhincodon typus</i>			
	3.6	0.92	8.49
⁵ <i>H. colliei</i>			
	3.7	0.17 ± 0.07	5.86 ± 3.05
Hígado			
¹ <i>R. longurio</i> ^a			
Hembras	4.2	1.08 ± 0.33	5.61 ± 1.87
² <i>S. lewini</i> ^a			
	4.1	1.76 ± 1.18	8.07 ± 2.86
³ Batoideos*			
	-	5.24 ± 5.51	14.4 ± 6.2
⁴ <i>R. typus</i>			
	3.6	1.59	9.52
⁵ <i>H. colliei</i>			
	3.7	4.34 ± 1.76	10.19 ± 3.57

NT= Nivel trófico (FishBase, 2021); *= promedios de múltiples especies de batoideos a nivel global, según el estudio; ^aDatos convertidos a peso húmedo utilizando promedios de humedad de este estudio; ¹Frías-Espéricueta *et al.* (2014), ²Mora-Carrillo (2015), ³Bezerra *et al.* (2019), ⁴Pancaldi *et al.* (2019), ⁵Este estudio.

El Cd presentó mayores concentraciones en músculo en las especies de *Alopias pelagicus* (Lara *et al.*, 2020) y los batoideos (Bezerra *et al.*, 2019) en comparación a *H. colliei* de este estudio, mientras que fue menor en las especies *R. longurio* (Frías-Espéricueta *et al.*, 2014) y *S. lewini* (Mora-Carrillo, 2015). Para el caso del hígado, la especie *R. longurio* presentó concentraciones similares a la *H. colliei*,

pero fueron mayores en caso de la *A. pelagicus* y menores en la *S. lewini* y batoideos en comparación a la *H. colliei* (Tabla 8).

Para la concentración de Pb en músculo, el tiburón *R. longurio* (Frías-Espericueta *et al.*, 2014) y los batoideos (Bezerra *et al.*, 2019) presentaron mayores concentraciones que la *H. colliei*, mientras que la *S. lewini* (Mora-Carrillo, 2015) tuvo una menor concentración. Para el hígado, *S. lewini* presentó concentración similar a la *H. colliei* y los batoideos mostraron concentraciones superiores en promedio (Tabla 8).

Las concentraciones de As en músculo, la especie *Rhinoptera steindachneri* (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009) tuvo rangos amplios de concentración y los niveles de As en *H. colliei* se encontraron dentro de entre este rango. El tiburón martillo *S. lewini* (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021b) mostró concentraciones menores a la *H. colliei* y los batoideos (Bezerra *et al.*, 2019) mayores concentraciones. Para el hígado, las concentraciones de As de la *R. steindachneri*, los batoideos y la *S. lewini*, fueron menores que el organismo de estudio la *H. colliei* (Tabla 8).

Las diferencias entre las concentraciones de elementos de los condriictios que habitan en el GC, pueden deberse a las diferencias de biología e historia de vida de las especies, tales como su tasa de acumulación-excreción, zonas y tipo de alimentación o/y la migración de la especie. Por ejemplo, *R. typus* es una especie altamente migratoria que se distribuye de manera global por todas las zonas tropicales, alimentándose de plancton y necton pequeño (Froese y Pauly, 2021b). El tiburón *S. lewini* se distribuye de manera similar a *R. typus* pero con menor migración y se alimenta de peces cefalópodos y teleósteos pero además de otros tiburones (Froese y Pauly, 2021c). Mientras que *H. colliei* cuenta con una población aislada en el norte del GC y distribuida a lo largo de la costa este del Océano Pacífico, alimentándose de moluscos, crustáceos y peces (Froese y Pauly, 2021a). Por esto último, se puede considerar que tiene una ventaja esta especie ya que sus

niveles reflejan en menor o mayor medida las condiciones ambientales para estos elementos en el alto golfo.

Tabla 8. Concentraciones de elementos no esenciales (mg kg^{-1} , peso húmedo) en diferentes especies de la clase condrictios del Golfo de California. Los resultados se presentan por rango o promedio (\pm desviación estándar) según la literatura.

Tejido/especie	NT	Cd	Pb	As
Músculo				
¹ <i>Rhinoptera steindachneri</i> ^a	3.6	-	-	0.90 – 17.79
² <i>R. longurio</i> ^a Hembras	4.2	0.005 \pm 0.005	0.89 \pm 1.05	-
³ <i>S. lewini</i> ^a	4.1	0.004 \pm 0.002	0.01 \pm 0.01	-
⁴ Batoideos*	-	0.06 \pm 0.06	0.31 \pm 0.24	20.9 \pm 19.6
⁵ <i>Alopias pelagicus</i>	4.5			
Macho		0.12 \pm 0.13	-	-
Hembra		0.28 \pm 0.18	-	-
⁶ <i>S. lewini</i>	4.1	-	-	10.10 \pm 2.10
⁷ <i>H. colliei</i>	3.7	0.02 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	15.19 \pm 5.40
Hígado				
¹ <i>R. steindachneri</i> ^a	3.6	-	-	3.77 – 18.25
² <i>R. longurio</i> ^a Hembras	4.2	0.75 \pm 0.53	<LD	-
³ <i>S. lewini</i> ^a	4.1	0.23 \pm 0.14	0.04 \pm 0.02	-
⁴ Batoideos*	-	0.32 \pm 0.23	0.76 \pm 0.38	7.40 \pm 3.50
⁵ <i>A. pelagicus</i>	4.5			
Macho		94.15 \pm 67.86	-	-
Hembra		81.96 \pm 49.72	-	-
⁶ <i>S. lewini</i>	4.1	-	-	9.40 \pm 3.00
⁷ <i>H. colliei</i>	3.7	0.79 \pm 0.49	0.04 \pm 0.03	20.98 \pm 10.29

NT= Nivel trófico (FishBase, 2021); *= promedios de múltiples especies de batoideos a nivel global, según el estudio; ^aDatos convertidos a peso húmedo utilizando promedios de humedad del estudio; ¹Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009), ²Frias-Espéricueta *et al.* (2014), ³Mora-Carrillo (2015), ⁴Bezerra *et al.* (2019), ⁵Lara *et al.* (2020), ⁶Bergés-Tiznado *et al.* (2021b), ⁷Este estudio.

9. Conclusiones

De acuerdo a las hipótesis planteadas y los resultados obtenidos en este estudio, se concluye que:

- Las concentraciones de Cu en el músculo (0.17 ± 0.07) de *H. colliei* fueron menores que en hígado (4.34 ± 1.76 mg kg⁻¹). Las hembras presentan niveles mayores de Cu en el músculo que los machos, mientras que, en el hígado, el sexo no influyó en la acumulación de este elemento. El Cu se correlacionó con LT y PT en el músculo, y en el hígado mostró correlación con PT.
- Las concentraciones promedio de Zn en el músculo de *H. colliei* fueron 5.86 ± 3.05 y en el hígado 10.19 ± 3.57 mg kg⁻¹. En músculo, las hembras mostraron niveles mayores de Zn que machos. En hígado, el sexo no influyó en la concentración de este elemento. El Zn correlacionó con LT y PT en músculo, y en hígado solo con PT.
- Las concentraciones promedio de Cd en el músculo (0.02 ± 0.01) de *H. colliei* fueron menores que en hígado (0.79 ± 0.49 mg kg⁻¹). El sexo no influyó en la concentración de este elemento, y no se correlacionó con LT y PT.
- Las concentraciones promedio de Pb en músculo (0.02 ± 0.01) de *H. colliei* fueron menores que en hígado (0.04 ± 0.03 mg kg⁻¹). Las concentraciones de Pb en el músculo de hembras fueron mayores que en machos, pero en hígado no influyó el sexo. El Pb correlacionó con LT y PT en el músculo, pero esto no sucedió en hígado.
- Las concentraciones promedio de As en músculo (15.19 ± 5.40) de *H. colliei* fueron de fueron menores que en hígado (20.98 ± 10.29 mg kg⁻¹). En músculo, las concentraciones de As en hembras fueron mayores que en machos, pero en hígado el sexo no influyó. No se presentaron correlaciones entre As en función de LT y PT, tanto en músculo como en hígado.

- El hígado presentó una mayor concentración de metales que el músculo, por ser un órgano regulador, por lo tanto, se cumplió la primera hipótesis planteada.
- El elemento con mayor concentración fue el As, seguido de los esenciales (Zn>Cu) y los niveles más bajos Pb y Cd. Sin embargo, si comparamos una estimación del As inorgánico o tóxico para la especie, las concentraciones de los elementos esenciales serían superiores a los no esenciales. Por lo anterior, no se cumplió la segunda hipótesis.
- Las concentraciones de los elementos fueron influenciadas principalmente por el tejido u órgano, sin embargo, la talla influyó para las concentraciones de Cu, Zn y Pb. Por lo tanto, se cumplió la tercera hipótesis parcialmente.
- El sexo fue el factor con menor influencia, en especial al tomar en cuenta el año de captura, donde solo el Cd en hígado y el As en músculo fueron afectados, por lo tanto, no se cumplió la cuarta hipótesis.
- Las concentraciones de Cu, Zn y As de *H. collicei* capturada en el Norte del Golfo de California no excedió los límites de la Norma Oficial Mexicana, OMS y Unión Europea. Aunque el Cd no superó los límites de la normatividad mexicana y de la OMS, una pequeña parte (5.5%) de las muestras superaron los límites impuestos por la Unión Europea. Sin embargo, el Pb excedió los límites de la normatividad mexicana (8.2%) e internacional (43.1%; OMS y Unión Europea).

10. Recomendaciones

La quimera *H. colliei* es una especie con estudios limitados, en especial en la población distribuida en el alto del Golfo de California. Es necesario que futuros estudios extiendan el conocimiento de la especie, desde su madurez, crecimiento y posible consumo de la especie en la zona del Golfo de California. Así como el contenido de metales y metaloides, incluyendo análisis de su contenido estomacal para poder tener un mejor entendimiento de su dieta, zonas de alimentación, dinámica y su rol en el ecosistema.

11. Referencias

- Akmajian A.M., Lambourn D.M., Lance M.M., Raverty S., y Gaydos J.K. (2012). mortality related to spotted ratfish (*Hydrolagus colliei*) in Pacific Harbor Seals (*Phoca vitulina*) in Washington State. *Journal of Wildlife Diseases* 48(4): 1057 – 1062.
- ATSDR (2011). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Copper. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=206&tid=37>
- ATSDR (2014). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Zinc. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=302&tid=54>
- ATSDR (2015a). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Cadmium. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=48&tid=15>
- ATSDR (2015b). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Arsenic. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=22&tid=3>
- ATSDR (2020a). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Substance Priority List. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/#>
- ATSDR (2020b). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=96&tid=22>
- Barnett L.A.K, Earley R.L., Ebert D.A., y Cailliet, G.M. (2009). Maturity, fecundity, and reproductive cycle of the spotted ratfish, *Hydrolagus colliei*. *Marine Biology* 156: 301-316.
- Barnett L.A.K, Ebert D.A., y Dagit D.D. (2015). Spotted Ratfish *Hydrolagus colliei*. The IUCN Red List of Threatened Species. Acceso abril de 2020 del sitio: <https://www.iucnredlist.org/species/60191/80678052>
- Bergés-Tiznado M.E., Véliz-Hernández I.J., Bojórquez-Sánchez C., Zamora-García O.G., Márquez-Farías J.F., Páez-Osuna F. (2021a). The spotted ratfish *Hydrolagus colliei* as potential biomonitor of mercury and selenium from deep-

- waters of the northern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 164: 112-102.
- Bergés-Tiznado M.E., Vélez D., Devesa V., Márquez-Farías J.F., Páez-Osuna F. (2021b). Arsenic in tissues and prey species of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) from the SE Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 80(3): 624 – 633.
- Bezerra M.F., Lacerda L.D., y Lai C.T. (2019). Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. *Environmental Pollution* 248: 684 – 695.
- Bizzarro J.J., Smith W.D., Márquez-Farías J.F., Tyminski J., y Hueter R.E. (2009). Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* 97(1-2): 103–117.
- Cruz-Acevedo E., Betancourt-Lozano M., Arizmendi-Rodríguez D.I., Aguirre-Villaseñor H., Aguilera-Márquez D., y García Hernández J. (2019). Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep Sea Research Part I* 144: 52–62.
- De Boeck G., Eyckmans M., Lardon I., Bobbaers R., Sinha A.K., y Blust R. (2010). Metal accumulation and metallothionein induction in the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 155: 503–508.
- De La lanza-Espino G., y Hernández-Pulido S. (2014). Organismos acuáticos como indicadores de cambios ambientales: características, elección, interpretación, monitoreo. Ventajas y desventajas. En: González-Zuarth A., Vallarino A., Pérez-Jiménez J.C., Low-Feng A.M. (Eds.), *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. 41-64 pp.
- Del Moral-Flores L.F., y Pérez-Ponce de León G. (2013). Tiburones, Rayas y quimeras de México. CONABIO. *Biodiversitas* 111: 1 – 6.
- DOF (2011). Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y

- métodos de prueba. Acceso abril de 2021 del sitio: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5177531&fecha=10/02/2011
- DOF (2018). Diario Oficial de la Federación. Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Acceso marzo de 2021 del sitio: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018
- Enríquez-Andrade R., Anaya-Reyna G., Barrera-Guevara J.C., Carvajal-Moreno M.A., Martínez-Delgado M.E., Vaca-Rodríguez J. y Valdés-Casillas C. (2005). An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean & Coastal Management* 48: 31–50.
- FAO/WHO (2011). Food and Agriculture/World Health Organization. Evaluation Of Certain Food Additives and Contaminants. FAO/WHO Seventy-third Technical report Series No. 960.
- Fattorini D., Alonso-Hernandez C.M., Diaz-Asencio M., Munoz-Caravaca A., Pannacciulli F.G., Tangherlini M., y Regoli F. (2004). Chemical speciation of arsenic in different marine organisms: Importance in monitoring studies. *Marine Environmental Research* 58: 845–850.
- FDA (1993). Food and Drug Administration. Guidance document for arsenic in shellfish. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office of Seafood (HFS-416), Washington, DC.
- Fisher W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E. y Niem V.H. (1995). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados - Parte 1. Roma: FAO.
- Frías-Espericueta M.G., Cardenas-Nava N.G., Márquez-Farías J.F., Osuna-López J.I., Muy-Rangel M.D., Rubio-Carrasco W., y Voltolina D. (2014). Cadmium, Copper, Lead and Zinc Concentrations in Female and Embryonic Pacific Sharpnose Shark (*Rhizoprionodon longurio*) Tissues. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 93(5): 532–535.
- Froese R., y Pauly D. (2021a). Fish Base. *Hydrolagus colliei*. Acceso junio de 2021 del sitio: <https://www.fishbase.in/summary/Hydrolagus-colliei.html>
- Froese R., y Pauly D. (2021b). Fish Base. *Rhincodon typus*. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://www.fishbase.se/summary/2081>

- Froese R., y Pauly D. (2021c). Fish Base. *Sphyrna lewini*. Acceso julio de 2021 del sitio: <https://www.fishbase.se/summary/912>
- García-Hernández J., Cadena-Cárdenas L., Betancourt-Lozano M., García-De-La-Parra L.M., García-Rico L. y Márquez-Farías F. (2007). Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico, *Toxicological and Environmental Chemistry*, 89:3, 507-522.
- Grosell M. (2011). Copper. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*, volume 31A. Academic Press, 53–133 pp.
- Grosell M., McGeer J.C., y Wood C.M. (2001). Plasma copper clearance and biliary copper excretion are stimulated in copper-acclimated trout. *American Journal of Physiology* 280: R796 – R806.
- Gutiérrez-Mejía E., Lares M.L., y Sosa-Nishizaki O. (2009). Mercury and Arsenic in Muscle and Liver of the Golden Cownose Ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkins, 1891, from the Upper Gulf of California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83(2): 230–234.
- Hazrat A., Khan E., Ilahi I. (2019). Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*: 6730305.
- Higham T.E., Seamone S.G., Arnold A., Toews D., Janmohamed Z., Smith S.J., y Rogers S.M. (2018). The ontogenetic scaling of form and function in the spotted ratfish, *Hydrolagus colliei* (Chondrichthyes: Chimaeriformes): Fins, muscles, and locomotion. *Journal of Morphology* 279(10): 1408-1418.
- Hogstrand C. (2011). Zinc. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*, volume 31A. Academic Press, 135–200 pp.
- INAPESCA-INP (2004). Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. 80 pp.

- Karaytug S., Erdem C., y Cicik B. (2007). Accumulation of cadmium in the gill, liver, kidney, spleen, muscle and brain tissues of *Cyprinus carpio*. *Ekoloji* 63: 16–22.
- King J.R., y Mcphie R.P. (2015). Preliminary age, growth and maturity estimates of spotted ratfish (*Hydrolagus colliei*) in British Columbia. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 115: 55–63.
- Lara A., Galván-Magaña F., Elorriaga-Verplancken F., Marmolejo-Rodríguez A.J., Gonzalez-Armas R., Arreola-Mendoza L., Sujitha S.B. y Jonathan M.P. (2020). Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 156: 111192.
- Lluch-Cota Salvador E., Aragón-Noriega E.A., Arreguín-Sánchez F., Auriol-Gamboa D., Bautista-Romero J.J., Brusca R.C., Cervantes-Duarte R., Cortés-Altamirano R., Del-Monte-Luna P., Esquivel-Herrera A., Fernández G., E. Hendrickx M., Hernández-Vázquez S., Herrera-Cervantes H., Kahru M., Lavín M., Lluch-Belda D., Lluch-Cota D.B., López-Martínez J., Marinone S.G., Nevárez-Martínez M.O., Ortega-García S., Palacios-Castro E., Parés-Sierra A., Ponce-Díaz G., Ramírez-Rodríguez M., Salinas-Zavala C.A., A. Schwartzlose R., Sierra-Beltrán A.P. (2007). The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*, volume 73, 1-26.
- Londoño-Franco L.F., Londoño-Muñoz P.T., y Muñoz-García F.G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 14(2): 145-153.
- Mager E.M. (2011). Lead. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, volume 31B. Academic Press, 186 – 225 pp.
- Martinez-Finley E.J., Chakraborty S., Fretham S.J.B., y Aschner M. (2012). Cellular transport and homeostasis of essential and nonessential metals. *Metallomics* 4: 593 – 305.

- Martins I., Costa V., Porteiro F.M., Colaco A., y Santos R.S. (2006). Mercury concentrations in fish species caught at Mid-Atlantic Ridge hydrothermal vent fields. *Marine Ecology Progress Series* 320: 253–258.
- McGeer J.C., Niyogi S., y Smith S. (2011). Cadmium. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, volume 31B. Academic Press, 126 – 168 pp.
- McIntyre D.O., y Linton T.K. (2011). Arsenic. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, volume 31B. Academic Press, 298–337.
- Mora-Carrillo J.P. (2015). Concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en juveniles de tiburón martillo *Sphyrna lewini* capturado en el Sureste de Golfo de California: variación con la talla y peso, y del contenido estomacal. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. <http://132.248.9.195/ptd2015/octubre/0736323/Index.html>
- Moreno-Sierra D., Bergés-Tiznado M.E., Márquez-Farías J.F., Torres-Rojas Y.E., Ruelas-Inzunza J.R., y Páez-Osuna F. (2016). Trace metals in target tissues and stomach contents of the top predator sailfish *Istiophorus platypterus* from the Eastern Pacific: concentrations and contrasting behavior of biomagnification. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 23791 – 23803.
- Newman M.C., Xu X., Cotton C.F., y Tom K.R. (2010). High Mercury Concentrations Reflect Trophic Ecology of Three Deep-Water Chondrichthyans. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(4): 618–625.
- NRC (2021). National Research Council. DORM-4: Fish protein certified reference material for trace metals. Acceso septiembre de 2021 del sitio: <https://nrc-digital-repository.canada.ca/eng/view/object/?id=4b507ca7-2404-4137-9184-68a93051a3f0>
- OJEU (2006). Official Journal of the European Union. Commission Regulation (EC) Regulation No 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=EN>

- Osuna-Martínez C.C., Armienta M.A., Bergés-Tiznado M.E., y Páez-Osuna F. (2021). Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: An environmental review. *Science of The Total Environment* 752: 142062.
- Páez-Osuna F. (2011). Metales en Camarón de Cultivo y Silvestre: Importancia, Efectos y Transferencia Trófica. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Mazatlán, Sinaloa.
- Páez-Osuna F., Álvarez-Borrego S., Ruiz-Fernández A.C., García-Hernández J.C., Jara-Marini M.E., Bergés-Tiznado M.E., Piñón-Gimate A., Alonso-Rodríguez R., Soto-Jiménez M.F., Frías Espericueta M.G., Ruelas Inzunza J.R., Green-Ruiz C.R., Osuna Martínez C.C., y Sánchez-Cabeza J.A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews* 166: 181 – 205.
- Pancaldi F., Páez-Osuna F., Soto-Jiménez M.F., González-Armas R., O'Hara T., Marmolejo-Rodríguez A.J., Vázquez A. y Galván-Magaña F. (2019). Trace Elements in Tissues of Whale Sharks (*Rhincodon typus*) Stranded in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 103: 515–520.
- Pethybridge H., Cossa D., y Butler E.C.V. (2010). Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Marine Environmental Research* 69(1): 18–26.
- PNUMA (2005). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Evaluación mundial sobre el mercurio. Ginebra, 289 pp.
- Ramírez-Rodríguez M. (2017). A profitability analysis of catch quotas for the Pacific hake fishery in the Gulf of California. *North American Journal of Fisheries Management* 37: 23 – 29.
- Soto-Jiménez M.F. (2011). Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica* 21: 239-248.
- Soto-Jiménez M.F., Amezcua F., y González-Ledesma R. (2010). Nonessential metals in striped marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: concentration and assessment of human health Risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58: 810–818.

- Storelli M.M., Giacomini-Stuffler R., y Marcotrigiano G.O. (2002). Total and methylmercury residues in cartilaginous fish from Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 44(12): 1354–1358.
- Storelli M.M., y Marcotrigiano G.O. (2004). Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48(11-12): 1145 – 1149.
- Szteren D., y Auriol-Gamboa D. (2013). Elementos traza en hueso de *Zalophus californianus* en el golfo de California: Una evaluación comparativa de áreas potencialmente contaminadas. *Ciencias Marinas* 39: 303-315.
- Torres A.I., Rivera-Hernández J.R., Giarratano E., Faleschini M., Green-Ruiz C.R., y Gil M.N. (2019). Potentially toxic elements and biochemical components in surface sediments of NW Mexico: An assessment of contamination and trophic status. *Marine Pollution Bulletin* 149: 110633.
- Torres G.A., González S., y Peña E. (2010). Descripción anatómica, histológica y ultraestructural de la branquia e hígado de Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *International Journal of Morphology* 28(3): 703-712.
- Vardhan K.H., Kumar S.P., y 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.
- Wood C.M. (2011). An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. En: Wood C.M., Farrell A.P., y Brauner C.J (Eds.). *Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*, volume 31A. Academic Press, 1–51pp.
- Yasuyuki S., Masatoshi M., Keiichiro F. (1992). Selenium and arsenic in biology: Their chemical forms and biological functions. *Advances in Biophysics*, volume 28, 31-80.
- Zamora-García O.G., y Stavrinaky-Suárez A. (2018). Ficha técnica merluza del Pacífico Norte. Environmental Defense Fund de México A.C.
- Zar J.H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. Pearson Prentice Hall Publisher.