



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

Determinación de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Cd, Pb y As)
en el músculo e hígado de la raya látigo (*Hypanus americanus*, Hildebrand y
Schroeder, 1928) de la costa norte de Veracruz

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:
IRIS GUADALUPE VIZCARRA GARCÍA

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:
DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMENEZ
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DRA. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ
Facultad de Ciencias del Mar, UAS
DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS
Universidad Autónoma de Campeche, UAC

Mazatlán Sinaloa, mayo 2022.



Universidad Nacional
Autónoma de México



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
QUÍMICA ACUÁTICA

Determinación de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Cd, Pb y As)
en el músculo e hígado de la raya látigo (*Hypanus americanus*, Hildebrand y
Schroeder, 1928) de la costa norte de Veracruz

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:
IRIS GUADALUPE VIZCARRA GARCÍA

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:
DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMENEZ
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DRA. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ
Facultad de Ciencias del Mar, UAS
DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS
Universidad Autónoma de Campeche, UAC

Mazatlán Sinaloa, mayo 2022.

Agradecimientos

Al posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México; al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero brindado durante mis estudios de posgrado; con número de registro CVU: 1035376.

Este proyecto se llevó a cabo 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 condriictios de profundidad del alto Golfo de California: interrelación entre biología, metales, metaloides y lípidos” con número de registro 288665.

A mi directora de tesis, la Dra. Magdalena E. Bergés Tiznado, al Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Martín F. Soto Jiménez, Dra. Ofelia Escobar Sánchez, Dr. Yassir Edén Torres Rojas, por aceptar formar parte de mi comité tutorial y ofrecer su valiosa opinión y formación para el enriquecimiento de mi trabajo, sin duda sus aportaciones me impulsaron a investigar distintas perspectivas y a desarrollar una mente crítica y curiosa, para la resolución de los distintos cuestionamientos que iban surgiendo.

A la Unidad Académica Mazatlán de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, al Dr. Federico Páez Osuna por la confianza y el apoyo mostrado al permitirme realizar el análisis de cuantificación de elementos en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva por su apoyo en el análisis de las muestras, así como su disposición y paciencia al impartir conocimiento científico, técnico y de vida conmigo.

A mis profesores, el Dr. Federico Páez Osuna, el Dr. Carlos René, 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, la

Dra. Ofelia Escobar Sánchez, María Eugenia Allende Arandía, Dr. Jorge Alejandro Kurczyn Robledo, Javier Alcocer Durand, Gloria Villaclara Fatjo por su valiosa orientación y dedicación en la transmisión de conocimientos, que aportaron de manera significativa en el desarrollo del proyecto.

A la Unidad Académica de Ingeniería en Tecnología Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa y a su directora, la Dra. Carolina Bojórquez Sánchez por permitirme hacer uso de sus instalaciones y equipos en el procesamiento de las muestras, así como a la IBT. Gloria Berenice Loaiza Aguilar por ofrecerme su apoyo, conocimientos y habilidades en el trabajo del laboratorio.

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 Dios, por colocar a las personas correctas en mi vida y darme las herramientas adecuadas para sacar lo mejor de cada experiencia que se ha presentado en este camino.

A mis padres, Luis y Carmen mi eterna gratitud por su apoyo incondicional a lo largo de mi vida, gracias por apoyar y respetar cada decisión que he tomado y no soltarme en el camino, gracias por el tiempo, la paciencia y el amor con el que me han criado, gracias por escucharme y preocuparse por cada proyecto que tuviera que realizar (podrían graduarse de Ing. y M.C. conmigo), por levantarse conmigo a las 4:30 am de la mañana para hacerme desayuno, gracias por su ejemplo de vida y ética de trabajo, si algún día llego a ser la mitad de buen ser humano de lo que ustedes son, ya habré ganado en la vida.

A mis hermanas, Lizeth y Alejandra por ser las mejores compañeras de vida que alguien podría tener, su apoyo y compañía han sido un pilar en mi vida, gracias por las risas, por ayudarme a despejarme en los momentos de estrés y siempre recordarme las cosas importantes de la vida. A mi sobrino Luis Manuel, la vida nunca deja ser divertida contigo, eres la chispa de la casa y él bebe que nos alegra los días. A mi abuela, gracias por el amor que me mostraste a lo largo de tu vida, gracias por tus consejos y sabiduría, tu recuerdo siempre estará conmigo.

A la doctora Magdalena, gracias por ser la mejor directora de tesis que he podido tener, eres un ser humano lleno de amor y paciencia, y una fuente de sabiduría no solo en lo referente en la ciencia, también como ejemplo de vida, gracias por calmarme en los momentos de estrés, por la comida, las risas, el tiempo compartido, por su paciencia al explicarme las cosas y hacerlo siempre con una sonrisa, así tuviera que explicarme el mismo tema diez veces, estaré siempre agradecida por realizar este viaje bajo su tutela.

A mi amiga y compañera Karen Apodaca, he sido bendecida con una hermana más en ti, gracias por estar en cada paso del camino, la universidad, el trabajo, la maestría y la vida han sido increíblemente más fáciles contigo, gracias por estar siempre, por tu apoyo incondicional, por tus consejos y por tu capacidad de hacerme reír aun en los momentos más estresantes, gracias por ser mi compañera de viajes, y aventuras, gracias a ti y a tu familia que me ha recibido con los brazos abiertos en su casa en innumerables ocasiones.

A mi novio Emmanuel, gracias por tu amor y compañía a lo largo de este viaje, gracias por animarme y confiar en mis capacidades, por ayudarme con las responsabilidades cuando estas me sobrepasaban y siempre estar dispuesto a escucharme.

A mis compañeros de laboratorio Luis y Víctor, gracias por el tiempo compartido, la comida y las risas, sin duda hicieron de cada día una aventura. Gracias a Bere, Gilary y a la Dra. Carolina por la disposición mostrada para ayudarnos en el proceso de análisis de muestras, así como su paciencia al enseñarnos.

Índice

1. Introducción	1
1.1 Descripción de <i>H. americanus</i>	4
1.2 Plomo.....	5
1.3 Arsénico	7
1.4 Cadmio.....	8
1.5 Zinc	9
1.6 Cobre	10
2. Antecedentes.....	12
3. Justificación e importancia.....	16
4. Hipótesis	17
5. Objetivo general.....	18
5.1 Objetivos específicos	18
6. Métodos	19
6.1 Área de estudio y muestreos	19
6.2 Preparación y homogenización de las muestras.....	21
6.3 Determinación de Cd, Pb, As, Cu y Zn	21
6.4 Evaluación de riesgos a la salud.....	22
6.5 Límites máximos permisibles	25
6.6 Análisis estadísticos.....	26
7. Resultados.....	27
7.1 Mediciones morfométricas y porcentaje de humedad en los tejidos	27
7.2 Concentración de plomo	30
7.3 Concentración de arsénico	33
7.4 Concentración de cadmio	36

7.5 Concentración de zinc.....	39
7.6 Concentración de cobre	42
7.7 Relación entre elementos	45
7.8 Riesgo a la salud.....	46
8. Discusión	50
9. Conclusiones	66
10. Recomendaciones	68
11. Referencias Bibliográficas	69

Índice de figuras

Figura 1. Raya látigo, <i>H. americanus</i> y su distribución biogeográfica.	5
Figura 2. Área de estudio en la zona costera de Tamiahua.	20
Figura 3. Distribución de frecuencia del ancho de disco para el total de las muestras de <i>H. americanus</i>	27
Figura 4. Distribución de frecuencias de mediciones morfométricas de <i>H. americanus</i> , de ancho de disco para machos y hembras.	28
Figura 5. Distribución de frecuencias del peso en <i>H. americanus</i>	29
Figura 6. Modelo potencial entre ancho de disco y peso para organismos de la especie <i>H. americanus</i>	30
Figura 7. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Pb total en músculo e hígado de <i>H. americanus</i>	31
Figura 8. Correlaciones entre la concentración de Pb en músculo e hígado de <i>H. americanus</i> con el peso y ancho de disco.....	32
Figura 9. Comparación de niveles de Pb en músculo e hígado	33
Figura 10. Histograma de frecuencias de las concentraciones de As total en músculo e hígado de <i>H. americanus</i>	34
Figura 11. Correlaciones entre la concentración de As en músculo e hígado de <i>H. americanus</i> con el peso y ancho de disco.....	35
Figura 12. Comparación de niveles de As en músculo e hígado y comparación del contenido de As en músculo de machos y hembras de <i>H. americanus</i>	36
Figura 13. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Cd total en músculo e hígado de <i>H. americanus</i>	37
Figura 14. Correlaciones entre la concentración de Cd en músculo e hígado de <i>H. americanus</i> con el peso y ancho de disco.....	38
Figura 15. Comparación de niveles de Cd en músculo e hígado	39
Figura 16. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Zn total en músculo e hígado de <i>H. americanus</i>	40
Figura 17. Correlaciones entre la concentración de Zn en músculo e hígado de <i>H. americanus</i> con el peso y ancho de disco.....	41

Figura 18. Comparación de niveles de Zn en músculo e hígado y comparación del contenido de Zn en músculo de juveniles y adultos de <i>H. americanus</i>	42
Figura 19. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Cu total en músculo e hígado de <i>H. americanus</i>	43
Figura 20. Correlaciones entre la concentración de Cu en músculo e hígado de <i>H. americanus</i> con el peso y ancho de disco.	44
Figura 21. Comparación de niveles de Cu en músculo e hígado y comparación del contenido de Cu en músculo en juveniles y adultos de <i>H. americanus</i>	45

Índice de tablas

Tabla 1. Concentración de elementos en materiales de referencia y porcentaje de recuperación (promedio \pm DE).	22
Tabla 2. Mediciones morfométricas de <i>H. americanus</i> (promedio \pm DE).	27
Tabla 3. Peso (promedio \pm DE) y condición de madurez sexual en organismos de <i>H. americanus</i>	29
Tabla 4. Correlaciones entre elementos (Pb, As, Cd, Zn y Cu).....	46
Tabla 5. Factores de riesgo para Pb, Cd, As _i y Zn de acuerdo al consumo estimado por CONAPESCA (2018) y FAO (2018) a distintos pesos.	47
Tabla 6. Índice de riesgo (HI) y Riesgo de Contraer Cáncer (RCC).....	48
Tabla 7. Consumo semanal para Pb, Cd, As _i y Zn de acuerdo al PTI.....	49
Tabla 8. Concentraciones de Pb, Cd, As, Zn y Cu en diferentes especies de rayas de la familia Dasyatidae.	55
Tabla 9. Concentraciones de Pb, Cd, As, Zn y Cu en diferentes especies de batoideos alrededor del mundo y elasmobranquios en el Golfo de México.	59

Resumen

En este trabajo se determinaron los niveles de Pb, Cd, As, Zn y Cu en músculo e hígado de *Hypanus americanus* capturado en la costa norte de Veracruz (específicamente la zona costera de Tamiahua), su relación con los parámetros biológicos, así como el cálculo del riesgo a la salud humana por su consumo. Se capturaron 89 individuos de la pesca artesanal no dirigida a elasmobranquios durante los meses de febrero a noviembre de 2017. El ancho de disco (AD) promedio de los organismos obtenidos fue de 63.0 ± 17.6 cm con un peso promedio de 8.0 ± 7.8 kg. Las concentraciones de los elementos se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica equipado con flama para Cu y Zn y con horno de grafito para Pb, Cd y As. Las concentraciones de Pb fueron mayores en músculo (0.57 ± 0.67 mg kg⁻¹, peso húmedo) que en hígado (0.20 ± 0.15 mg kg⁻¹); mientras que, para As, Cd, Zn y Cu, las mayores concentraciones fueron en hígado (15.56 ± 8.60 , 0.48 ± 0.55 , 19.7 ± 8.3 , y 3.21 ± 4.60 mg kg⁻¹) que en músculo (3.30 ± 1.02 , 0.05 ± 0.07 , 9.1 ± 3.6 , 0.14 ± 0.09 mg kg⁻¹, respectivamente). Se observó una correlación positiva ($p < 0.05$) para la concentración de Cd en hígado y músculo con AD y peso, lo cual también se presentó para la concentración de Pb en hígado. El contenido de As en músculo e hígado no presentó correlación significativa con AD y peso ($p < 0.05$). El contenido de As en músculo e hígado no presentó ninguna correlación lineal significativa con respecto al peso ni AD ($p > 0.05$). Por otro lado, se presentaron correlaciones negativas para la concentración Zn y Cu en hígado y músculo con ancho de disco y peso. Se obtuvieron diferencias significativas entre los tejidos, lo cual pudiera estar relacionado con las distintas funciones biológicas. El sexo no influyó en la variabilidad de la concentración de Pb, Cd, Cu y Zn, pero sí en la concentración de As en músculo. Los riesgos a la salud mostraron coeficientes de peligrosidad mayores a uno para Pb y As, cuando se considera el consumo anual per cápita del total de productos de la pesca de 12.9 y 19.7 kg según CONAPESCA (2018) y FAO (2018) respectivamente. El recurso de *H. americanus* se considera un alimento seguro cuando la cantidad consumida es < 150 g de músculo a la semana.

Palabras clave: *Hypanus americanus*, riesgo a la salud, Golfo de México, consumo seguro.

Abstract

In this study, the levels of Pb, Cd, As, Zn and Cu were determined in muscle and liver of *Hypanus americanus* captured from the north coast of Veracruz (specifically the coastal zone of Tamiahua), as well as the relations with biological parameters, and also was calculated the human health risk from the consumption of this organism. A total of 89 organisms were captured through artisanal fishing from February to November 2017. The average disc width (AD) of the organisms obtained was 63.0 ± 17.6 cm and the average weight was of 8.0 ± 7.8 kg. The concentrations of the elements were determined by atomic absorption spectrophotometry coupled to flame for Cu and Zn and to graphite furnace for Pb, Cd and As. Pb concentrations were higher in muscle (0.57 ± 0.67 mg kg⁻¹) than in liver (0.20 ± 0.15 mg kg⁻¹); while for As, Cd, Zn and Cu, the highest concentrations were in liver (15.56 ± 8.60 , 0.48 ± 0.55 , 19.7 ± 8.3 , and 3.21 ± 4.60 mg kg⁻¹) than in muscle (3.30 ± 1.02 , 0.05 ± 0.07 , 9.1 ± 3.6 , 0.14 ± 0.09 mg kg⁻¹, respectively). A positive lineal and significant correlation ($p < 0.05$) was observed for levels of Cd in liver and muscle with AD and weight, also for Pb in liver. In contrast, the content of As in muscle and liver did not presented a significant correlation with weight or AD ($p > 0.05$). Negative lineal correlations were found for Zn and Cu in liver and muscle with AD and weight. Significant differences were obtained between the metal levels in tissues due to different biological functions; sex did not influence the variability of the concentration of Pb, Cd, Cu and Zn but it did influence the concentration of As in muscle. Health risks showed hazard quotients above the unit only for Pb and As; if the annual per capita consumption of total fishery products of 12.91 and 19.7 kg, according to CONAPESCA (2018) and FAO (2018) was considered, respectively. A safe consumption of 150 g of muscle per week was estimated to avoid damage to health.

Key words: *Hypanus americanus*, health risk, Gulf of Mexico, safe consumption.

1. Introducción

Se entiende como contaminación del medio marino a la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o energía en estos ecosistemas (incluidos los estuarios) que causan efectos perjudiciales tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas, incluida la pesca, el deterioro de la calidad del agua del mar, y la reducción de los atractivos naturales (GESAMP, 2000; Beiras, 2018).

Se estima que el 80% de la contaminación del medio marino proviene de la superficie terrestre (NOAA, 2021). En áreas cercanas a la costa se experimenta un crecimiento rápido de población, actualmente, al menos 600 millones de personas viven a menos de diez metros del nivel del mar (Wallace-Wells, 2019); lo que ha aumentado la densidad de población y las actividades económicas, acrecentando la presión y degradación del hábitat sobre estos ecosistemas (Hauser-Davis, 2020).

El Golfo de México es una de las áreas que se encuentra en alto riesgo por la contaminación, debido a la importante actividad industrial que se lleva a cabo en las cuencas de captación que vierten sus aguas al Golfo, las cuales aportan nutrientes y contaminantes desde tierra adentro; además dentro del área se encuentran los grandes complejos portuarios industriales y comerciales de Tampico-Madero, Altamira, Tuxpan, Veracruz, Alvarado, Coatzacoalcos, Dos Bocas y Ciudad del Carmen, los cuales son fuentes potenciales de contaminantes a los sistemas marinos y costeros (Vázquez-Botello *et al.*, 2004; Beltrán *et al.*, 2005).

En general las principales causas de contaminación son las aguas residuales urbanas e industriales no tratadas, así como la recolección y mala disposición de los residuos sólidos urbanos e industriales; en el área, la mayoría de las costas de la región tienen algún grado de contaminación, teniendo como resultado pérdida de biodiversidad y serias amenazas para la salud humana (Beltrán *et al.* 2005; Mendoza-Díaz, 2013).

En el ambiente costero los elementos potencialmente tóxicos (EPTs), se encuentran entre los contaminantes más estudiados, los cuales pueden ser subdivididos en dos categorías: (1) metales de transición, tales como cobalto (Co), cobre (Cu), manganeso (Mn) y zinc (Zn), los cuales son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, pero pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas; y (2) los metales y metaloides, tales como el plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), arsénico (As), y estaño (Sn), los cuales generalmente no son requeridos para el metabolismo y son tóxicos en bajas concentraciones (Páez-Osuna, 2005a).

Los EPTs han sido reconocidos durante mucho tiempo como uno de los contaminantes más importantes en los ecosistemas costeros, porque pueden ingresar a los organismos a través de la dieta y bioacumularse, almacenando grandes concentraciones del metal y consecuentemente inducen a un incremento de las concentraciones en niveles tróficos superiores (biomagnificación), lo que determina un riesgo potencial para la salud humana al consumir alimentos contaminados (Villanueva y Botello, 2005; Copat *et al.*, 2013).

Los productos pesqueros han sido identificados como los alimentos con mayor contribución a la absorción total de contaminantes químicos en la dieta por parte de la población en general y son los principales contribuyentes de la exposición alimentaria a As, Cd, Pb y Hg (Cano-Sancho *et al.*, 2015). Los condriictios (tiburones, rayas y quimeras) son un recurso pesquero que puede ser usado como indicador de alerta temprana de polución de sedimentos o agua, debido al comportamiento trófico, lo que permite tomar las medidas preventivas o correctivas para proteger la salud pública y el ambiente marino (Rabajczyk *et al.*, 2011).

Entre los condriictios se encuentran los batoideos (rayas o mantas), que son susceptibles a bioacumular metales pesados debido a su lento crecimiento, longevidad y a que su historia de vida está directamente relacionada con el sustrato inferior, donde a menudo se acumulan metales y metaloides, lo que aumenta su

potencial de exposición (Escobar-Sánchez *et al.*, 2013; De Souza Machado *et al.*, 2016).

En México, la pesca ribereña artesanal de rayas representa alrededor del 30% de la producción nacional total de elasmobranquios, siendo Rhinobatidae, Dasyatidae, Gymnuridae y Myliobatidae, las familias de rayas capturadas con mayor frecuencia con fines comerciales (Escobar-Sánchez *et al.*, 2013). En el Golfo de México, este tipo de pesca es una actividad de suma relevancia socioeconómica, debido a que representa una alternativa de subsistencia para las comunidades pesqueras, siendo una fuente generadora de empleo y alimento; históricamente los valores más altos de captura de estas especies se han obtenido en el noroeste del Golfo de México (Veracruz y Tamaulipas) (Lara-Mendoza *et al.*, 2016). En el estado de Veracruz, en 2018, se obtuvieron 805 toneladas de peso vivo de rayas (CONAPESCA, 2018). Las principales especies que sustentan esta pesquería son las rayas *Hypanus americanus*, *Aetobatus narinari*, *Rhinoptera bonasus* y *Gymnura micrura* (Cu-Salazar *et al.*, 2014).

Las capturas de *H. americanus* presentan una frecuencia de captura del 41% en el norte de Veracruz (Del Ángel, 2015). A pesar de la importancia comercial de esta especie, se posee poca información pesquera (Lara-Mendoza *et al.*, 2016) y se encuentra en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) en la categoría de casi amenazada (Carlson *et al.*, 2020).

El presente estudio pretende determinar la concentración de Pb, Cd, As, Cu y Zn, en músculo e hígado de la raya látigo *H. americanus* que se capturan en la costa norte de Veracruz debido a la importancia comercial y ecológica de este organismo y a la escasa información que existe respecto a la distribución de elementos potencialmente tóxicos en sus tejidos. Así mismo, se evaluaron índices de riesgo para consumo humano para establecer raciones de consumo que no representen probables efectos a la salud por la ingesta de músculo de esta especie.

1.1 Descripción de *H. americanus*

La especie *H. americanus* (Hildebrand y Schroeder, 1928) (Fig. 1), también es conocida como raya látigo americana o látigo blanco. Es un batoideo demersal grande que se extiende desde Nueva Jersey, E.U.A., y el norte del Golfo de México hasta el sur de Brasil (Fig. 1) (Richards *et al.*, 2018). Posee un disco rómbico, hocico apenas saliente, cola delgada y más larga que el ancho del disco; usualmente una espina larga y aserrada en la base de la cola. El color de la superficie dorsal puede ser marrón claro, gris u oliva, y una superficie ventral blanca con márgenes grises o marrones, los machos maduran con un ancho de disco de 51 cm, las hembras maduran con un ancho de disco de 75 a 80 cm y las crías miden entre 17 y 18 cm al nacer (McEachran y Carvalho, 2002); generalmente las hembras alcanzan mayores tamaños, creciendo a una tasa más baja que los machos (Tagliafico *et al.*, 2013; Freitas *et al.*, 2019).

Esta especie presenta viviparidad aplacentaria con 3-4 individuos en una camada, es un organismo bentónico con un rango de profundidad de 0-53 metros, se encuentra en fondos arenosos, lechos de pastos marinos, lagunas y zonas arrecifales, ocasionalmente se puede encontrar en bahías y estuarios (Froese y Pauly, 2021). Los individuos de esta especie se encuentran en diferentes hábitats de acuerdo a su tamaño, los animales más pequeños ocupan principalmente áreas de playa poco profundas con fondo arenoso, mientras que los individuos más grandes se encuentran en aguas más profundas con características de arrecife. Además, los individuos que oscilan entre 35 y 45 cm de AD se encuentran aleatoriamente en ambos ambientes, lo que indica que posiblemente pertenecen a una clase de tamaño intermedio en la que se produce un cambio de hábitat (Aguilar *et al.*, 2009).

Estudios realizados en la raya han demostrado que esta especie presenta alta fidelidad al sitio que habita y usa a largo plazo del área, mostrando las hembras un movimiento restringido incluso entre hábitats cercanos, mientras que los machos usualmente se encuentran a mayor distancia de donde son observados inicialmente

(estudios de recaptura), lo cual puede estar asociado a las preferencias de hábitat o con el comportamiento de apareamiento; se ha observado ocasionalmente a varios machos intentando aparearse con una hembra lo que podría hacer que los machos se desplacen más distancias para evitar la competencia de apareamiento (Schwanck *et al.*, 2020)

Estas rayas se alimentan de invertebrados bénticos, principalmente bivalvos y gusanos, pero también de camarones, cangrejos y pequeños peces con aletas radiadas y su nivel trófico es de 3.5 (Froese y Pauly, 2021). Las presas de esta especie son representativos del lugar donde se encuentran, por ejemplo en un estudio realizado en la costa centro de Veracruz donde se analizó el contenido estomacal de la raya, se encontró que las especies más numerosas, en porcentaje de aparición en los estómagos que tenían alimento, fueron *Hemiramphus balao* (22.92%), *Arenaeus cribrarius* (12.5%) y *Gobionellus oceanicus* (12.4%) (Aguilar *et al.*, 2012).

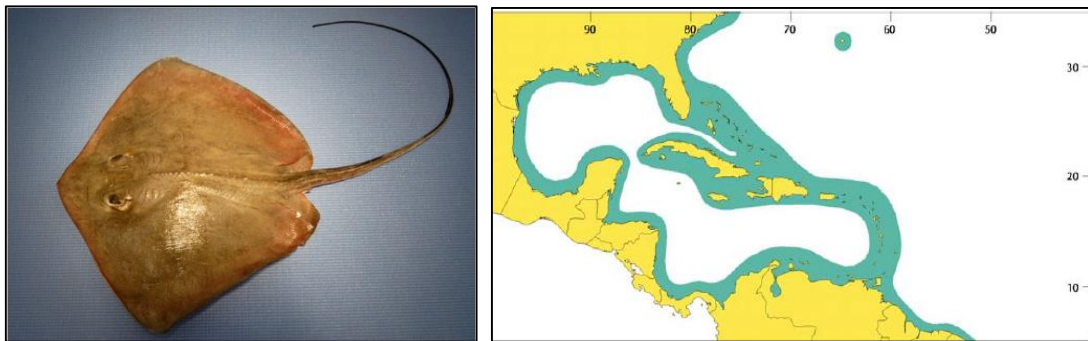


Figura 1. Raya látigo, *H. americanus* (izquierda) y su distribución biogeográfica (derecha).

1.2 Plomo

El Pb es un metal gris-azulado que se encuentra naturalmente en la corteza terrestre, está ampliamente distribuido en el ambiente, la mayor parte proviene de actividades como la minería, manufactura industrial y la quema de combustibles fósiles. Una vez que el Pb entra a la atmósfera, si las partículas de este son muy pequeñas, puede viajar largas distancias; es removido del aire por la lluvia y por

partículas que caen al suelo o sobre las aguas superficiales, siendo la atmósfera la principal fuente de deposición de Pb en el medio marino (ATSDR, 2016a).

Una vez en el medio marino, el Pb se absorbe fácilmente en el torrente sanguíneo de los peces y se acumula en los tejidos (músculo, huesos, branquias, riñones, hígado y escamas), por lo que puede ingresar al cuerpo humano a través de la dieta y puede acumularse, especialmente cuando se consumen mariscos regularmente (Nussey *et al.*, 2000). La toxicidad de Pb depende de su forma química, donde los compuestos orgánicos son más tóxicos que la forma inorgánica de Pb. Se encuentra principalmente en su forma disuelta en el océano, de los cuales una gran proporción (50-70%) son compuestos orgánicos (Reuer y Weiss, 2002). La biodisponibilidad de Pb en el medio ambiente como compuestos orgánicos puede incrementarse significativamente por la presencia de materia orgánica disuelta. Cuantos más grupos de carbono de metilo o etilo se unen a la molécula de Pb, mayor es su efecto tóxico, por lo tanto, el medio marino es una fuente importante de exposición a Pb tóxico en peces y humanos debido al consumo (Bosch *et al.*, 2016).

Los efectos crónicos y agudos del plomo incluyen efectos histopatológicos, deformidades neurotoxicidad, anemia hemolítica e inhibición en la síntesis de hemoglobina, estos efectos ocurren en peces, aun en concentraciones tan bajas del elemento en agua dulce como 0.008 mg L^{-1} (Davies *et al.*, 1976). Debido a que el Pb es un metal electropositivo, presenta gran afinidad por los grupos sulfhidrilo y enzimas que dependen de esos grupos, las cuales son inhibidas en presencia del Pb. Además, como metal divalente, es similar en algunos aspectos al Ca y puede competir en los procesos celulares tales como la respiración al nivel de las mitocondrias y algunas funciones neurológicas (Landis y Yu, 2003; Mager, 2011). Por otro lado, también se sabe que el Pb actúa con los ácidos nucleicos, provocando un incremento o decremento en la síntesis proteica (Páez-Osuna, 2005b).

En ciertas comunidades, el consumo de pescado es la principal fuente de exposición a Pb, las altas concentraciones de este metal se han relacionado con problemas de

la salud humana, incluida la disfunción del sistema nervioso del feto y bebés y, en adultos, los efectos hemotóxicos, la disfunción reproductiva, las alteraciones del tracto gastrointestinal (cólico saturnino), las nefropatías y la enfermedad de Alzheimer. También es bien sabido que la intoxicación por Pb puede conducir a la anemia, porque la actividad de las enzimas de síntesis de hemoglobina es inhibida por la exposición a Pb, también se considera un factor de riesgo para la hipertensión en las mujeres (Rubio *et al.*, 2005).

1.3 Arsénico

El As es un metaloide que se encuentra muy extendido en el medio acuático debido a procesos naturales y antropogénicos. Es un contaminante ambiental importante y ubicuo, cuyo riesgo de intoxicación en humanos es un problema de salud pública en todo el mundo (Rossman, 2003). Este metaloide puede ser transportado por el viento o el agua, como escorrentía, o puede filtrarse al suelo desde rocas arseníferas, por desechos de la minería, fabricación de herbicidas y la quema de combustibles fósiles. (McIntyre y Linton, 2011). En condiciones naturales el agua es el principal medio de transporte de As. Los estudios que examinan la forma de As en los suministros de agua han informado en gran medida solo arseniato y arsenito en proporciones variables (Kumari *et al.*, 2017).

La toxicidad del As depende en gran medida de su especiación química. Las especies de arsénico inorgánico como el arsenito y el arsenato son compuestos altamente tóxicos, mientras que el metil-arsonato, dimetilarsinato, óxido de trimetilarsina y el tetrametilarsonio se consideran moderadamente tóxicos. Por el contrario, las formas orgánicas del arsénico, como la arsenobetaína, arsenocolina y los arsenosazúcares no se consideran tóxicas (Osuna-Martínez *et al.*, 2020).

Los peces expuestos a As durante periodos de tiempo largos en el laboratorio o en hábitats naturales contaminados con As presentan lesiones histopatológicas en el hígado, la vesícula biliar y el riñón, que a su vez afectan las funciones hepática y renal (Kumari *et al.*, 2017). Sin embargo, en los organismos acuáticos, los

compuestos organoarsénicos no tóxicos son generalmente las formas predominantes, que probablemente representan los productos finales de un proceso de desintoxicación (Fattorini *et al.*, 2004).

En los seres humanos, los síntomas de intoxicación aguda por As incluyen vómitos, dolor abdominal y diarrea, mientras que la exposición prolongada a altos niveles de arsénico inorgánico produce cambios de pigmentación, lesiones cutáneas, durezas y callosidades en las palmas de las manos y plantas de los pies, estos efectos se producen tras una exposición mínima de aproximadamente cinco años y pueden ser precursores de cáncer de piel, también puede causar cáncer de vejiga y pulmón, así como problemas relacionados con el desarrollo, neurotoxicidad, diabetes y enfermedades pulmonares y cardiovasculares (WHO, 2018).

1.4 Cadmio

El Cd es un metal que se encuentra en la corteza terrestre, asociado con minerales de Zn, Pb y Cu, se introduce en el medio ambiente a través de procesos naturales como la erosión de las rocas y actividades antropogénicas como la extracción y refinación de metales no ferrosos, la manufactura y aplicación de abonos de fosfato, la combustión de combustibles fósiles, y la disposición e incineración de basura (ATSDR, 2016b). El Cd se encuentra más comúnmente formando compuestos inorgánicos en el estado de oxidación 2^+ y está presente principalmente como complejos o pares iónicos con cloro $[\text{CdCl}_2^0]$ y $[\text{CdCl}^+]$ en el agua de mar (Simpson, 1981).

Este metal puede atravesar fácilmente varias membranas biológicas, y una vez dentro de las células vivas, tiene una alta afinidad para unirse a ligandos y formar complejos de Cd que pueden ser más estables (EFSA, 2009). Por ejemplo, en el músculo de los peces, la mayor parte del Cd presente tiende a unirse a las proteínas. Por lo tanto, el Cd absorbido en el cuerpo del pez se elimina a una velocidad muy lenta, lo que provoca una bioacumulación en el cuerpo; entra a los peces por difusión pasiva a través de las branquias o al ingresar a la cadena alimentaria

marina a nivel de plancton y microorganismos y, por lo tanto, puede ingresar a los organismos marinos a través de la dieta (Bosch *et al.*, 2016).

El Cd es absorbido más fácilmente por los organismos acuáticos en su forma libre (Cd^{2+}), sin embargo, en el agua de mar se encuentra principalmente como cloruro; pero, al disminuir la salinidad incrementa la concentración de la forma libre y por ende su biodisponibilidad (Espina y Vanegas, 2005).

El Cd se acumula principalmente en el hígado y riñón de los organismos y se tiene conocimiento que lesiona principalmente los mecanismos de regulación de los iones; es altamente tóxico para los humanos y tiene una vida media biológica prolongada de entre 10 y 35 años (Wang *et al.*, 2021), que evita la reducción de la carga corporal acumulada. Los efectos sobre la salud humana incluyen hipertensión y falla en la función cardiovascular, trastornos neurológicos, efectos cancerígenos y debilidad, y defectos esqueléticos. La exposición al Cd en humanos es predominante a través de la ingestión de alimentos donde el pescado, la carne y la fruta pueden contener niveles de 0.001 a 0.050 mg kg^{-1} de Cd (Bosch *et al.*, 2016).

1.5 Zinc

El Zn, en pequeñas cantidades o dosis, es un elemento nutritivo esencial para todos los animales, entra al ambiente, como resultado de procesos naturales y actividades humanas como la minería, la refinación de minerales de Zn, Pb y Cd, la producción de acero, la incineración de carbón y de desperdicios. En cuerpos de agua como lagos y ríos el Zn se deposita en el fondo, pero una pequeña cantidad puede permanecer disuelta en el agua o suspendida en forma de partículas finas y esta concentración en el agua puede aumentar a medida que la acidez del agua aumenta, por lo tanto, los peces pueden incorporar en el cuerpo Zn del agua en que nadan y de los alimentos que consumen (ATSDR, 2016c).

El Zn forma parte integral de ciertas enzimas como la anhidrasa carbónica, carboxipeptidasa y varias hidrogenasas, está considerado entre los metales de baja

toxicidad para los invertebrados acuáticos (Bianchini y Carvalho de Castillo, 1999). Sin embargo, en crustáceos se ha observado la disminución de la actividad de la Na^+K^+ -ATPasa en las branquias en concentraciones de 0.05 mg L^{-1} , en peces marinos, la CL_{50} (96 h) oscila entre $4.0\text{-}100 \text{ mg L}^{-1}$ y los efectos del Zn en general en los invertebrados marinos ocurren sobre un rango de concentraciones menor de $1\text{-}10 \text{ mg L}^{-1}$ (Haya *et al.*, 1983). Entre los efectos previos a la respuesta letal en peces se tiene la presencia de manchas oscuras y problemas respiratorios menores (Páez-Osuna, 2005b).

La ingesta de altas concentraciones de Zn a través de los alimentos, el agua o suplementos dietéticos, también pueden afectar a la salud. Los niveles de Zn que se recomiendan en la dieta humana son de 11 mg día^{-1} para hombres y 8 mg día^{-1} para mujeres (NIH, 2021). Sin embargo, el consumir dosis de 10 a 15 veces más altas que estos valores, puede producir calambres estomacales, náusea y vómitos y si esto se prolonga durante varios meses puede producir anemia, daño del páncreas y disminución del tipo de colesterol beneficioso (HDL) en la sangre (ATSDR, 2016c).

1.6 Cobre

El Cu es un metal rojizo que se encuentra de manera natural en las rocas, agua, sedimentos y en niveles bajos en el aire. Puede entrar al medio ambiente a través de diversas liberaciones desde las minas de Cu y otros metales (escurrimientos, jales, desechos, etc.), fábricas que manufacturan o usan Cu metálico o compuestos de Cu, agua residual doméstica, combustión de desperdicios y combustibles fósiles, producción de madera y producción de abonos de fosfato (ATSDR, 2016d).

El Cu es un elemento esencial para la vida de los organismos, ya que forma parte de la estructura de más de 30 enzimas y otras moléculas biológicamente importantes (Harris, 1991), su toxicidad es atribuida principalmente al ion Cu(II) , forma complejos fácilmente con una gran variedad de sustancias que se encuentran tanto en aguas limpias como contaminadas; el Cu es absorbido con cierta facilidad

por el material suspendido (oxidihidroxido de hierro y manganeso, minerales arcillosos, materia orgánica, entre otros) (Páez-Osuna, 2005b). En un estudio realizado en el elasmobranquio *Torpedo marmorata*, ha permitido demostrar que el Cu induce un deterioro celular (Aloj-Totaro *et al.*, 1985).

El Cu es esencial para la vida humana, pero la exposición a una dosis por arriba de las requeridas para efectuar las funciones metabólicas, puede causar náuseas, vómitos, calambres estomacales, dolor epigástrico, diarrea, anemia, daño en el hígado, riñón, estómago, irritación del intestino, reducir crecimiento del feto y la muerte (ATSDR, 2016d).

2. Antecedentes

Los estudios realizados en la raya látigo *H. americanus* se enfocan a la parte biológica, que tiene que ver con su reproducción, comportamiento, hábitos alimenticios y distribución (Chapman *et al.*, 2003; Dellias *et al.*, 2004; Aguiar *et al.*, 2009; Navarro-García *et al.*, 2009; Shipley *et al.*, 2017; Shipley *et al.*, 2018; Marquez *et al.*, 2019; Schwanck *et al.*, 2019; Mickle *et al.*, 2020; McCallister *et al.*, 2020).

Los estudios de determinación de metales como Pb, Cd, As, Cu y Zn en *H. americanus* en el golfo de México hasta donde se sabe (literatura nacional e internacional formal) son inexistentes. Aunque, en el área de Veracruz se han realizado trabajos en otros elasmobranquios (Mendoza-Díaz *et al.*, 2013), pero enfocados en elementos como el Hg (Carballo-Ramírez, 2018). A continuación, se presentan estudios internacionales y nacionales en relación a la concentración de metales en elasmobranquios.

En la costa del Golfo de México, Núñez-Nogueira (2005) determinó la concentración de metales esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (As, Cd y Pb) en dos especies de tiburones (*Rhizoprionodon terraenovae* y *Carcharhinus limbatus*) en músculo, hígado, branquias y cerebro. Las concentraciones de los elementos para *R. terraenovae* en hígado presentaron una tendencia a ser mayores que las concentraciones encontradas en músculo a excepción del Pb y As. En el caso de *C. limbatus*, las concentraciones de Zn, Cd y As fueron mayores en músculo que en hígado, mientras que la concentración de los elementos Cu y Pb fueron mayores en hígado.

Para la especie *Rhinoptera steindachneri*, Gutiérrez-Mejía (2009) determinó la concentración de Hg y As en músculo e hígado de 35 organismos de esta raya provenientes del Alto Golfo de California. La concentración media máxima de As fue de 59.9 mg kg⁻¹ de peso seco en el músculo de los adultos. Las concentraciones de As fueron más altas en el hígado de los jóvenes y en el músculo de los adultos. Se

observó una relación significativa entre la concentración de Hg y As con la talla de los organismos.

Essumang (2009) determinó las concentraciones de As, Cd y Hg en muestras de riñón, hígado y músculo de seis *Mobula birostris* atrapadas a lo largo de la costa de Ghana, los resultados de Cd para el hígado oscilaron entre 0.012–0.028 mg kg⁻¹, en riñón de no detectable a 0.015 mg kg⁻¹, y en músculo de no detectable a 0.013 mg kg⁻¹. Los valores de As para hígado oscilaron entre 0.255-2.321 mg kg⁻¹, en riñón de 0.201- 1.343 mg kg⁻¹ y en músculo de no detectable a 0.577 mg kg⁻¹. Se encontró que los niveles de bioacumulación de As eran altos en concentración en la manta raya, oscilando entre 0.155-2.321 mg kg⁻¹, en comparación con los valores del Banco Mundial para los animales acuáticos y en general, en el medio acuático de 1 mg kg⁻¹. Mientras que los niveles de bioacumulación de Cd eran bajos, con un rango de 0.005 a 0.028 mg kg⁻¹, en comparación con el valor del Banco Mundial para animales acuáticos y el medio ambiente acuático de 0.1 mg kg⁻¹.

La concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y As fueron determinados por Mendoza-Díaz *et al.* (2013) en hígado de *C. limbatus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) capturado en Tamiahua, Veracruz. Se muestrearon 19 hígados de tiburones. La concentración máxima registrada para Cd fue de 0.43 mg kg⁻¹, mientras que para As fue de 27.37 mg kg⁻¹, sin embargo, el Pb no fue detectado. Ninguna de las muestras analizadas sobrepasó los límites máximos permisibles por las leyes mexicanas y de Estados Unidos.

En el Alto Golfo de California y en la costa occidental de Baja California Sur, Murillo-Cisneros (2014) determinó la concentración de Hg, Se y Cd, en tejido muscular de tres especies de rayas: *Pseudobatos productus* (n=45), *Rostroraja velezi* (n=40) y *Gymnura marmorata* (n=24). Los resultados muestran que los niveles de Cd en las tres especies de rayas se encontraron dentro del límite seguro para consumo humano establecido por el gobierno mexicano (Cd= 0.5 mg kg⁻¹ peso húmedo).

Türkmen *et al.* (2014) realizaron un estudio comparativo de metales en diferentes tejidos de siete especies de rayas de la Bahía de Antalya, Mar Mediterráneo. Los resultados obtenidos para *Dasyatis pastinaca* y *Bathytoshia centroura* muestran que la concentración de Zn > Cu > Pb > Cd tanto en hígado como en músculo. Los niveles de metal en los hígados de las especies examinadas fueron generalmente mayores que en los músculos.

La raya *Dipturus chilensis* y la quimera, *Callorhynchus callorhynchus* fueron analizadas por López *et al.* (2014), quienes analizaron los tejidos musculares de 102 ejemplares de *D. chilensis* y 51 organismos de *C. callorhynchus* para determinar las concentraciones de Hg y Pb. Las dos especies mostraron valores altos de Pb, con 2.48 ± 2.50 y 2.47 ± 3.11 mg kg⁻¹. Según los valores de la OMS, las concentraciones de Pb en este estudio pueden constituir un riesgo para la salud humana (WHO, 2003), en contraste con las concentraciones de Hg reportadas.

Ooi *et al.* (2015), determinaron los niveles de As, Cd, Pb y Hg en la placa branquial y tejido muscular de rayas de la familia Myliobatidae capturadas en Sri Lanka y Australia, obteniendo concentraciones en músculo promedio para *Mobula mobular* de 20 ± 15 mg kg⁻¹, 0.084 ± 0.062 mg kg⁻¹ y 0.18 ± 0.14 mg kg⁻¹ para As, Cd y Pb, respectivamente. Mientras que para *Mobula alfredi* los resultados promedio obtenidos fueron de 0.53 ± 0.56 mg kg⁻¹, 0.035 ± 0.032 mg kg⁻¹ y 0.43 ± 0.26 mg kg⁻¹ para As, Cd y Pb, respectivamente.

En el Atlántico, Nicolaus *et al.* (2017), determinaron la concentración de Hg y otros elementos trazas, en músculo e hígado de dos especies, *Leucoraja circularis* y *Leucoraja fullonica*, tomadas en el Golfo de Vizcaya y Mar Celta. El 52.3% de muestras (especies combinadas) estaban por debajo de los límites de detección de Pb con concentraciones medias de 0.011 mg kg⁻¹. Las concentraciones medias de Cu en el músculo fueron solo 0.26 (*L. circularis*) y 0.32 (*L. fullonica*) mg kg⁻¹, más bajas que las concentraciones reportadas en especies de peces de aguas poco profundas (Collings *et al.*, 1996; Mormede and Davies, 2001).

Pancaldi *et al.* (2021), determinaron las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en 130 biopsias de piel de tiburón ballena, provenientes de dos áreas del Golfo de California, la Bahía de Los Ángeles y Bahía de La Paz, de 2016 a 2018; el Zn fue el elemento que presentó mayores concentraciones (peso seco) obteniendo un promedio de $55.7 \pm 10.5 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2016 a 2017 y $48.3 \pm 10.5 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2017 a 2018; el Cu presentó una concentración de $16.9 \pm 2.6 \text{ mg kg}^{-1}$ para el primer periodo y de $16.6 \pm 2.9 \text{ mg kg}^{-1}$ para el segundo; el As tuvo una concentración de $7.24 \pm 1.38 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2016 a 2017 y $6.90 \pm 1.57 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2017 a 2018. Por otro lado, el Pb y Cd mostraron las menores concentraciones, obteniendo un promedio para Pb de $0.378 \pm 0.057 \text{ mg kg}^{-1}$ y $0.441 \pm 0.004 \text{ mg kg}^{-1}$ para el primer y segundo periodo respectivamente, mientras que para el Cd la concentración fue de $0.311 \pm 0.060 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2016 a 2017 y de $0.298 \pm 0.071 \text{ mg kg}^{-1}$ de 2017 a 2018.

Bergés-Tiznado *et al.* (2021), realizaron un estudio donde se midió la concentración de As en 40 ejemplares juveniles del tiburón *Sphyrna lewini* en músculo, hígado, riñones y cerebro del sureste del Golfo de California. Las concentraciones de As en peso húmedo fueron mayores en el músculo con $10.1 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ y el hígado con $9.4 \pm 0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ que en el cerebro $4.5 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ y riñones $4.2 \pm 0.2 \text{ mg kg}^{-1}$, lo cual se atribuyó a las diferentes funciones biológicas de cada tejido; se encontraron correlaciones positivas entre los niveles de As en músculo e hígado con los parámetros biológicos de *S. lewini* y las pruebas estadísticas no mostraron diferencias entre As en machos y hembras respecto a todos los tejidos estudiados.

3. Justificación e importancia

Dentro de la ictiofauna marina mexicana se encuentra la raya látigo *H. americanus*, que es una de las principales especies capturadas por la pesquería ribereña palangrera, y representa una frecuencia de captura del 41% en la pesca artesanal en el norte de Veracruz (Del Ángel, 2015), no se tiene un registro sistemático del consumo de *H. americanus* en esta entidad, sin embargo, en el año 2019 se reportó una captura de rayas y similares en peso vivo de 512.81 toneladas para consumo en el estado de Veracruz (SEDARPA, 2019).

A pesar de eso, los estudios sobre la distribución de elementos potencialmente tóxicos en sus tejidos son escasos, y al ubicarse en la posición tope de las redes tróficas acuáticas (nivel trófico 3.5), con una historia de vida ligada al sustrato inferior, donde a menudo se acumulan metales y metaloides, lo que la hace una especie susceptible a la bioacumulación de contaminantes. Por lo tanto, pueden afectar directamente la salud humana, además de encontrarse en la categoría de casi amenazada por la lista roja de especies amenazadas de la UICN, donde se estimó que la población estaba disminuyendo levemente en un 0.1% por año, al realizarse un análisis global (Carlson *et al.*, 2020).

Por tal motivo, en el presente estudio se pretende determinar los niveles de Cu, Zn, Pb, Cd y As bioacumulados en músculo e hígado de *H. americanus*, con la finalidad de conocer los riesgos que puede presentar su consumo, así como sus efectos para la salud humana.

4. Hipótesis

La concentración de Pb, Cd, As, Cu y Zn en *Hypanus americanus* es variable según el tejido, la longitud, peso, sexo, grado de madurez, y condiciones ambientales de las aguas donde esta especie habita y se expone a dichos elementos. De acuerdo con lo anterior:

- Los valores de concentración de Pb, Cd, As, Cu y Zn son mayores en hígado que en tejido muscular.
- Las concentraciones de Cu y Zn serán mayores a las de Pb, Cd y As.
- Los niveles de Pb, Cd, As, Cu y Zn estarán relacionados con la longitud y el estado de madurez de los individuos.
- La concentración de los elementos en *H. americanus* serán similares a las rayas de otras regiones pertenecientes a la misma familia, por lo tanto, no están por encima de las concentraciones permisibles para consumo humano según lo establecido por la Norma Oficial Mexicana NOM-SSA1-242-2009 y las normas internacionales.

Por lo tanto, se pretende responder preguntas como:

- ¿Cuáles son los niveles de Cu, Zn, Pb, Cd y As en el músculo e hígado en la *H. americanus* de la costa norte de Veracruz?
- ¿Influye el tejido, sexo, tamaño, peso y madurez del organismo en la concentración de estos metales?
- ¿Los elementos esenciales presentan una mayor concentración en el organismo?
- ¿Los niveles de los metales analizados están por debajo de lo señalado en la normativa nacional e internacional?

5. Objetivo general

Determinar la concentración de Pb, Cd, As, Cu y Zn en músculo e hígado de la raya látigo *H. americanus* capturada en la costa norte de Veracruz y, evaluar el riesgo a la salud humana por el consumo de este organismo.

5.1 Objetivos específicos

- Estimar los niveles de Pb, Cd, As, Cu y Zn en hígado y músculo de *H. americanus*.
- Establecer la relación entre la concentración de Pb, Cd, As, Cu y Zn con la longitud, peso y el estado de madurez.
- Comparar el contenido de Pb, Cd, As, Cu y Zn en hígado y músculo con los límites máximos permisibles de normas nacionales e internacionales.
- Establecer un consumo seguro de acuerdo con el índice de riesgo (HQ) y la Ingesta Provisional Tolerable (PTI) de cada elemento.
- Calcular el Riesgo a contraer cáncer para As y Pb.

6. Métodos

6.1 Área de estudio y muestreos

El Golfo de México es un sistema ambiental de los más diversos y ricos de la tierra. En el cual se pueden encontrar cayos, islas de barrera, dunas, playas arenosas, ríos, deltas, bahías, estuarios, lagunas costeras, humedales, manglares, arrecifes, bancos carbonatados y aguas oceánicas las cuales integran una compleja combinación de hábitats (Toledo-Ocampo, 2005). Se reconoce como un gran ecosistema con mezcla de características ecológicas de ambientes templados y tropicales, con grandes escurrimientos de aguas continentales que llegan a la zona costera a través de los ríos y que permiten la formación de importantes ecosistemas como los mencionados anteriormente (Ortiz-Lozano *et al.*, 2010).

Esta variedad de ambientes en el extenso litoral veracruzano, que suma cerca de 745 km y en los 23,700 km² de plataforma continental, presentan rasgos topográficos considerados inusuales, como el ser somera (profundidades promedio cercanas a 70 m) y angosta (amplitud de 6 a 45 km). La extensión y variedad topográfica de la plataforma continental veracruzana, los sistemas lagunares y fluviales (ríos) con extensas áreas sedimentarias y deltaicas, son factores del ambiente que han actuado de manera conjunta para conformar una zona costera marina especial, en cuyos ambientes se encuentran representadas especies de prácticamente todos los grupos biológicos costeros y marinos. El mar, frente al estado de Veracruz cuenta con características similares a lo largo de toda la costa con patrones de temperatura, salinidad y velocidad de las corrientes muy similares desde Coatzacoalcos hasta Tampico Alto, Veracruz, y posee aproximadamente 116,600 ha de zonas estuarinas, donde se mezclan las aguas de ríos con las del mar, como en la laguna costera de Tamiahua (Ortiz-Lozano *et al.*, 2010).

Las muestras de *H. americanus*, analizadas en este estudio, provienen de la captura artesanal en la comunidad de Tamiahua, Veracruz (Fig. 2). Se realizaron muestreos durante un periodo de diez meses, a partir de febrero a noviembre de 2017. En el periodo de muestreo se identificaron 10 caladeros de pesca que se localizan en el

área marítima que rodea a la Isla Lobos y hacia al norte, el este de Tamiahua y frente a las costas de Tuxpan Veracruz. Una vez desembarcada la captura del día a nivel de muelle, se procedió a revisar la composición de la captura e identificar la presencia de rayas. Posteriormente, se realizó la determinación taxonómica de la especie en cuestión, utilizando el catálogo sistemático de rayas y especies afines de México, se tomaron las medidas en centímetros (cm) de ancho de disco (AD), largo de disco (LD) y peso (Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez, 1996), como se mencionó previamente, las mediciones realizadas fueron el ancho de disco (AD) para el cual se mide la longitud en cm de extremo a extremo de la aleta pectoral, y largo de disco (LD) que va del hocico y hasta donde termina la aleta pectoral igualmente, expresado en cm (Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez, 1996). Las mediciones se realizaron con ayuda de un ictiómetro de madera, los organismos se pesaron utilizando una báscula digital con capacidad de 25 kg marca Tournament Choice.

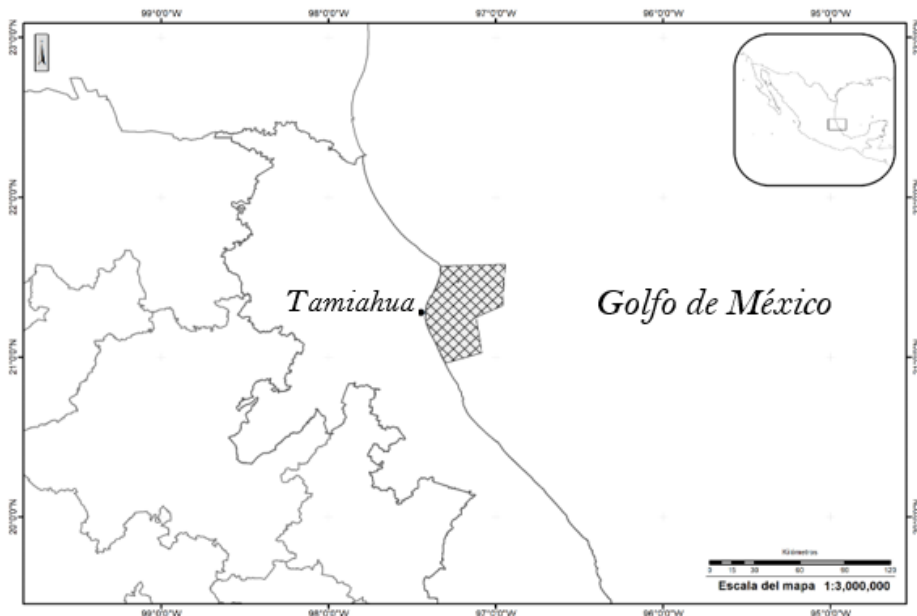


Figura 2. Área de estudio en la zona costera de Tamiahua.

Para la determinación del sexo, en los machos, se tomó en cuenta la presencia de los órganos copuladores (mixopterigios) llamados comúnmente “clásper”, los cuales son visibles entre las aletas pélvicas desde las primeras etapas de desarrollo,

mientras que la ausencia de éstos es una característica sexual secundaria en las hembras (Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez, 1996). La madurez de los machos se definió a partir del desarrollo de los mixopterigios. En los ejemplares inmaduros los mixopterigios son pequeños y flácidos y no llegan al borde posterior de las aletas pélvicas. Estos órganos copulatorios aumentan de tamaño con la maduración y se extienden hacia el borde posterior de las aletas pélvicas, con la estructura interna visible, pero blanda y no osificada; en los animales adultos, los mixopterigios sobrepasan el extremo posterior de las aletas pélvicas, la estructura interna es visible, dura y osificada. Para el caso de hembras, la determinación se realizó de manera interna, observando el desarrollo de ovarios y la ausencia de ovocitos en ellos como condición de inmadurez y para hembras adultas la presencia de huevos bien definidos en los ovarios maduros (Clark y Von Schmidh, 1965; Springer, 1967).

6.2 Preparación y homogenización de las muestras

Para la preparación de las muestras, se identificaron y separaron los tejidos de interés (hígado y músculo de la región dorsal), para ser congelados y posteriormente liofilizados durante 72 horas. Una vez secos los tejidos, se homogeneizaron y se determinaron los porcentajes promedio de humedad. Después se realizó el procedimiento de digestión ácida de las muestras por duplicado, en vasos de teflón de 60 ml. Se utilizaron 0.25 g de tejido seco al cual se le adicionaron 5 ml de ácido nítrico concentrado (63%, J.T. Baker, Instra-analyzed grade for Trace Metal Analysis) y se llevaron a una temperatura de 100-110 °C en una plancha de calentamiento durante tres horas, también se utilizaron blancos y un material de referencia en cada lote durante el proceso de digestión. Una vez digeridas las muestras, se llevaron a un volumen final de 20 ml con agua tridestilada. Los digeridos se almacenaron en frascos de polietileno previamente acondicionados y lavados para su análisis (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015).

6.3 Determinación de Cd, Pb, As, Cu y Zn

Para determinar las concentraciones de Cd, Pb, As, Cu y Zn, las muestras se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA). Para Cd, Pb y Cu

en músculo se utilizó un EAA acoplado a horno de grafito. Para Zn y Cu en hígado el EAA se equipó con el sistema de flama (Varian SpectrAA 220). Para la determinación de As total se utilizó un EAA con sistema de corrección por efecto Zeeman acoplado a un horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer).

La exactitud y precisión de las técnicas analíticas se determinaron utilizando material de referencia certificado DORM-4 (proteína de pez; NRC-CNRC, 2012) para los elementos analizados, además de blancos. Los porcentajes de recuperación se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Concentración de elementos en materiales de referencia y porcentaje de recuperación (promedio \pm DE).

Elemento	Contenido (mg kg ⁻¹)	% de recuperación	Límite de detección del equipo (µg L ⁻¹)
Pb	0.416 \pm 0.053	105.7 \pm 8.3	0.37
Cd	0.306 \pm 0.015	103.9 \pm 0.3	0.03
As	6.80 \pm 0.64	103.1 \pm 4.9	0.35
Zn	52.2 \pm 3.2	88.6 \pm 9.5	0.01
Cu	15.9 \pm 0.9	95.7 \pm 0.2	0.19

DE= Desviación estándar

6.4 Evaluación de riesgos a la salud

La caracterización de riesgos a la salud tiene como objetivo la estimación de la probabilidad de que ocurra un efecto adverso en humanos, como resultado de una exposición definida a un contaminante. Esta caracterización se realizó mediante el coeficiente de peligro o peligrosidad (HQ por sus siglas en inglés Hazard Quotient), el cual describe la relación existente entre el nivel de exposición a un contaminante ingerido a través del tiempo de vida sin causar daños aparentes, entre una dosis de referencia del mismo (RfD) (Newman y Unger, 2003).

Las condiciones de este índice son para $HQ < 1 =$ no riesgo y $HQ > 1 =$ riesgo. Los datos de referencia utilizados (sobre peso corporal por día= $kg\ bw\text{-}d^{-1}$) fueron tomados de la EPA (2017a, b) para Cd y Zn. Las pautas para la exposición al As solo existen para As inorgánico (As_i), ya que es la forma más tóxica de este elemento (EPA, 2017c) y este valor de referencia se utilizó en este trabajo. Debido a que no fue posible realizar la especiación de As y As_i , se asumió que el 10% corresponde a la parte inorgánica sobre el As total, ya que se estima que alrededor del 85 al 90 % del arsénico que se encuentra en las porciones comestibles de pescados y mariscos son arsenobetaína y arsenocolina (Rahman *et al.*, 2012). El Cu no ha sido evaluado ya que no hay evidencia de que este elemento esencial provoque daños a la salud (EPA, 2017d).

La EPA (2017e) consideró inapropiado desarrollar una dosis de referencia para el Pb inorgánico, por los efectos que parece tener en los niveles de ciertas enzimas sanguíneas y en el desarrollo neuroconductual de los niños a niveles de Pb en sangre tan bajos que esencialmente no tienen un umbral, solo existe RfD definido para el tetraetilo de plomo [$(CH_3\ CH_2)_4Pb$] = $0.0000001\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$. Se tienen datos de ingesta promedio de Pb para adultos de $0.00002 - 0.003\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$ y para niños de $0.00003 - 0.009\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$ (JECFA, 2011), de los cuales se tomó como punto de partida que $0.0006\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$ hace que se pierda un punto en el coeficiente intelectual de niños y $0.0012\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$ hace que se incremente la presión sanguínea en adultos 1 mmHg. Por lo tanto, en este estudio se tomó un valor de Pb = $0.0005\ mg\ kg^{-1}\ bw\text{-}d^{-1}$ (WHO, 2011) como el valor de RfD. De acuerdo con lo anterior, la ecuación utilizada para el cálculo del HQ fue:

$$HQ = \frac{C_{TC} \times \left(\frac{\text{ingesta diaria}}{\text{peso corporal}} \right)}{RfD}$$

Donde:

C_{TC} = Concentración total del contaminante ($mg\ kg^{-1}$)

Ingesta diaria = kg

Peso corporal = kg

$$RfD_{Cd} = 0.001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

$$RfD_{Pb} = 0.0005 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

$$RfD_{Asi} = 0.0003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

$$RfD_{Zn} = 0.3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

También se calculó el índice de riesgo (HI, por sus siglas en inglés Hazard Index), el cual es la sumatoria del HQ para todas las sustancias químicas o compuestos a los que un individuo está expuesto.

$$HI = \sum HQ$$

Donde:

HQ= Coeficiente de peligrosidad

Además, se evaluó el Riesgo de Contraer Cáncer (RCC), el cual indica la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer a lo largo de su vida debido a la exposición a un carcinógeno potencial, como lo es el As_i y el Pb. El riesgo de cáncer durante la exposición a Pb y As se obtuvo utilizando la probabilidad de ocurrencia por unidad de dosis consumida del contaminante (Slope Factor, SF), proporcionado por EPA (2017c) y OEHHA (2011) para As y Pb respectivamente.

$$RCC = CDI * SF$$

Donde:

CDI= Ingesta crónica por tiempo de vida (70 años)

$$SF_{Asi} = 1.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

$$SF_{Pb} = 0.0085 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$$

Paralelamente, se calcularon las dosis de consumo seguro usando los valores de la Ingesta Tolerable Permisible para los metales esenciales y no esenciales (PTI, por sus siglas en inglés) de acuerdo con los valores de la Organización Mundial de la Salud. El valor estimado de PTI para Cd es de $0.007 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$ (WHO, 2021a), para Zn se maneja un intervalo de 0.3 a $1.0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$ (WHO, 2021b) y en el

caso del As se llegó a la conclusión de que la PTI de $0.0021 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$ ya no protegía la salud, por lo tanto, el valor fue retirado. Sin embargo, se presenta un valor para una exposición estimada de $0.0001\text{-}0.003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$ de As_i (WHO, 2021c), en el presente estudio para ambos elementos (Zn y As) se utilizó el valor de referencia más bajo. El PTI para Cu es de $0.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$ (WHO, 2021d), y para Pb no se ha establecido una PTI que se considere proteja la salud, por lo cual se utilizó el valor estimado previamente de $0.0005 \text{ mg kg}^{-1} \text{ bw-d}^{-1}$.

6.5 Límites máximos permisibles

En los últimos años se han establecido regulaciones que tienen como objetivo principal proteger la salud de la población, en México la NOM-242-SSA1-2009, establece el límite máximo permisible de la parte comestible de los productos de la pesca frescos, refrigerados y congelados, los cuales deben tener una concentración menor a 0.5 mg kg^{-1} para Cd y Pb, mientras que para As total el valor dado solo aplica a crustáceos y moluscos bivalvos siendo de 80 mg kg^{-1} (SEGOB, 2011). A su vez la OMS establece un límite 0.5 mg kg^{-1} y 0.3 mg kg^{-1} para Cd y Pb respectivamente, así mismo el límite establecido por la Unión Europea para Pb es de 0.30 mg kg^{-1} y para Cd de 0.05 mg kg^{-1} (OJEU, 2006; FAO/WHO, 2011).

Por otra parte, en países como Australia y China se han establecido límites de concentración para As_i en el caso de productos de la pesca, siendo establecido 2.0 mg kg^{-1} en Australia y 0.1 mg kg^{-1} en China (USDA, 2018; FSANZ, 2021).

Respecto a los límites máximos de Cu y Zn en productos de la pesca, no existe información en la normativa mexicana, OMS o Unión Europea, sin embargo, hay países que han establecido regulaciones sobre estos elementos, por ejemplo, Nueva Zelanda ha establecido un límite máximo permisible de 40 mg kg^{-1} para Zn y 30 mg kg^{-1} para Cu mientras que India estableció un límite de 50 mg kg^{-1} para Zn y de 10 mg kg^{-1} para Cu (Nauen, 1983).

6.6 Análisis estadísticos

Se organizaron las concentraciones promedio de Pb, Cd, As, Cu y Zn, así como la talla, sexo, peso y estado de madurez, para posteriormente realizar un análisis exploratorio de los datos utilizando el paquete estadístico STATISTIC 7; se evaluó la normalidad con las pruebas Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro-Wilk W; al no cumplir con los supuestos de normalidad, se revisaron los residuales y se realizaron transformaciones (Ln y Log10). Sin embargo, la mayoría de los grupos no presentaron una distribución normal o no cumplían con los supuestos de homocedasticidad, por lo que se aplicó estadística no paramétrica. El análisis de correlación de Spearman se utilizó para establecer correlaciones entre ancho de disco y peso con la concentración de Pb, Cd, As, Zn y Cu en hígado y músculo de la raya *H. americanus*, así como las correlaciones entre elementos; también se aplicó la prueba U de Mann-Whitney con la cual se realizaron comparaciones de las concentraciones de los elementos entre tejidos, sexo y estado de madurez.

7. Resultados

7.1 Mediciones morfométricas y porcentaje de humedad en los tejidos

Se recolectaron 89 organismos de *H. americanus* durante los meses de febrero a noviembre de 2017 provenientes de la pesca artesanal no dirigida a los elasmobranquios desembarcada en la localidad de Tamiahua, Veracruz. En los meses de mayo y junio no se reportan capturas, ya que estos meses corresponden a temporada de veda para el Golfo de México. Se realizaron las medidas morfométricas de ancho de disco (AD) y peso, así como la determinación del sexo.

Tabla 2. Mediciones morfométricas de *H. americanus* (promedio \pm DE).

Organismos	n	Ancho de Disco (cm)			Peso (kg)		
		Min	Max	Promedio	Min	Max	Promedio
Machos	35	41	86	59.1 \pm 10.8	1.8	15.5	6.4 \pm 3.3
Hembras	54	41	124	65.5 \pm 20.6	1.6	41.1	9.1 \pm 9.5
Total	89	41	124	63.0 \pm 17.6	1.6	41.1	8.0 \pm 7.8

DE= desviación estándar

Para el total de las muestras, el AD de los organismos de captura varió de 41 a 124 cm (Tabla 2) y el intervalo mejor representado fue de 50 a 60 cm, los menores tamaños se encontraron entre 40 a 50 cm y los mayores entre 120 a 130 cm (Fig. 3).

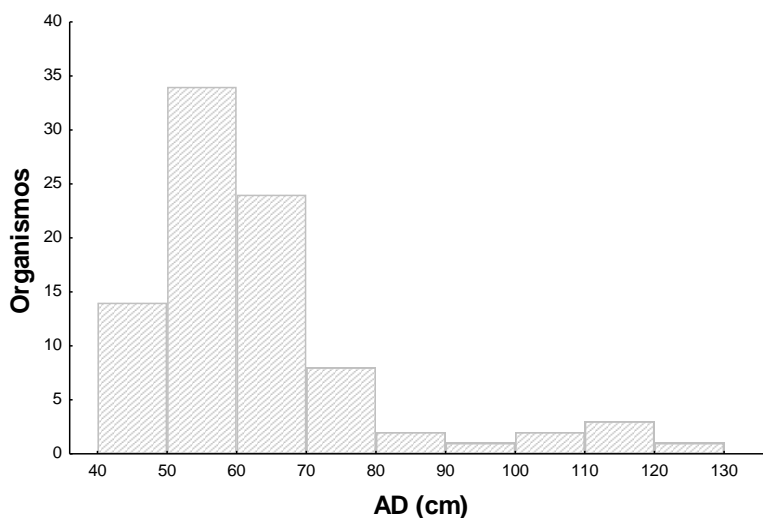


Figura 3. Distribución de frecuencia del ancho de disco (AD) para el total de las muestras de *H. americanus* capturadas para este estudio.

De los 89 organismos 35 fueron machos y 54 hembras y, en lo que respecta a las hembras el intervalo con mayor frecuencia fue de 50-60 cm de AD. La longitud mínima fue de 41 cm AD y la longitud máxima de 124 cm AD. En relación con los machos, la mayor frecuencia corresponde al intervalo de 60-70 cm de AD. La longitud mínima fue de 41 cm de AD, mientras que la máxima fue de 86 cm de AD (Fig. 5).

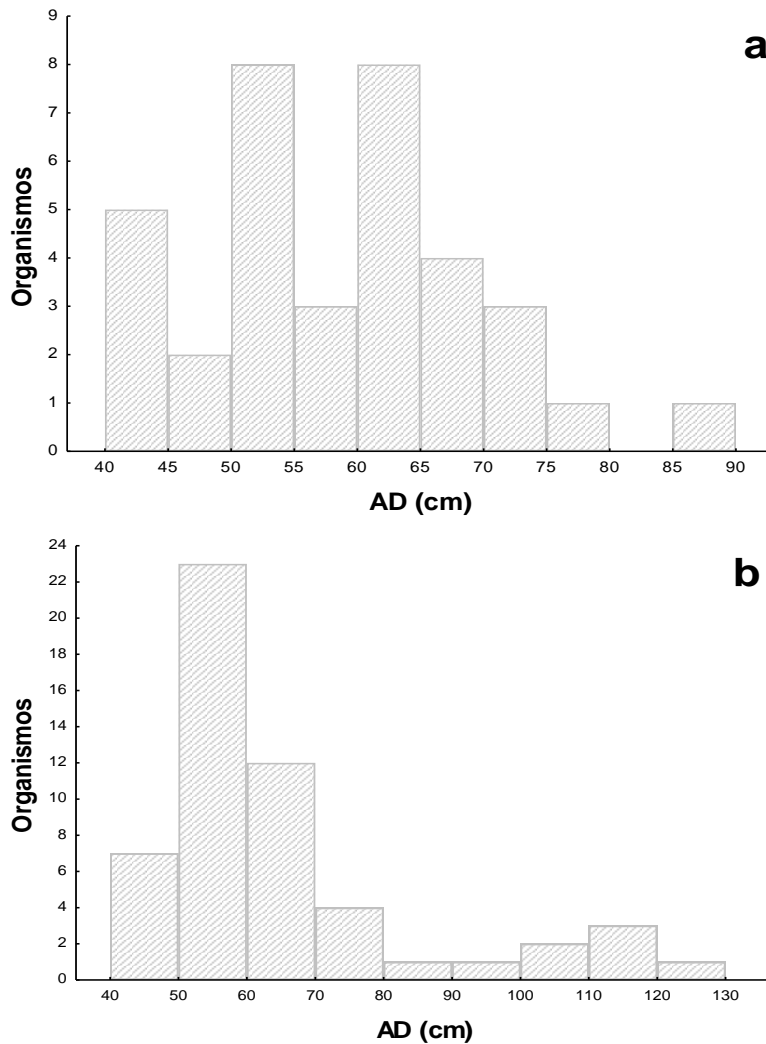


Figura 4. Distribución de frecuencias de mediciones morfométricas de *H. americanus*, de ancho de disco (cm) para machos (a) y hembras (b).

De acuerdo con los estadios de madurez observados, los organismos se clasificaron en juveniles (inmaduros) y adultos (maduros), reportándose 57.3% como inmaduros y el 42.7% como maduros, con un rango de peso de 1.6-41.1 kg para el total de organismos, siendo el intervalo para organismos inmaduros de 1.6-10.2 kg (4.9 ± 2.3 kg) y para organismos maduros de 3.2- 41.1 kg (12.3 ± 10.28 kg) (Tabla 3).

Tabla 3. Peso (promedio \pm DE) y condición de madurez sexual en organismos de *H. americanus*.

Estado de madurez/sexo	n	Peso (kg)		
		Mínimo	Máximo	Promedio
Inmaduros				
Macho	9	1.8	8.0	3.3 ± 1.9
Hembra	42	1.6	10.2	5.2 ± 2.2
Total	51	1.6	10.2	4.9 ± 2.3
Maduros				
Macho	26	3.6	15.5	7.5 ± 3.0
Hembra	12	3.2	41.1	22.6 ± 12.8
Total	38	3.2	41.1	12.3 ± 10.3
Total	90	1.6	41.1	8.0 ± 7.8

DE= desviación estándar

Entre los individuos del presente estudio los pesos que predominan son los que se encuentran en un intervalo de 0 a 5 kg, con 39 organismos como se puede observar en la figura 7.

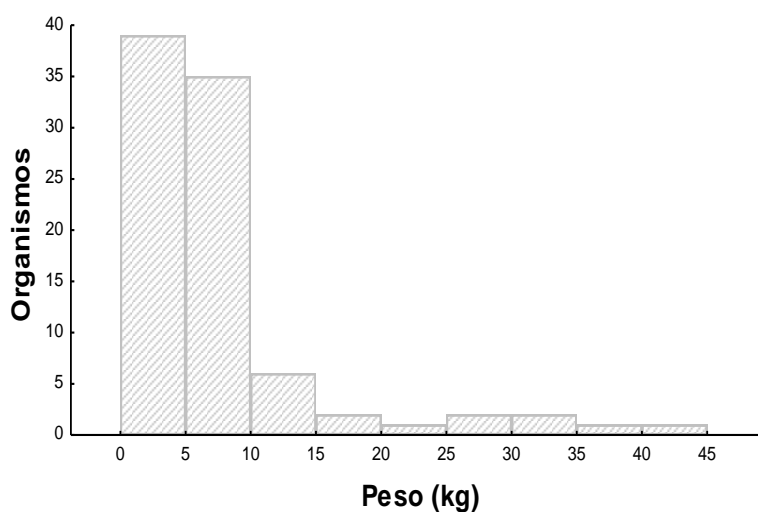


Figura 5. Distribución de frecuencias del peso en *H. americanus*.

El ancho de disco (cm) y peso (kg) de los organismos presentaron una correlación positiva significativa ($r=0.91$; $p < 0.0000001$; Fig. 8). Esto indica que la relación peso-talla es proporcional en la raya *H. americanus*.

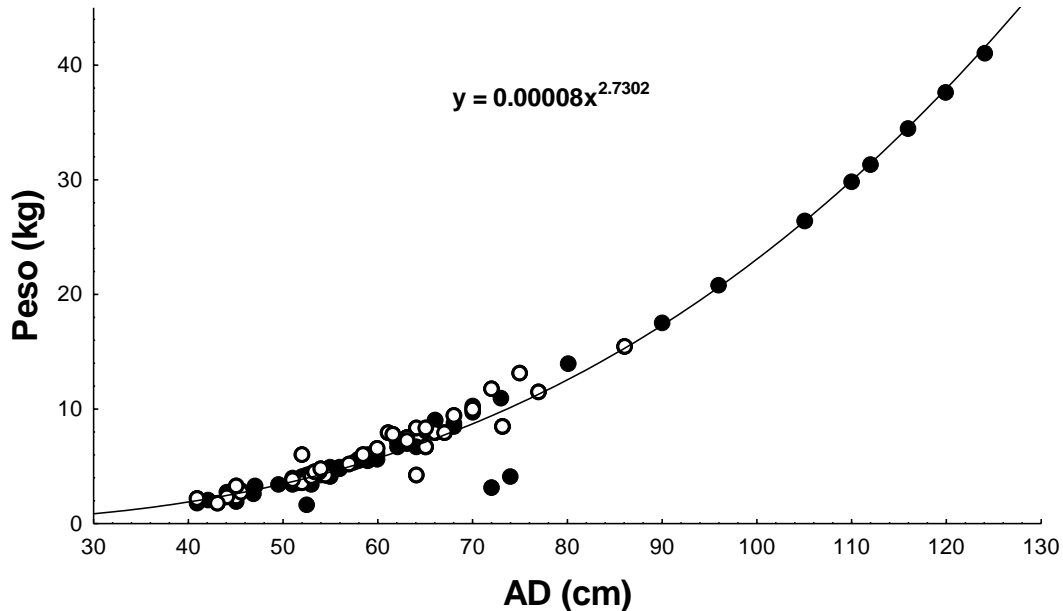


Figura 6. Modelo potencial entre ancho de disco (cm) y peso (kg) para organismos de la especie *H. americanus*; ○= machos, ●= hembras.

En cuanto a los tejidos de interés, se analizaron un total de 77 músculos y 87 hígados de los ejemplares *H. americanus*. El porcentaje promedio general de humedad de los tejidos liofilizados fue $73.6 \pm 6.2\%$ para músculo y $48.9 \pm 7.3\%$ para hígado.

7.2 Concentración de plomo

Las concentraciones de Pb en el músculo de *H. americanus* (con base a peso húmedo) estuvieron entre 0.02 y 2.81 mg kg^{-1} con un promedio de $0.57 \pm 0.67 \text{ mg kg}^{-1}$. La concentración más frecuente encontrada en el músculo fue menor a 0.50 mg kg^{-1} en 46 organismos, seguida por 14 organismos que tuvieron valores de Pb total de 0.50 a 1.00 mg kg^{-1} . Se observa una mayor probabilidad de concentraciones de Pb total $< 1.00 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 9a).

En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron menores en comparación al músculo, presentando valores desde 0.02 a 0.72 mg kg⁻¹ (peso húmedo), con un promedio de 0.20 ± 0.15 mg kg⁻¹. La concentración más frecuente en el hígado varió entre 0.10 a 0.20 mg kg⁻¹ en 32 organismos, y se observa que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones <0.02 mg kg⁻¹ de Pb total en hígado de *H. americanus* (Fig. 9b).

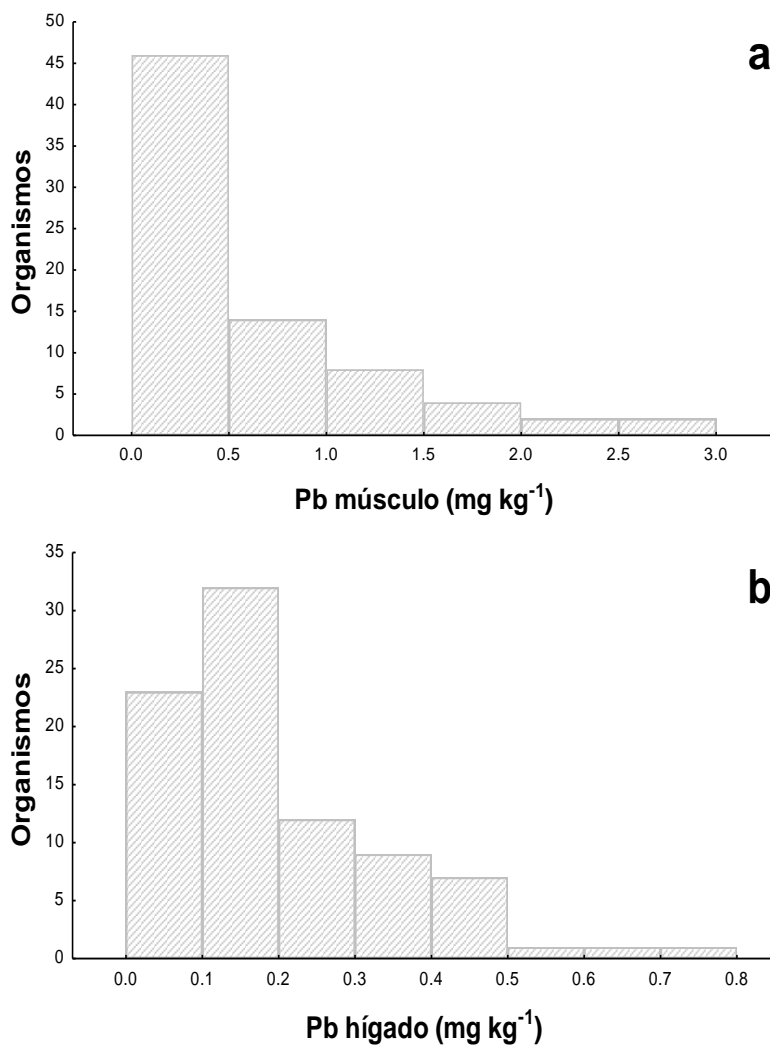


Figura 7. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Pb total en (a) músculo e (b) hígado de *H. americanus* (peso húmedo).

El contenido de Pb en músculo no tuvo una correlación significativa con respecto al peso ($p > 0.05$), ni con el ancho de disco, mientras que el Pb en el hígado si mostró

una correlación significativa ($p < 0.05$), tanto para el peso como para el ancho de disco. Es decir, que se observa una tendencia tal, en donde organismos con mayor peso y ancho de disco presentan un mayor contenido de Pb en hígado, mientras que esto no pasa para el músculo (Fig. 10b, d).

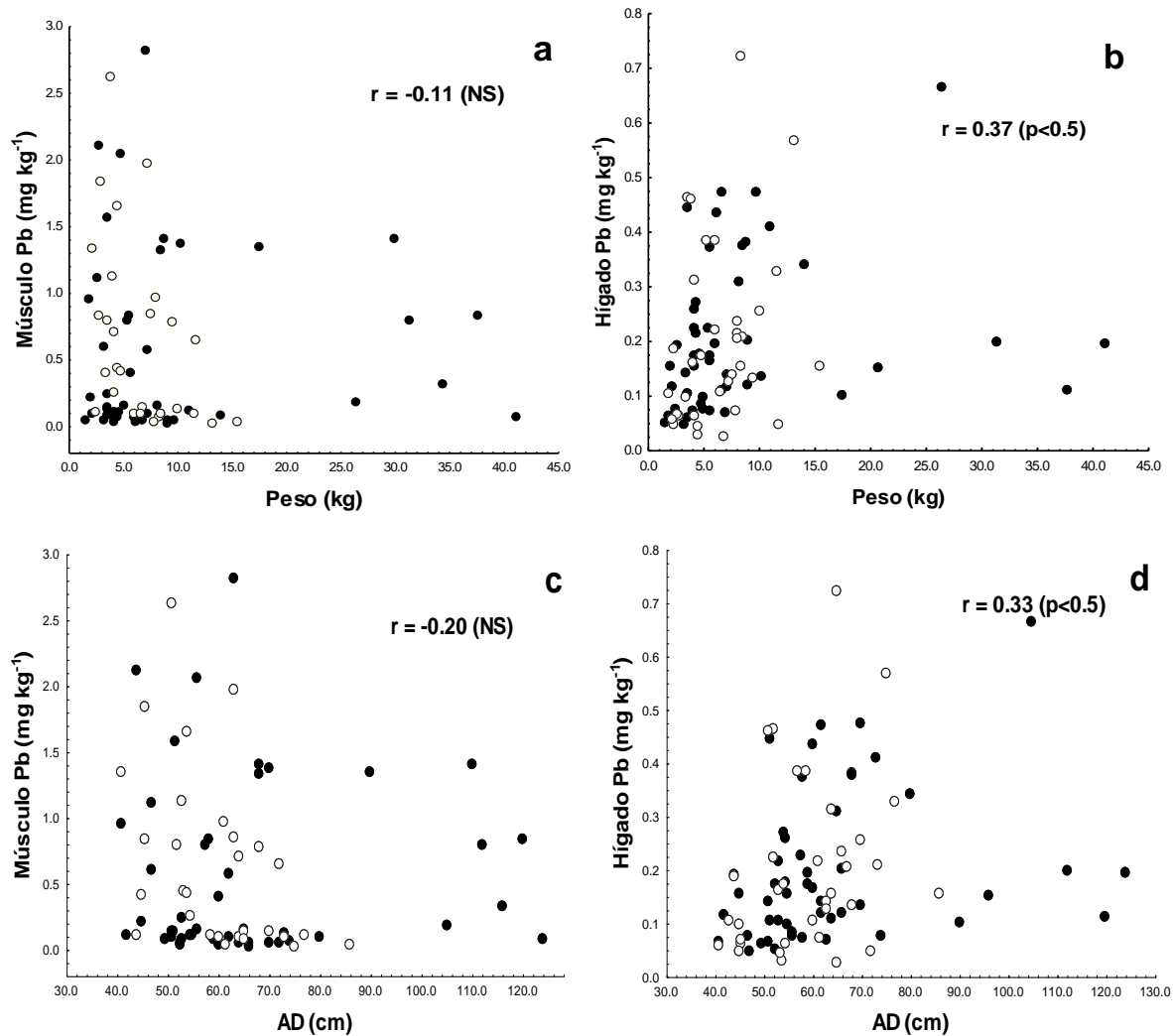


Figura 8. Correlaciones entre la concentración de Pb en músculo (a y c), e hígado (b y d) de *H. americanus* (peso húmedo) con el peso y ancho de disco; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); ○= machos, ●= hembras.

Las concentraciones de Pb en los tejidos de músculo e hígado presentaron diferencias significativas entre ellos ($U = 2646$; $p < 0.05$), en el músculo se presentaron mayores niveles de Pb a comparación del hígado (Fig.11). Sin

embargo, de acuerdo al sexo de los organismos, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre machos y hembras (Híg: U= 841, Mús: U=595; $p>0.05$). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre juveniles y adultos (Híg: U= 774, Mús: U= 674; $p>0.05$;). Por lo que el sexo ni la madurez son factores determinantes del contenido de plomo.

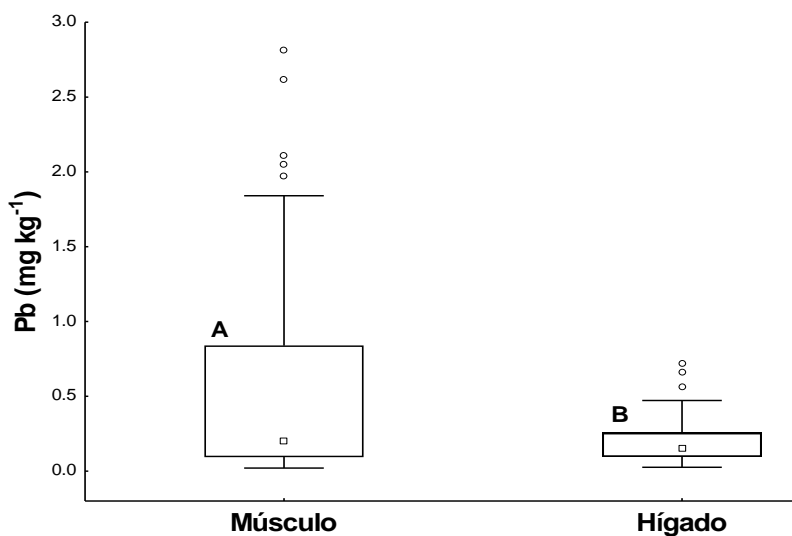


Figura 9. Comparación de niveles de Pb en músculo e hígado de *H. americanus*. Diferente superíndice alfabético representa diferencia significativa entre las medianas. \circ = valor atípico.

7.3 Concentración de arsénico

Las concentraciones de As en el músculo de *H. americanus* del total de las muestras obtenidas estuvieron entre 2.07 y 7.67 mg kg^{-1} (con base a peso húmedo) con un promedio de $3.30 \pm 1.02 \text{ mg kg}^{-1}$. La concentración más frecuente encontrada en el músculo osciló entre 2.50 y 3.00 mg kg^{-1} en 44 organismos, seguida por 9 organismos que tuvieron valores de As total de 3.50 a 4.00 mg kg^{-1} . Se observa una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de As total $<4.00 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 12a).

En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron mayores en comparación al músculo, presentando valores desde 2.88 a 47.87 mg kg^{-1} (peso húmedo) con un promedio de $15.56 \pm 8.60 \text{ mg kg}^{-1}$, la concentración más frecuente

encontrada en el hígado varió entre 15.00 a 20.00 mg kg⁻¹ en 24 organismos, y se observa además que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones >10.00 mg kg⁻¹ de As total en el hígado de *H. americanus* (Fig. 12b).

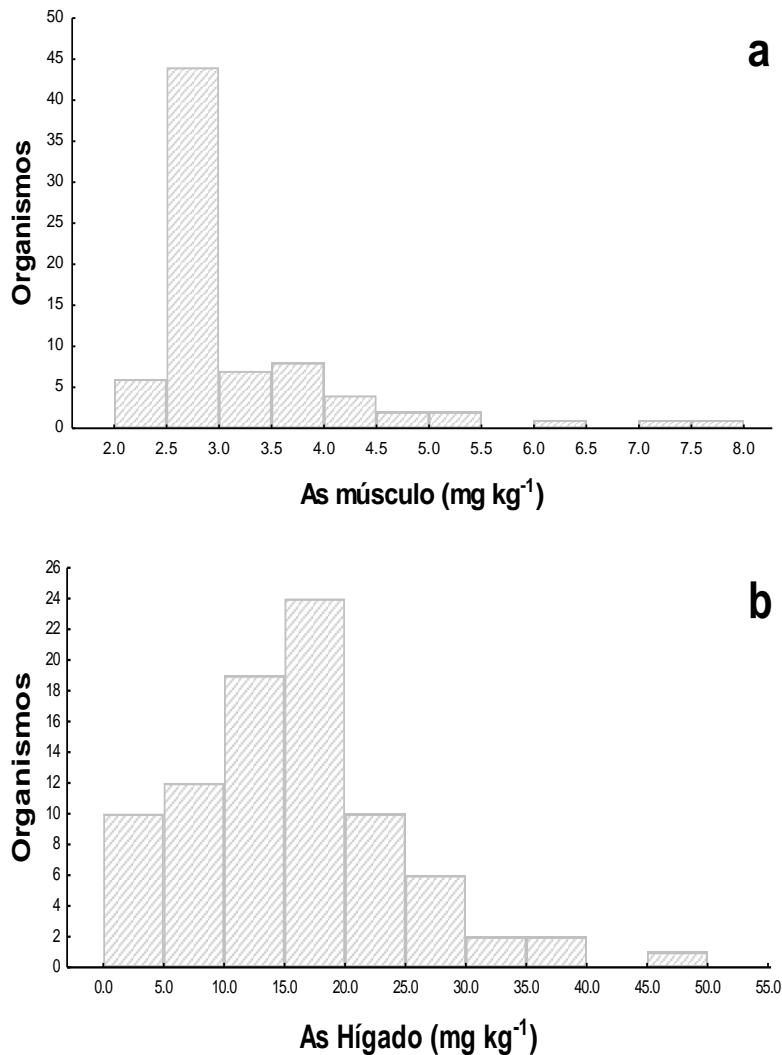


Figura 10. Histograma de frecuencias de las concentraciones de As total en (a) músculo e (b) hígado de *H. americanus* (peso húmedo).

El contenido de As en músculo e hígado no presentaron una correlación significativa con respecto al peso ni ancho de disco ($p > 0.05$) (Fig. 13).

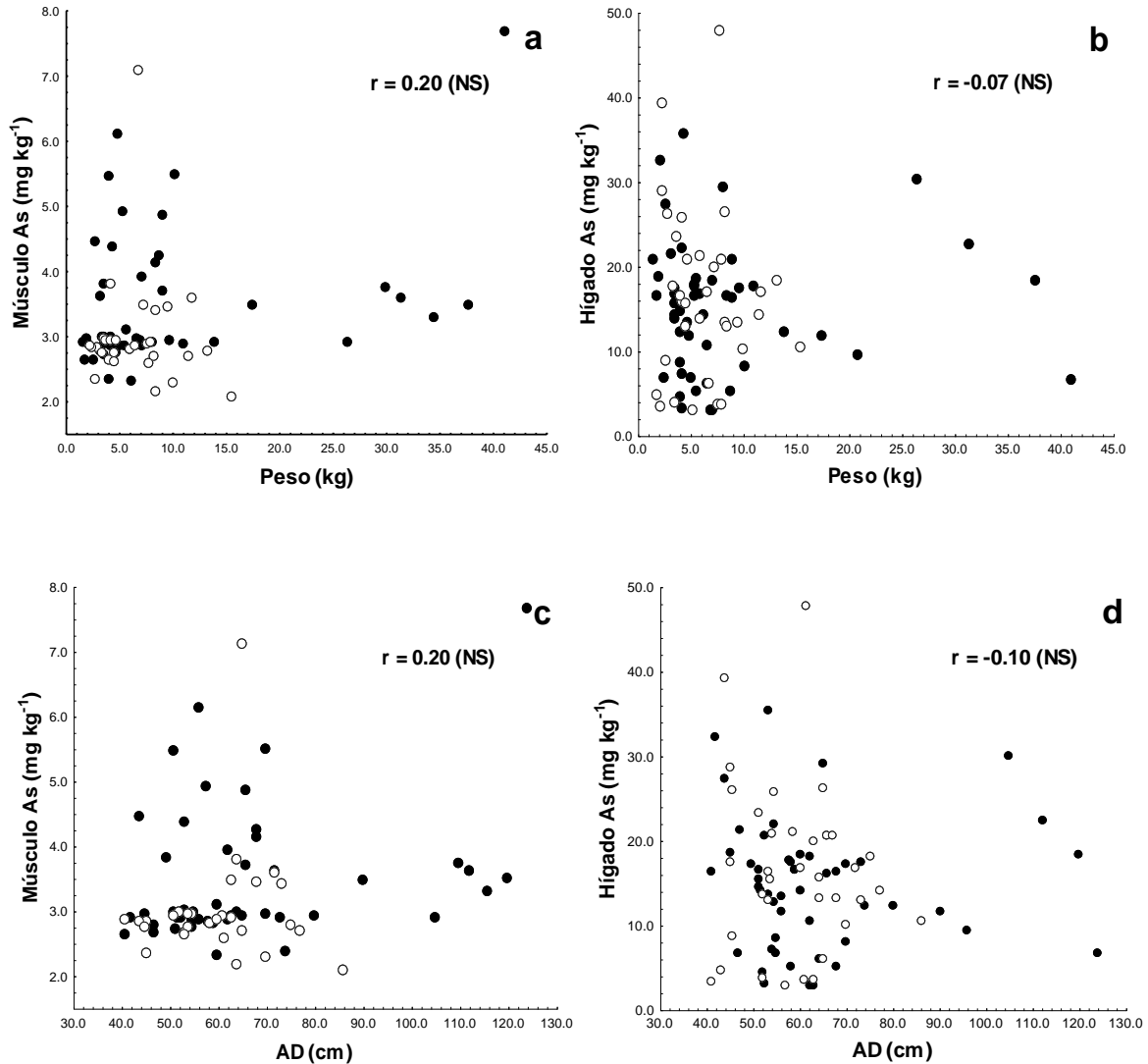


Figura 11. Correlaciones entre la concentración de As en músculo (a y c), e hígado (b y d) de *H. americanus* (peso húmedo) con el peso y ancho de disco. r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); \circ = machos, \bullet = hembras.

Las concentraciones de As en músculo e hígado presentaron diferencias significativas entre ellos ($U=258$; $p < 0.05$), en el hígado se presentaron mayores niveles de Pb en comparación con el músculo (Fig. 14a). Sin embargo, de acuerdo con el estado de madurez, los organismos no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre juveniles y adultos (Híg: $U= 869$, Mús: $U=629$; $p > 0.05$). No obstante, se presentó una diferencia significativa en músculo ($U=388$; $p < 0.05$;) entre machos y hembras, con las hembras con un mayor contenido de As (Fig. 14b).

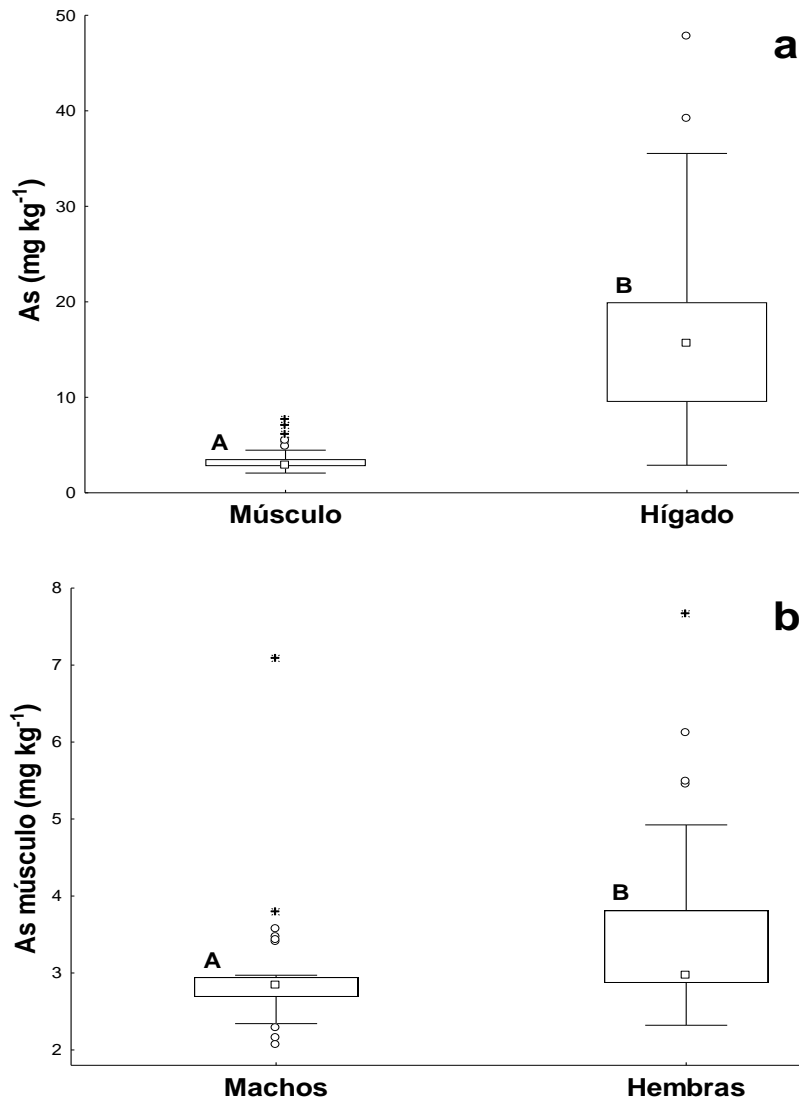


Figura 12. Comparación de niveles de As en músculo e hígado (a) y comparación del contenido de As en músculo de machos y hembras (b) de *H. americanus*; Diferente superíndice alfabético representa diferencia significativa entre las medianas. ○ = valor atípico; * = valor extremo.

7.4 Concentración de cadmio

Las concentraciones de Cd en el músculo de *H. americanus* del total de las muestras obtenidas estuvieron entre 0.005 y 0.50 mg kg⁻¹ (con base a peso húmedo) con un promedio de 0.05 ± 0.07 mg kg⁻¹. La concentración más frecuente encontrada en el músculo osciló entre 0.005 y 0.10 mg kg⁻¹ en 68 organismos,

seguida por 4 organismos que tuvieron valores de Cd total de 0.10 a 0.20 mg kg⁻¹, se observa una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de Cd total <0.10 mg kg⁻¹ (Fig. 15a). En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron mayores en comparación al músculo, presentando valores desde 0.07 a 3.66 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.48 ± 0.55 (peso húmedo). La concentración más frecuente encontrada en el hígado osciló entre 0.07 a 0.50 mg kg⁻¹ en 59 organismos. Se observa que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones <0.50 mg kg⁻¹ de Cd total en hígado de *H. americanus* (Fig. 15b).

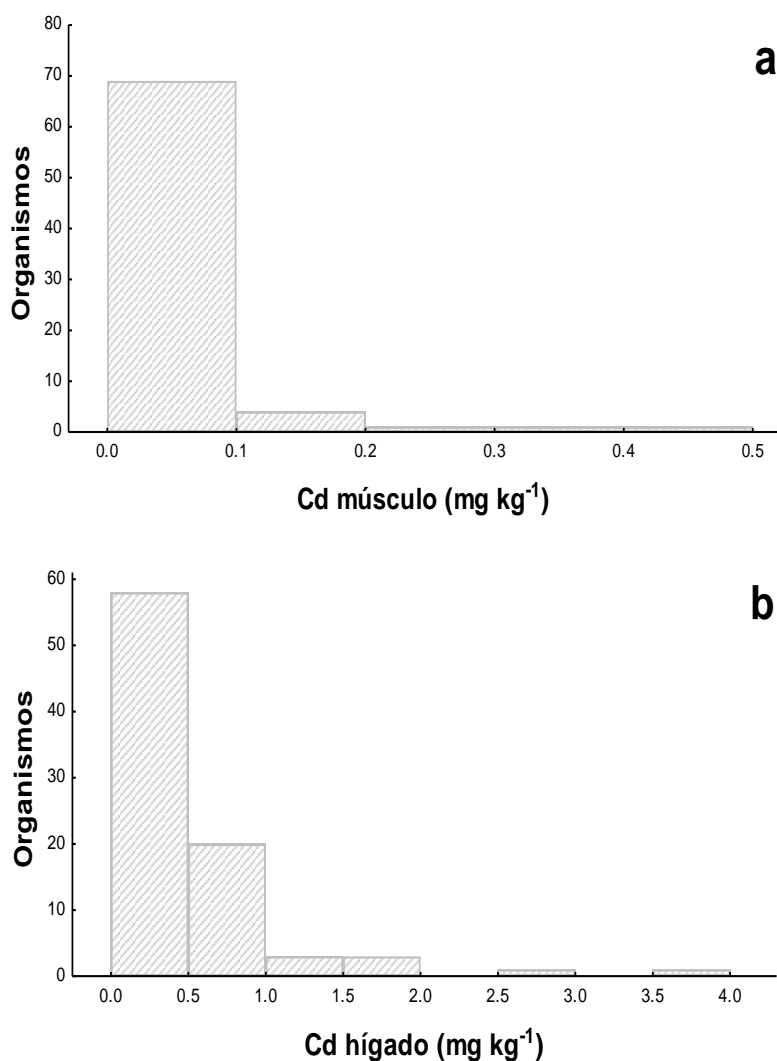


Figura 13. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Cd total en (a) músculo y (b) hígado de *H. americanus* (peso húmedo).

El contenido de Cd en músculo tuvo una correlación positiva significativa con respecto al peso y ancho de disco ($p < 0.05$), también se obtuvo una correlación significativa con el peso y ancho de disco y el contenido de Cd en hígado. Es decir, se observa una tendencia en donde individuos de mayor tamaño (peso y ancho de disco) presentan un mayor contenido de Cd en el músculo e hígado (Fig. 16).

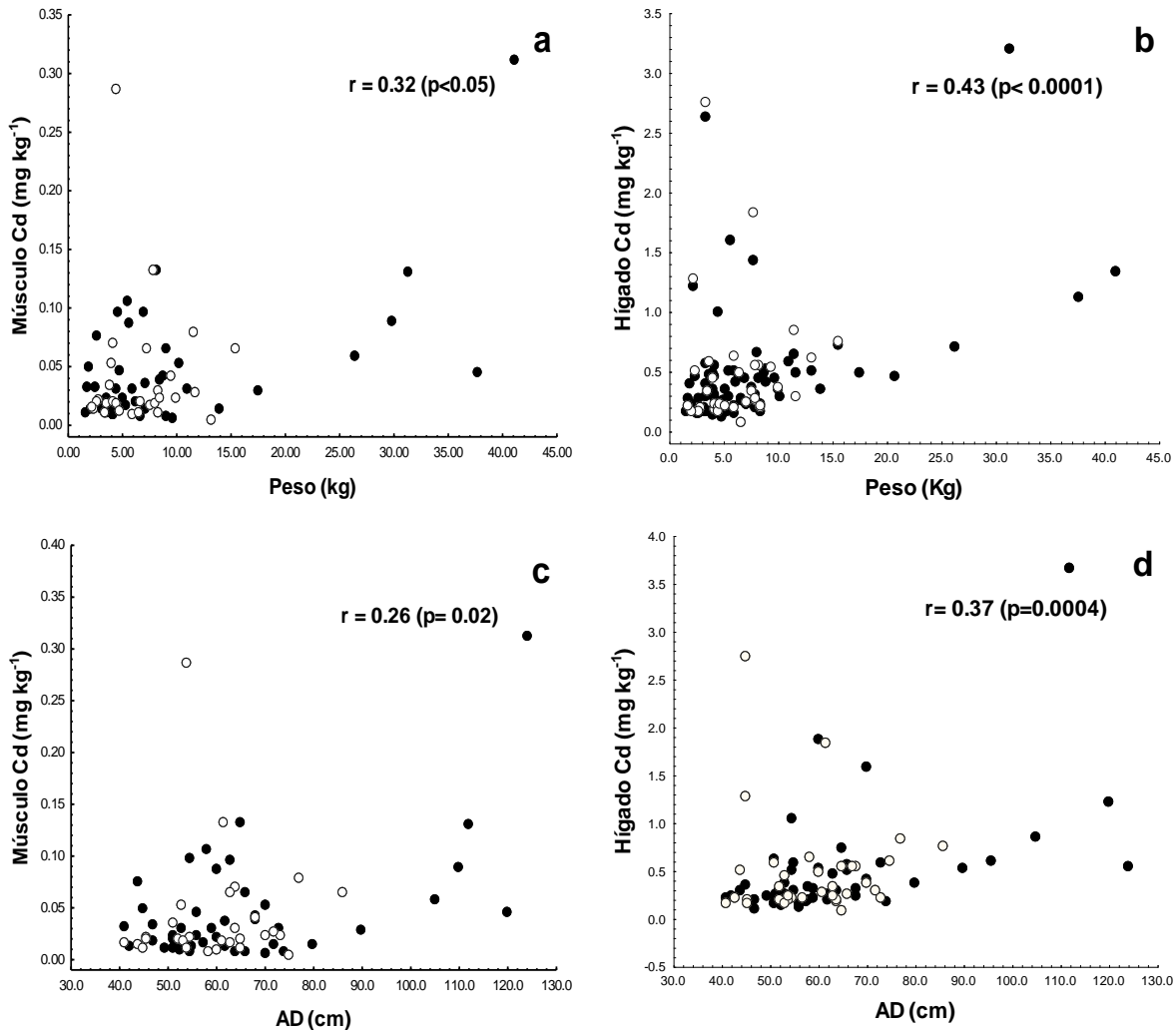


Figura 14. Correlaciones entre la concentración de Cd en músculo (a y c), e hígado (b y d) de *H. americanus* (peso húmedo) con el peso y ancho de disco. r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); \circ = machos, \bullet = hembras.

Las concentraciones de Cd en los tejidos músculo e hígado presentaron diferencias significativas entre ellos ($U=160$; $p < 0.05$), en el hígado se presentaron mayores niveles de Pb en comparación con el músculo (Fig. 17). Sin embargo, de acuerdo con el sexo de los organismos, no se presentaron diferencias estadísticamente

significativas entre machos y hembras (Híg: $U= 879$, Mús: $U=623$; $p>0.05$), por lo que el sexo tiende a no ser un factor determinante en el contenido de Cd, tampoco se encontraron diferencias significativas entre juveniles y adultos en hígado y músculo (Híg: $U= 720$, Mús: $U=597$; $p>0.05$).

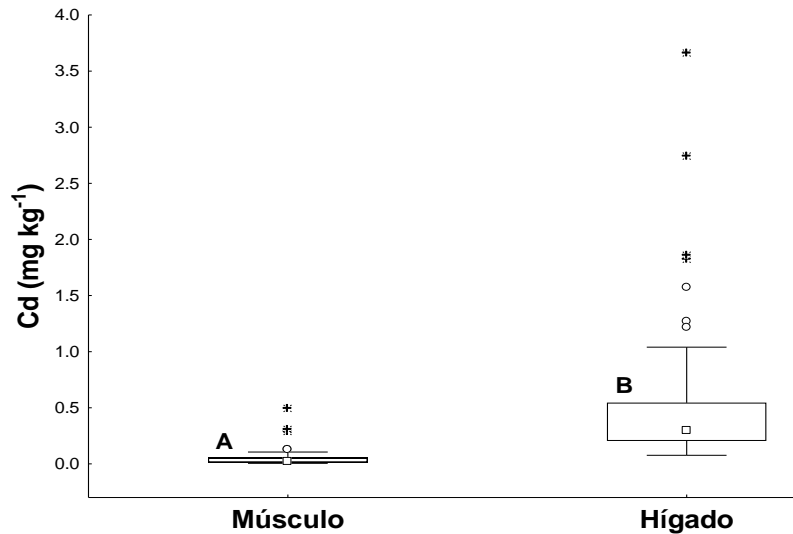


Figura 15. Comparación de niveles de Cd en músculo e hígado de *H. americanus*. Diferente superíndice alfabético representa diferencia significativa entre las medianas. ○ = valor atípico; * = valor extremo.

7.5 Concentración de zinc

Las concentraciones de Zn en el músculo de *H. americanus*, el total de las muestras presentaron niveles entre 3.40 y 25.30 mg kg^{-1} (con base a peso húmedo) con un promedio de $9.10 \pm 3.60 \text{ mg kg}^{-1}$. La concentración más frecuente encontrada en el músculo varió entre 8.00 y 10.00 mg kg^{-1} en 23 organismos, seguida por 22 organismos que tuvieron niveles de Zn entre de 6.00 y 8.00 mg kg^{-1} , observándose una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de Zn total $> 5.00 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 18a). En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron mayores en comparación al músculo, presentando valores desde 6.90 a 56.16 mg kg^{-1} (peso húmedo) con un promedio de $19.70 \pm 8.30 \text{ mg kg}^{-1}$. La concentración más frecuente encontrada en el hígado varió entre 15.00 y 20.00 mg kg^{-1} en 35 organismos, observándose que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones $>10.00 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn total en el hígado de *H. americanus* (Fig. 18b).

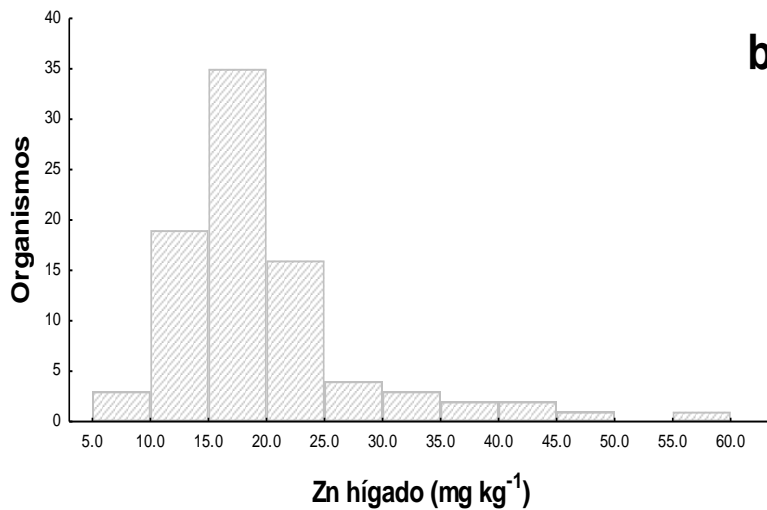
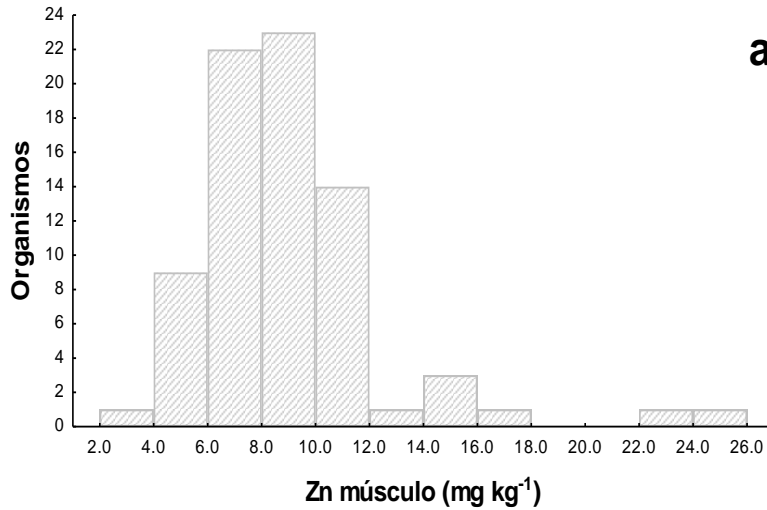


Figura 16. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Zn total en: (a) músculo y (b) hígado de *H. americanus* (peso húmedo).

El contenido de Zn en músculo tuvo una correlación negativa no significativa con respecto al peso y ancho de disco ($p > 0.05$), mientras que el Zn en hígado mostró una correlación negativa significativa respecto al peso y al ancho de disco ($p < 0.05$). Es decir, se observa una tendencia en donde organismos de mayor tamaño (peso y ancho de disco), disminuyen su contenido de Zn en el hígado (Fig.19 b-d).

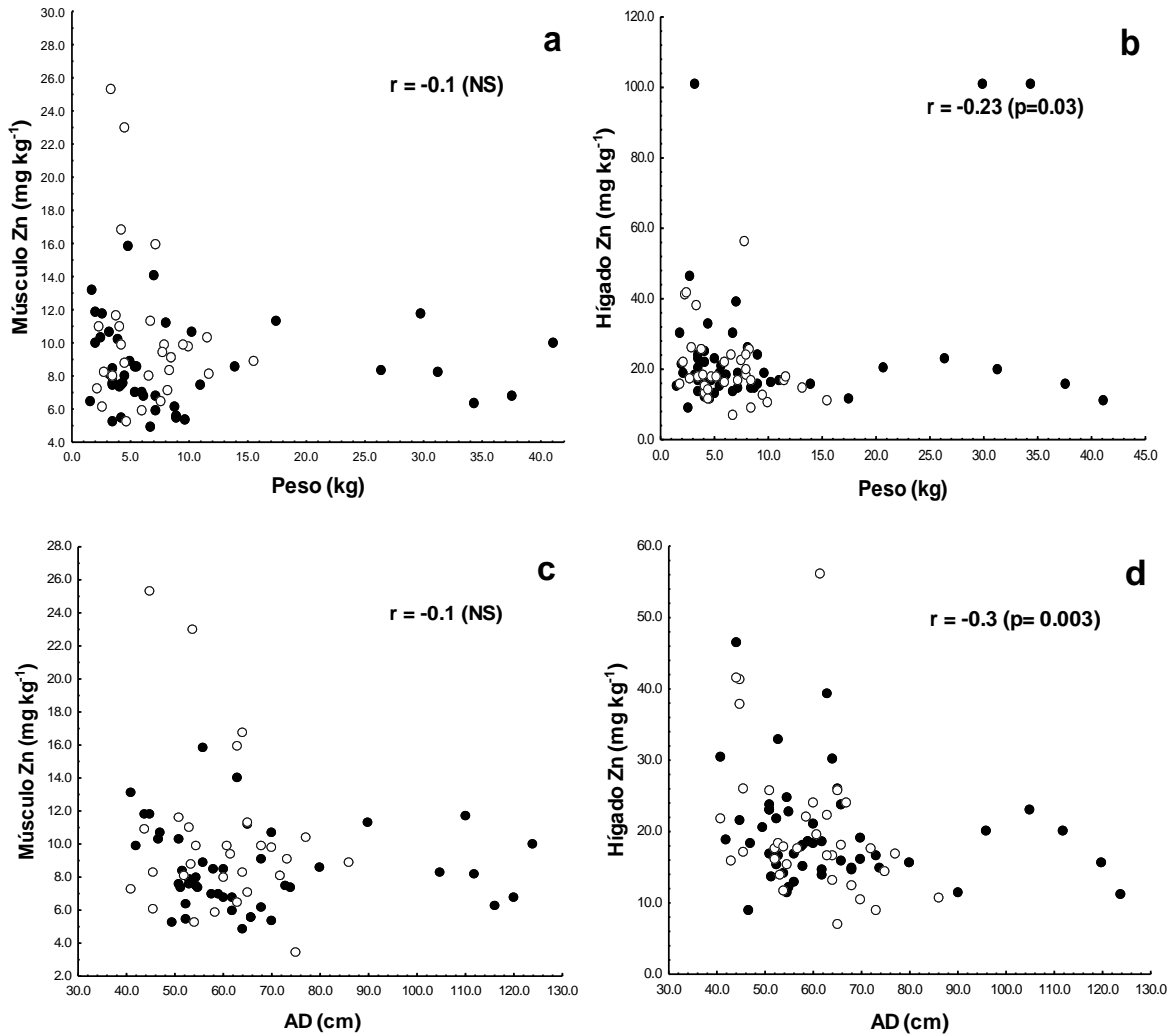


Figura 17. Correlaciones entre la concentración de Zn en músculo (a y c), e hígado (b y d) de *H. americanus* (peso húmedo) con el peso y ancho de disco. r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); \circ = machos, \bullet = hembras.

Las concentraciones de Zn en los tejidos de músculo e hígado presentaron diferencias significativas entre ellos ($U = 399$; $p < 0.05$), sin embargo, de acuerdo con el sexo de los organismos, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre machos y hembras (Híg: $U = 890$, Mús: $U = 539$; $p > 0.05$), por lo que el sexo tiende a no ser un factor determinante en el contenido de Zn. Tampoco se encontraron diferencias significativas para Zn en músculo entre juveniles y adultos ($U = 618$; $p > 0.05$), sin embargo, si se presentaron diferencias significativas en hígado ($U = 620$; $p < 0.05$), la concentración promedio de Zn en hígado de juveniles es mayor que en adultos (Fig. 20 b).

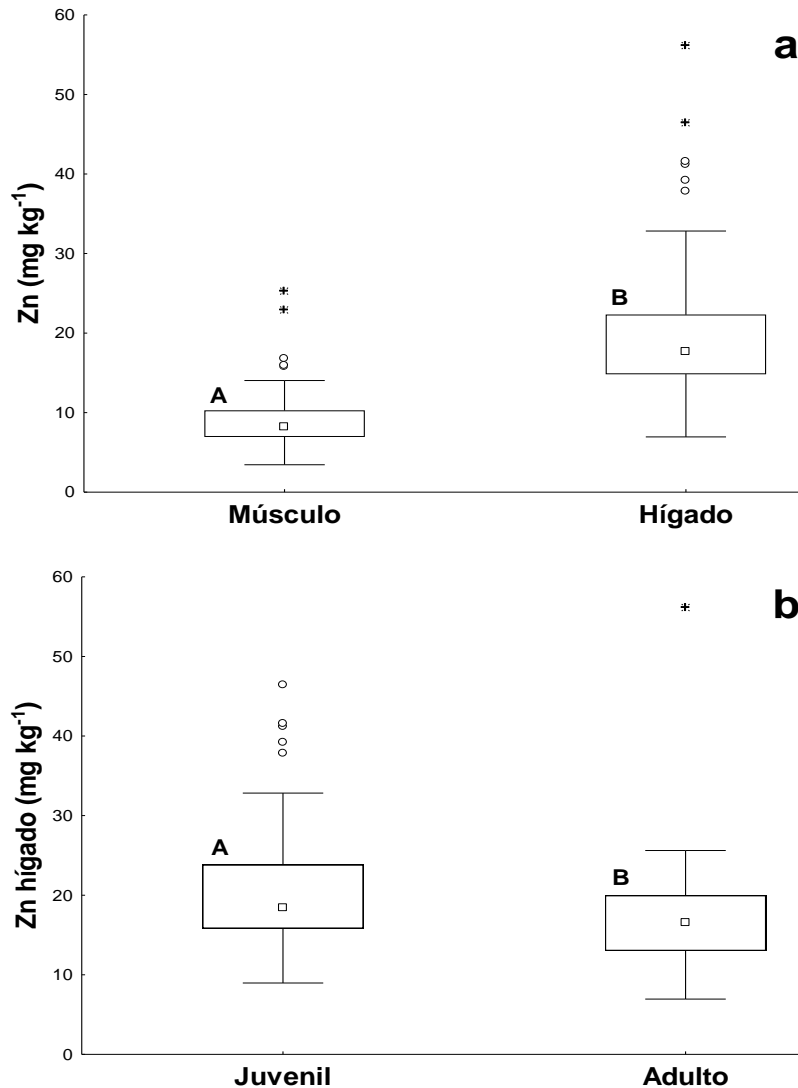


Figura 18. Comparación de niveles de Zn en músculo e hígado (a) y comparación del contenido de Zn en músculo de juveniles y adultos (b) de *H. americanus*. Diferente superíndice alfabético representa diferencia significativa entre las medianas. ○ =valor atípico; * = valor extremo.

7.6 Concentración de cobre

Las concentraciones de Cu en el músculo de *H. americanus* del total de las muestras obtenidas presentaron niveles entre 0.02 y 0.60 mg kg⁻¹ (con base a peso húmedo) con un promedio de 0.14 ± 0.09 mg kg⁻¹. La concentración más frecuente encontrada en el músculo osciló entre 0.02 y 0.10 mg kg⁻¹ en 34 organismos, seguida por 28 organismos que tuvieron valores de Cu total de 0.10 a 0.20 mg kg⁻¹, se observa una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de Cu total <0.20

mg kg⁻¹ (Fig. 21a). En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron mayores en comparación al músculo, presentando valores desde 0.63 a 37.72 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con un promedio de 3.21 ± 4.60 mg kg⁻¹, la concentración más frecuente encontrada en el hígado varió entre 0.10 y 5.00 mg kg⁻¹ en 78 organismos. Se observa que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones <5.00 mg kg⁻¹ de Cu en hígado de *H. americanus* (Fig.21b).

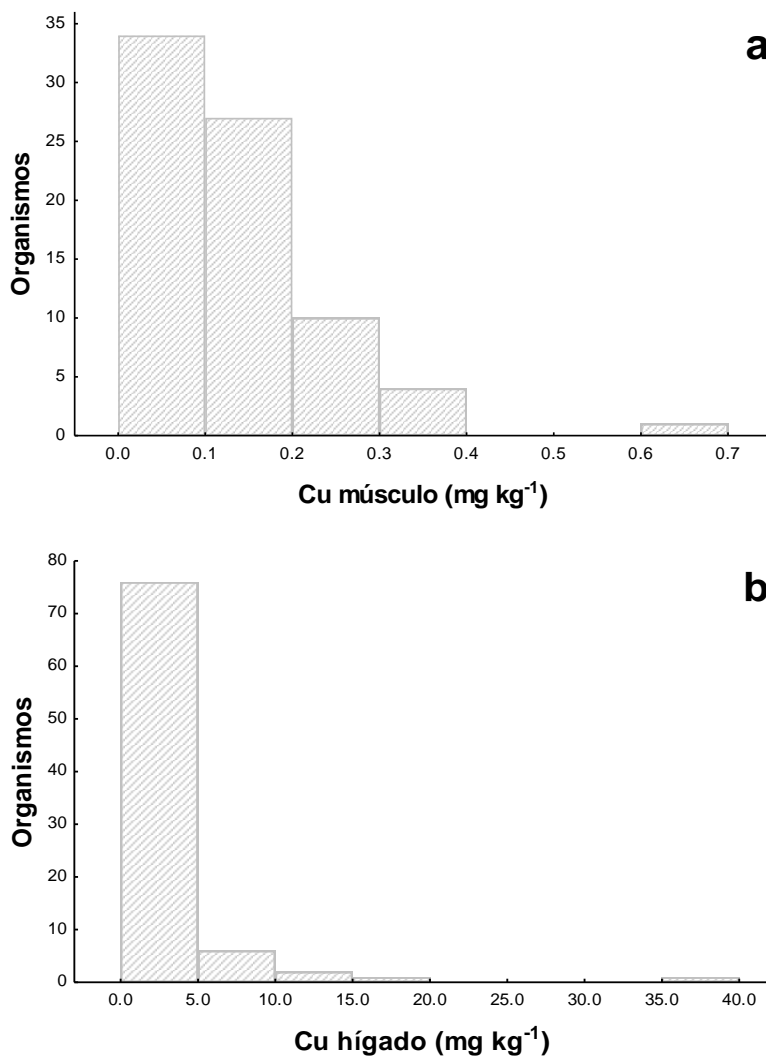


Figura 19. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Cu total en (a) músculo y (b) hígado de *H. americanus* (peso húmedo).

El contenido de Cu en músculo e hígado tuvo una correlación negativa significativa con el peso y ancho de disco ($p < 0.05$). Es decir, se presenta una tendencia donde

los organismos de mayor tamaño (peso y ancho de disco) disminuyen su contenido de Cu (Fig. 22).

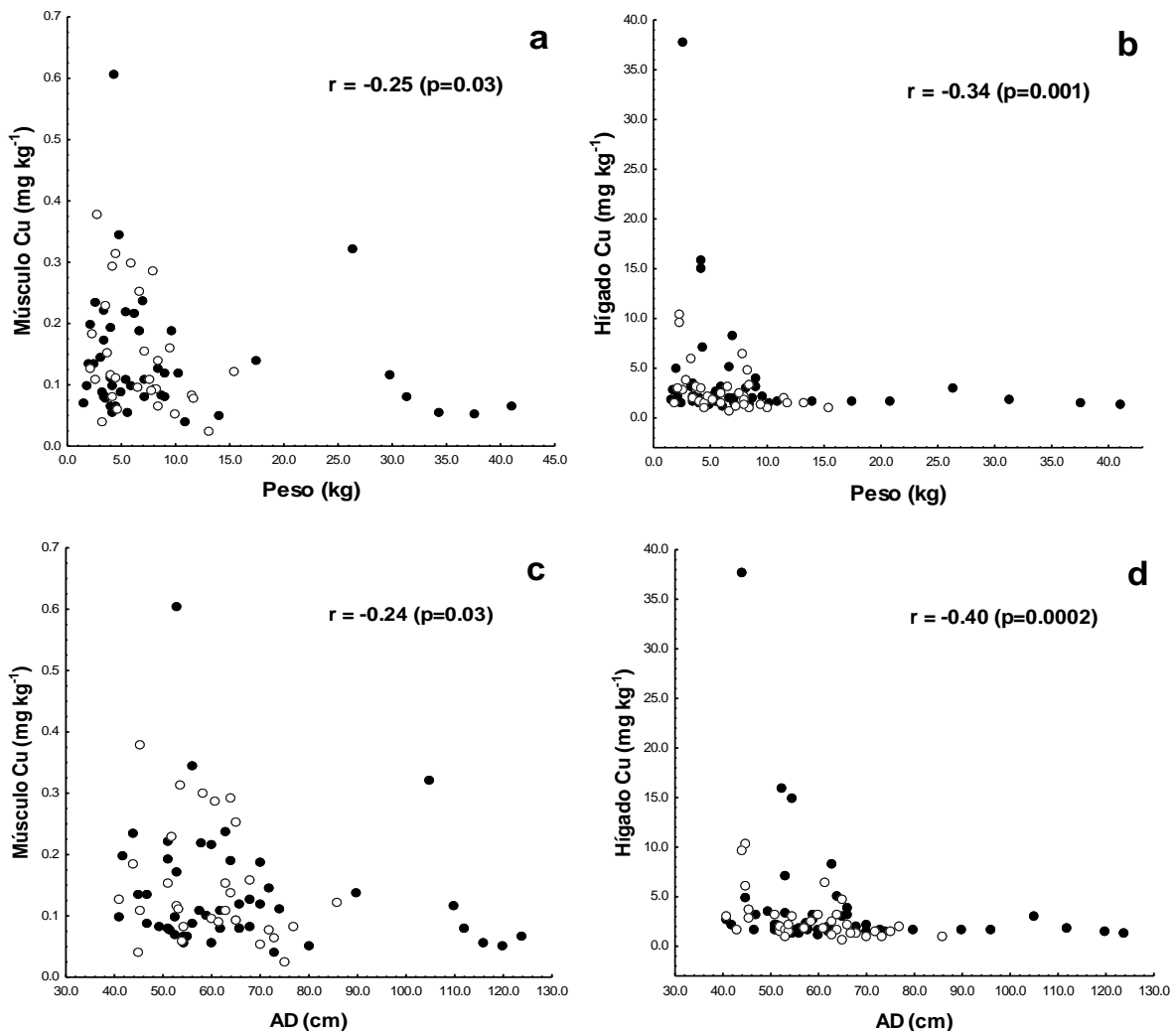


Figura 20. Correlaciones entre la concentración de Cu en músculo (a y c), e hígado (b y d) de *H. americanus* (peso húmedo) con el peso y ancho de disco. r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); \circ = machos, \bullet = hembras.

Las concentraciones de Cu en los tejidos músculo e hígado presentaron diferencias significativas entre ellos ($U = 0$; $p < 0.05$), sin embargo, de acuerdo con el sexo de los organismos, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre machos y hembras (Híg: $U = 803$, Mús: $U = 609$; $p > 0.05$), por lo que el sexo tiende a no ser un factor determinante en el contenido de Cu. Tampoco se encontraron diferencias significativas para Cu en músculo entre juveniles y adultos ($U = 629$;

$p > 0.05$), sin embargo, si se presentaron diferencias significativas en hígado ($U = 499$; $p < 0.05$). La concentración promedio de Cu en hígado de juveniles fue mayor que en adultos (Fig. 23b).

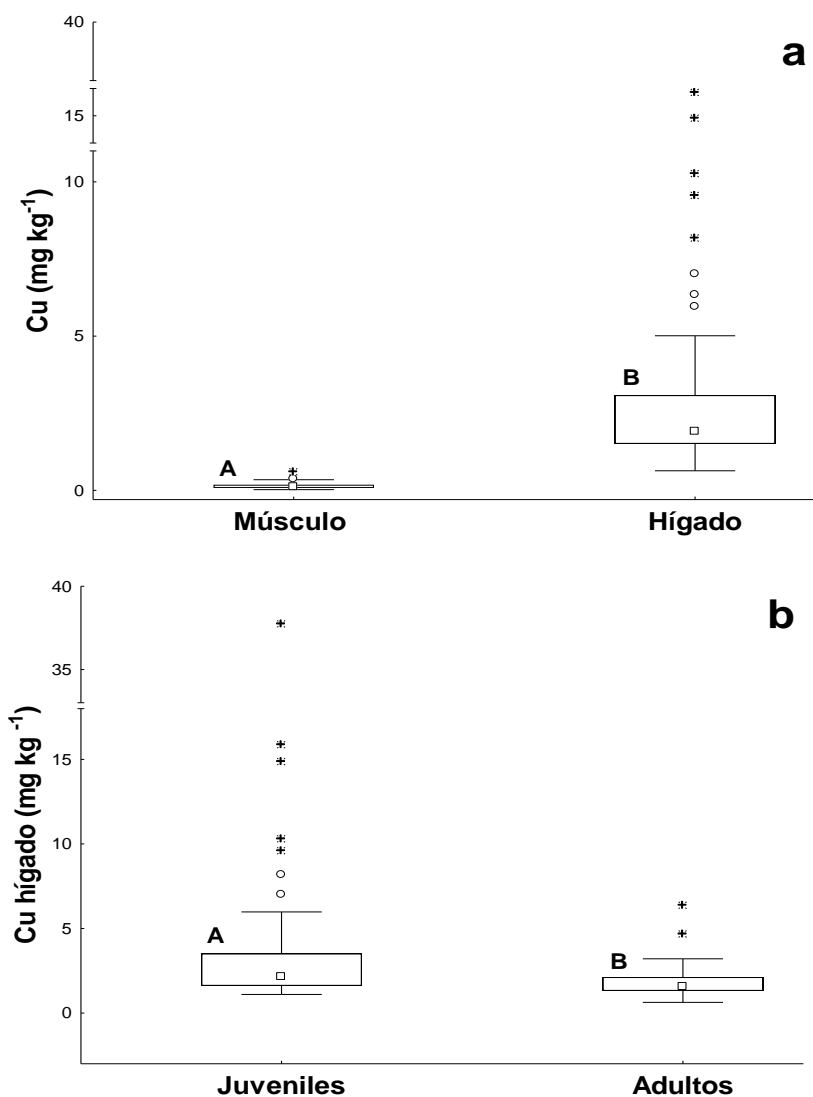


Figura 21. Comparación de niveles de Cu en músculo e hígado (a) y comparación del contenido de Cu en músculo en juveniles y adultos (b) de *H. americanus*. Diferente superíndice alfabético representa diferencia significativa entre las medianas. ○ = valor atípico; * = valor extremo.

7.7 Relación entre elementos

Las concentraciones de los elementos se relacionaron entre ellos y los tejidos de estudio, por ejemplo, se puede observar que el Cu en hígado se correlacionó

positivamente con Zn en hígado (Tabla 4). Así también se asoció el contenido de Zn en músculo con Pb, Cd y Cu en músculo.

Tabla 4. Correlaciones entre las concentraciones de elementos (Pb, As, Cd, Zn y Cu) determinados en músculo e hígado de *H. americanus*, sólo se incluyen las que fueron significativas.

	Pb-M	Pb-H	As-M	As-H	Cd-M	Cd-H	Zn-M	Zn-H	Cu-M	Cu-H
Pb-M	---	---	---	---	0.41*	---	0.50**	---	0.23*	---
Pb-H	---	---	---	---	---	0.35**	---	---	---	---
As-M	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
As-H	---	---	---	---	---	0.26*	---	0.42**	---	0.36**
Cd-M	0.41*	---	---	---	---	---	0.50**	---	---	0.23*
Cd-H	---	0.35**	---	0.26*	---	---	---	0.32**	-0.24*	---
Zn-M	0.50**	---	---	---	0.50**	---	---	---	0.30*	---
Zn-H	---	---	---	0.42**	---	0.32**	---	---	0.34**	0.73**
Cu-M	0.23*	---	---	0.36**	---	-0.24*	0.30*	0.34**	---	---
Cu-H	---	---	---	---	0.23*	---	---	0.73**	---	---

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

7.8 Riesgo a la salud

Los riesgos a la salud por consumo de *H. americanus* se calcularon mediante el coeficiente HQ y HI para los elementos (excepto Cu) y el RCC para el caso de As_i y Pb, tomando en cuenta solo al músculo, debido a que es el tejido de mayor consumo (Tabla 5). Actualmente no existe un valor estimado de consumo promedio para rayas en México, por lo cual se plantearon tres escenarios, para el primero (escenario 1) las estimaciones se realizaron de acuerdo a datos publicados para el consumo promedio de tiburones y cazones, el cual fue de 0.36 kg per cápita al año (CONAPESCA, 2018), considerando que las comunidades costeras tienden a tener un consumo promedio por encima de la media nacional. En el segundo escenario (2) se utilizó el consumo per cápita al año para el total de productos de la pesca en México de 12.91 kg (CONAPESCA, 2018). El tercer escenario (3) empleó el consumo per cápita al año mundial de productos de la pesca estimado por la FAO de 19.70 kg (FAO, 2017). Las dosis de referencia utilizadas al igual que el slope

factor de As_i y Pb se muestran en la subsección 6.7, la concentración total de los contaminantes en el músculo de *H. americanus* para el cálculo del HQ, se tomó de los resultados obtenidos en el presente estudio, siendo los promedios de concentración 0.58, 0.050, 0.33 (10% de As_i/As total) y 9.09 mg kg⁻¹ para Pb, Cd, As y Zn, respectivamente.

El riesgo por exposición se presenta cuando el coeficiente de peligrosidad HQ > 1, y de acuerdo con la dosis de consumo estimada diaria de CONAPESCA (2018) para tiburones y cazones y las concentraciones promedio de los elementos, la población no se encuentra en riesgo de sufrir efectos adversos a la salud por el consumo de músculo de *H. americanus* (Tabla 5). Por otro lado, si se consideran escenarios más conservadores, se puede observar que para Pb el estrato poblacional que se encuentra en riesgo es el <40 y <60 kg, para el escenario 2 y 3, respectivamente. En el caso del As_i la población de <30 y <50 kg, es la que se encuentra en riesgo por el consumo per cápita para el total de productos de la pesca dado por CONAPESCA (2018) a nivel nacional y FAO (2018) a nivel mundial, respectivamente.

Tabla 5. Factores de riesgo para Pb, Cd, As_i y Zn de acuerdo al consumo estimado por CONAPESCA (2018) y FAO (2018) a distintos pesos.

HQ												
	Pb			Cd			As_i			Zn		
Peso (kg)	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
10	0.114	4.102	6.261	0.005	0.177	0.270	0.011	3.889	5.937	0.003	0.107	0.164
20	0.057	2.051	3.130	0.002	0.088	0.135	0.005	1.944	2.968	0.001	0.054	0.082
30	0.038	1.367	2.087	0.002	0.059	0.090	0.004	1.296	1.979	0.001	0.036	0.055
40	0.028	1.025	1.565	0.001	0.044	0.067	0.003	0.972	1.484	0.001	0.027	0.041
50	0.023	0.820	1.252	0.001	0.035	0.054	0.003	0.777	1.187	0.001	0.021	0.033
60	0.019	0.684	1.043	0.001	0.029	0.045	0.002	0.648	0.989	0.000	0.018	0.027
70	0.016	0.586	0.894	0.001	0.025	0.039	0.001	0.555	0.848	0.000	0.015	0.023

80	0.014	0.513	0.783	0.001	0.022	0.034	0.001	0.486	0.742	0.000	0.013	0.020
90	0.013	0.456	0.7696	0.001	0.020	0.030	0.001	0.432	0.660	0.000	0.012	0.018
100	0.011	0.410	0.626	0.000	0.018	0.027	0.001	0.389	0.594	0.000	0.011	0.016

Escenarios 1= Consumo promedio de tiburones y cazones-0.36 kg per cápita (CONAPESCA, 2018); 2= consumo para el total de productos de la pesca en México-12.91 kg per cápita (CONAPESCA, 2018); y 3= consumo mundial de productos de la pesca-9.7 kg per cápita (FAO, 2018).

De acuerdo con el HI calculado, se presentan riesgos cuando este índice es mayor a 1, en la Tabla 6 se puede observar que al utilizar el consumo per cápita para el total de productos de la pesca en México (CONAPESCA, 2018) se presenta un riesgo en el estrato poblacional <80 kg de peso corporal, así mismo en el tercer escenario se empleó el consumo per cápita mundial de productos de la pesca estimado por la FAO (2018) donde la población desde los 10 a 100 kg presenta riesgos por el consumo de este organismo. En lo referente al RCC (Tabla 6), se observó que el consumo indicado por CONAPESCA (2018) a nivel nacional y FAO (2018) a nivel mundial, son los dos escenarios que presentan una mayor probabilidad para la población de contraer cáncer debido al consumo de músculo de *H. americanus*.

Tabla 6. Índice de riesgo (HI) y Riesgo de Contraer Cáncer (RCC).

	HI			RCC					
	\sum HQ			As			Pb		
Peso (kg)	1	2	3	1	2	3	1	2	3
10	0.22	8.28	12.66	4.85x10 ⁻⁵	1.75x10 ⁻³	2.67x10 ⁻³	4.83x10 ⁻⁷	1.74x10 ⁻⁵	2.66x10 ⁻⁵
20	0.11	4.08	6.28	2.43x10 ⁻⁵	8.75x10 ⁻⁴	1.34x10 ⁻³	2.41x10 ⁻⁷	8.72x10 ⁻⁶	1.33x10 ⁻⁵
30	0.02	2.80	4.22	1.62x10 ⁻⁵	5.83x10 ⁻⁴	8.91x10 ⁻⁴	1.610x10 ⁻⁷	5.81x10 ⁻⁶	8.87x10 ⁻⁶
40	0.06	2.04	3.19	1.21x10 ⁻⁵	4.38x10 ⁻⁴	6.68x10 ⁻⁴	1.208x10 ⁻⁷	4.36x10 ⁻⁶	6.65x10 ⁻⁶
50	0.04	1.62	2.47	9.70x10 ⁻⁶	3.50x10 ⁻⁴	5.34x10 ⁻⁴	9.66x10 ⁻⁸	3.49x10 ⁻⁶	5.32x10 ⁻⁶
60	0.04	1.40	2.06	8.09x10 ⁻⁶	2.92x10 ⁻⁴	4.45x10 ⁻⁴	8.05x10 ⁻⁸	2.90x10 ⁻⁶	4.43x10 ⁻⁶
70	0.03	1.18	1.81	6.93x10 ⁻⁶	2.50x10 ⁻⁴	3.82x10 ⁻⁴	6.90x10 ⁻⁸	2.49x10 ⁻⁶	3.80x10 ⁻⁶
80	0.02	1.02	1.59	6.06x10 ⁻⁶	2.19x10 ⁻⁴	3.34x10 ⁻⁴	6.04x10 ⁻⁸	2.18x10 ⁻⁶	3.32x10 ⁻⁶
90	0.02	0.86	1.41	5.39x10 ⁻⁶	1.94x10 ⁻⁴	2.97x10 ⁻⁴	5.37x10 ⁻⁸	1.94x10 ⁻⁶	2.96x10 ⁻⁶

100	0.02	0.82	1.23	4.85x10 ⁻⁶	1.75x10 ⁻⁴	2.67x10 ⁻⁴	4.83x10 ⁻⁸	1.74x10 ⁻⁶	2.66x10 ⁻⁶
------------	------	------	------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Escenarios 1= Consumo promedio de tiburones y cazonos-0.36 kg per cápita (CONAPESCA, 2018); 2= consumo para el total de productos de la pesca en México-12.91 kg per cápita (CONAPESCA, 2018); y 3= consumo mundial de productos de la pesca-19.7 kg per cápita (FAO, 2018).

Otra forma de evaluar el impacto en las personas que consumen el músculo de *H. americanus* es mediante la PTI, por lo tanto, se calculó una dosis de consumo segura para evitar estar en riesgo por los elementos analizados.

El consumo semanal estimado para Pb, Cd, As_i y Zn se muestra en la Tabla 7, de acuerdo con los valores de PTI mostrados en la subsección 6.7 (Evaluación de riesgo a la salud) y el peso promedio de la población mexicana (mujer= 68.7 y hombre= 74.8 kg, CANAIVE, 2012).

Tabla 7. Consumo semanal para Pb, Cd, As_i y Zn de acuerdo con los valores de PTI.

Elementos	Consumo semanal (kg)	
	Mujeres	Hombres
Pb	0.42	0.46
Cd	9.61	10.47
As _i	0.15	0.16
Zn	15.85	17.26

Por lo tanto, se podría decir que para evitar riesgos por el consumo de músculo de *H. americanus* y tomando en cuenta todos los elementos analizados, el consumo debería reducirse a 150 g a la semana para evitar potenciales efectos adversos a la salud.

8. Discusión

Los elasmobranquios son particularmente vulnerables a la polución ambiental, especialmente a los contaminantes que pueden bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la red trófica como metales, metaloides, y los compuestos orgánicos persistentes, esto debido a su alto contenido de lípidos, longevidad, alto nivel trófico, maduración tardía, gestación larga y camadas pequeñas (Mull *et al.*, 2012; Dulvy *et al.*, 2017; Páez-Osuna *et al.*, 2017; Hauser-Davis, 2020). La raya látigo, *H. americanus*, un elasmobranquio perteneciente al superorden batoidea, tiene un promedio de longevidad entre 7.9 y 31.5 años para machos y hembras, respectivamente, y su nivel trófico es de 3.5 (Henningesen y Leaf, 2010; Froese y Pauly, 2021).

En batoideos el dimorfismo sexual es común, particularmente en myliobatoideos, donde en general las hembras alcanzan mayores tamaños, creciendo a una tasa más baja que los machos, lo cual se ha reportado en varios estudios (Tagliafico *et al.*, 2013; Freitas *et al.*, 2019). Incluso, se estima que la madurez se alcanza cuando los machos miden 52 cm de ancho de disco con una edad promedio de 3 a 4 años y en las hembras se presenta entre 75 a 80 cm con una edad promedio de 5 a 6 años (Henningesen y Leaf, 2010). Para las muestras obtenidas de la comunidad de Tamiahua, las hembras mostraron una mayor variabilidad de ancho de disco, que fue de 41 a 124 cm, mientras que en los machos se presentó una variación de 41 a 86 cm, sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre los sexos y la longitud del AD, lo que podría atribuirse a la población capturada, ya que de los 89 organismos, 54 eran hembras, de las cuales solamente 9 eran adultas y 42 juveniles, que presentaron un menor tamaño de AD ($U= 314.5$; $p= <0.05$) que los 26 machos adultos.

La concentración de los elementos en los organismos puede depender de varios factores, como nivel trófico, talla, edad, forma química, habilidades adaptativas de biotransformación en organismos y factores ambientales como la disponibilidad de los elementos en el ambiente (Storelli y Marcotrigiano, 2004; Machuca-Pérez, 2020).

Por ejemplo, el área donde los organismos fueron capturados corresponde a una zona importante de producción petrolera e industrial, la cual ha estado asociada a eventos que exacerban la presencia de elementos potencialmente tóxicos en el ambiente. Concretamente en la laguna de Tamiahua, región adyacente al área de estudio, se presenta un problema de contaminación por metales como Cd y Pb, asociada con una incorrecta disposición de los lodos de perforación. Esto provocó una mortalidad masiva de las poblaciones de ostión hacia 1965-1966 y que en la actualidad continua manifestándose como un problema. En el área de Tamiahua se han encontrado concentraciones promedio de elementos biodisponibles en sedimento, en mg kg^{-1} para Cd de 2.18 ± 0.61 , valor que se encuentra por encima del nivel en que se producen efectos biológicos adversos (1.2 mg kg^{-1}), mientras que las concentraciones de Cu, Pb y Zn fueron de 2.46 ± 4.99 , 5.54 ± 3.84 y $8.17 \pm 4.55 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Guzmán-Amaya *et al.*, 2005; Sobrino-Figueroa *et al.*, 2005).

Así mismo se cuenta con la presencia de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, la cual es la tercera planta generadora más grande del país y utiliza el combustóleo para generar energía eléctrica, entre los principales contaminantes emitidos se encuentran metales como Pb, Cd, Hg, Cr y Co (Zuk *et al.*, 2006); también el área cuenta con la terminal portuaria de almacenamiento Tuxpan, y en estudios realizados en sedimento de la zona estuarina del río Tuxpan, se han reportado concentraciones de Cd tan altas como de 14.0 mg kg^{-1} a 0.03 mg kg^{-1} , y de 40.7 mg kg^{-1} a 0.28 mg kg^{-1} para Pb (Macías-Hernández, 2015) y se encuentran diversas procesadoras de pescados y mariscos a lo largo de la costa, con la peculiaridad de desechar aguas enriquecidas en Zn (Páez-Osuna, 2005a). Además se presenta actividad forestal en la región adyacente, la cual combina 739 unidades de producción rural, de las cuales 49 se dedican a la producción de madera, donde el As se utiliza como fungicida, insecticida, herbicida, alguicida, rodenticida y como conservante aplicado directamente sobre la madera, una fuente adicional de As en

la región es la escorrentía de los pozos de exploración de petróleo que están abandonados y no sellados (Lango-Reynoso *et al.*, 2010).

Otra fuente posible de elementos en el área es la descarga de la región hidrológica 27 Tuxpan-Nautla, la cual es la segunda región en extensión dentro del territorio veracruzano, ocupando un 25.70% del total de la superficie del estado (Pereyra *et al.*, 2010), donde se desarrollan diversas actividades relacionadas con la agricultura, piscicultura, pesca y minería. La minería en el estado de Veracruz se sustenta principalmente en minerales no metálicos y agregados pétreos, tan solo en el 2019 se tuvo una producción de 118, 385,038.3 ton. La superficie a la que pertenece la región hidrológica 27, se encuentran la Unidad Minera Carbonera de Jacales, Unión de Ejidos Caolineros Lic. Rafael Hernández Ochoa, mina la Golondrina y mina las Tuzas, las cuales tienen como principal producto al caolín, mientras que en la mina Santa Clara se explota andesita, en Papanreal y Luis Suárez conglomerado (de arena-arcilla-madera), en el banco El Palenque grava arcillosa y en el banco El Pital arena de río (SGM, 2020).

Así mismo, Veracruz ocupa el tercer lugar en valor total de la producción agropecuaria y pesquera en México. En agricultura, el campo veracruzano produce más de 100 cultivos, posicionando a la entidad como el segundo estado de la república con mayor volumen de producción siendo los principales cultivos la caña de azúcar, naranja, palma de camedor, limón persa, piña, toronja, tangerina, chayote, mandarina, hule hevea, malanga, pimienta y vainilla (SEDARPA, 2020). Específicamente, en la zona norte de Veracruz se cuenta con 164,599.41 ha de superficie sembrada, con una producción en toneladas de 1,006,888.01, siendo Chicontepec el municipio con mayor área dedicada a la agricultura en la región con 33,768 ha, cuyo cultivo predominante es el maíz de grano blanco. Adicionalmente, Veracruz ocupa el segundo lugar a nivel nacional en producción pecuaria con un estimado en la región norte de 145,527 cabezas de ganado bovino, representando 35,868.51 ton, en carne de aves se cuenta con 1, 623,590 cabezas con una producción en toneladas de 2,702.5 y en ganado porcino 57,134 cabezas teniendo

un estimado de 4,778.28 ton, además el estado ocupa el sexto lugar en la producción pesquera nacional (SEDARPA, 2019)

En el caso del sector secundario en el área correspondiente a la cuenca del río Tuxpan, la mayoría de establecimientos (476) son del giro alimentos, seguidos por herrería y mueblería, de los cuales 93 se destacan en este grupo en relación al posible riesgo de impacto ambiental, ya que corresponden al área de energía, captación y suministro de agua, construcción, textiles y trabajo del cuero (INECC, 2018).

Estos impactos ambientales conllevan a alteraciones en el ecosistema, afectando a la cadena trófica, siendo la dieta una de las principales vías de acumulación de metales en los organismos marinos (Storelli y Marcotrigiano, 2004). En un estudio realizado en la costa sur de Belice se llegó a la conclusión de que la dieta de *H. americanus* está dominada por invertebrados de cuerpo blando y bivalvos, por otra parte, en otro trabajo realizado en las Bahamas se determinó la composición dietética de *H. americanus*, obteniendo como presas principales a cinco filos: Arthropoda, Annelida, Sipuncula, Chordata y Mollusca; siendo este último el que predomina en la dieta, y la variedad de presas consumida por *H. americanus* puede sugerir un forrajeo oportunista en lugar de una especialidad dietética, por lo tanto es necesarios realizar estudios de alimentación específicos por sitio de estudio para conocer a profundidad la dieta de este organismo y su contribución a la exposición a metales y metaloides (Tilley *et al.*, 2013; Wrigglesworth, 2019).

Por ejemplo, en la laguna de Tamiahua se determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en el molusco *Crassostrea virginica* obteniendo resultados en el tejido blando en peso seco de 7.3 ± 2.8 , 21.4 ± 6.0 , 202.4 ± 61.6 y 156.8 ± 70.1 mg kg⁻¹, respectivamente, sobrepasando el límite máximo permisible que establece la FDA y la FAO de moluscos bivalvos, así como los límites establecidos en la NOM-242-SSA1-2009 (Guzmán-Amaya, 2005). En un estudio posterior en la misma zona de Tamiahua se determinaron las concentraciones de Cd, Pb y As en el mismo molusco

obteniendo resultados en peso seco de 21.41, 0.78 y 7.36 mg kg⁻¹ (Lango-Reynoso *et al.*, 2010). Si bien los organismos no corresponden a la localización exacta del sitio de estudio, estos fueron obtenidos de un área cercana. Por lo tanto, las rayas podrían estar consumiendo presas ricas de estos elementos; comparando las concentraciones de Pb y As obtenidas por Lango-Reynoso (2010) en el molusco *C. virginica* con los valores obtenidos para *H. americanus*, en el presente estudio se observa que los valores son mayores en la raya. Sin embargo, el caso contrario se presentó para el Cd. Así mismo las concentraciones de Cd, Zn y Cu presentadas por Guzmán-Amaya (2005) en *C. virginica*, fueron mayores en el molusco que en *H. americanus*, lo que indicaría una biomagnificación en la cadena trófica para Pb y As, y una biodilución para Cd, Zn y Cu.

Al analizar las concentraciones de Zn, Cu, As y Cd se observaron diferencias significativas entre los tejidos, con mayores concentraciones en hígado que en músculo, mientras que el Pb presentó el comportamiento opuesto. La diferencia en los tejidos está basada en las funciones biológicas de cada uno, por ejemplo el hígado es el principal órgano involucrado en la captación, almacenamiento, desintoxicación y eliminación de las sustancias que llegan por vía sanguínea como los metales y metaloides (Torres *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2014). En el caso del Pb su comportamiento se puede atribuir a que este elemento presenta la capacidad para interactuar con los átomos de oxígeno y azufre de las proteínas, y formar complejos estables con ellos (Espina y Vanegas, 2005; Lee *et al.*, 2019) de mejor manera en el músculo que en el hígado. Sin embargo, elementos como Zn, Cu y Cd también presentan esta capacidad de unión con las proteínas (Genchi *et al.*, 2020; Koh y Lee, 2020), por lo tanto, lo mencionado anteriormente solo explica parcialmente la acumulación mayor de Pb en músculo que en hígado.

De los elementos estudiados el Zn fue el metal con mayores concentraciones en ambos tejidos, mostrando un contenido similar a los presentados en estudios previos para otras especies de la familia Dasyatidae (Tabla 8), por ejemplo, *H. americanus* muestra concentraciones similares en músculo con *D. pastinaca* y *B.*

centroura del Mar Mediterráneo. Sin embargo, la concentración reportada en hígado para el presente estudio es superior al reportado para las dos rayas mencionadas. A pesar de que una comparación entre tallas, sexo, estado de madurez o sitio de captura exacta no es posible entre las tres especies, ya que no se reporta en el estudio de Türkmen *et al* (2014), si podemos comparar la concentración de los elementos en sedimentos en el área.

De acuerdo a lo anterior, en un estudio realizado en la Bahía de Antalya sobre los niveles y las variaciones estacionales de los metales en los sedimentos, los valores de Cd oscilaron entre 0.0061 mg kg⁻¹ (en verano) y 0.013 mg kg⁻¹ (en otoño), los niveles de Cu variaron entre 0.19 mg kg⁻¹ (en verano) y 0.95 mg kg⁻¹ (en primavera), la mayor concentración de Pb fue de 0.09 mg kg⁻¹ (en primavera) y la menor fue de 0.017 mg kg⁻¹ en invierno, los niveles de Zn oscilaron entre 1.24 mg kg⁻¹ (en otoño) y 5.45 mg kg⁻¹ (en primavera), siendo las principales fuentes de estos elementos las aguas residuales domésticas, actividades agrícolas y el transporte marítimo (Tekin-Özan, 2015). Al comparar las concentraciones en sedimento reportados para el golfo de México en áreas cercanas a donde los organismos de *H. americanus* fueron capturados, se puede observar que las concentraciones de los elementos en el Mar Mediterráneo son más bajas (Guzmán-Amaya *et al.*, 2005; Macías-Hernández, 2015). Así mismo las tres especies de rayas son bentónicas con dietas similares (Froese y Pauly, 2022a,b), por lo tanto las diferencias en la concentración de Zn y otros elementos entre las rayas se puede deber a las concentraciones de los metales en el ambiente.

En este sentido, el Zn se puede encontrar en abundancia en los organismos porque actúa como precursor de diversas actividades enzimáticas, por ejemplo, se utiliza para sintetizar y degradar carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos (Ong y Gan, 2017). En el hígado la concentración de Zn disminuyó con la talla de los organismos, encontrando diferencias significativas entre juveniles y adultos, lo cual fue similar a lo reportado en otros elasmobranquios (Cornish *et al.*, 2007; Endo *et al.*, 2008; Barone *et al.*, 2013), esto puede atribuirse a que los organismos juveniles

se encuentran en profundidades someras y cercanas a la costa, encontrándose más expuestos a los desechos de diversas procesadoras de pescados y mariscos (aguas enriquecidas en Zn) que los organismos adultos, los cuales se suelen encontrar en mayores profundidades (Páez-Osuna, 2005a; Aguiar *et al.*, 2009).

El Cu es otro elemento esencial normalmente más concentrado que otros metales, es requerido para el metabolismo de los organismos, para mantener la función celular y es un componente integral de numerosas enzimas que contienen metales (Al-Weher, 2008; Rajkowska y Protasowicki, 2012). Este elemento presenta una tendencia a distribuirse y acumularse más en hígado que en músculo, lo cual ha sido reportado en diversos estudios (Türkmen *et al.*, 2013; 2014; Moore, 2015; Torres *et al.*, 2016), al comparar las concentraciones de Cu en músculo para *H. americanus*, estas son menores a las obtenidas para *D. pasticana* y *B. centroura* del Mar Mediterráneo, presentando el comportamiento contrario para Cu en hígado (Tabla 8).

En este estudio, el comportamiento del Cu en el hígado, donde su concentración disminuyó conforme aumentó la talla y, por ende, se presentó una diferencia significativa entre juveniles y adultos, es similar a lo encontrado en otros organismos. Por ejemplo, en un estudio realizado en el tiburón *Galeocerdo cuvier* se presentaron altas concentraciones de Zn y Cu en el hígado de tiburones inmaduros lo cual se atribuyó a los requerimientos fisiológicos de estos elementos durante la etapa de crecimiento (Endo *et al.*, 2008; Endo *et al.*, 2015).

Los resultados obtenidos para Zn y Cu evidencian diferencias significativas ($p < 0.05$) entre juveniles y adultos en las tasas metabólicas de acumulación y depuración de metales esenciales. Los organismos más jóvenes de rápido crecimiento también pueden requerir una mayor concentración de elementos esenciales con respecto a los más viejos (Endo *et al.*, 2015). Estos disminuyen su actividad metabólica debido a que les puede llevar más tiempo metabolizar los metales, lo que puede resultar en concentraciones más altas de metales no esenciales en organismos mayores;

además, los organismos más grandes pueden atrapar presas más grandes, con concentraciones de metales proporcionalmente más altas (Cornish *et al.*, 2007).

Adicionalmente, en la etapa de reproducción las hembras pueden transferir elementos a sus crías, en un estudio realizado en *Rhizoprionodon longurio* se midió el contenido de Zn y Cu en músculo, hígado y placenta de hembras gestantes, así como en músculo, hígado y cordón umbilical de sus respectivos embriones, obteniendo mayores concentraciones de Cu y Zn en tejidos embrionarios, placenta y cordón umbilical, lo que podría indicar una retención preferencial de metales esenciales por parte de los embriones o tejidos relacionados con los embriones (Frías-Espéricueta *et al.*, 2014).

Asimismo, se ha reportado que los tejidos directamente involucrados en la metabolización de metales como el hígado, órgano donde se encontró la mayor concentración de Zn y Cu, tienen una gran capacidad para la síntesis de metalotioneínas (MT). Las MTs son proteínas intracelulares de bajo peso molecular (6-7 kDa) ricas en cisteína, que comprenden un reservorio no tóxico de Zn y Cu disponible para la síntesis de metaloenzimas, lo que permite la homeostasis de muchos procesos celulares (Cho *et al.*, 2005), y juegan un papel clave en la protección de las células contra niveles altos de metales esenciales (Amiard *et al.*, 2006). Se ha propuesto la utilización de las MT como bioindicadores moleculares para monitorear la polución por metales pesados de los ecosistemas acuáticos o marinos (Walker, 2014), debido a que, en diversas especies acuáticas, varios estudios de laboratorio y de campo han demostrado un aumento en las concentraciones de MT bajo la exposición a metales, ya que participan en la desintoxicación de metales tanto esenciales como no esenciales como el Hg y el Cd (Mieiro *et al.*, 2011).

Tabla 8. Concentraciones de Pb, Cd, As, Zn y Cu (mg kg⁻¹, peso húmedo) en diferentes especies de rayas de la familia Dasyatidae.

Tejido Especie	n	NT	Ubicación	Pb	Cd	As	Zn	Cu
Músculo								
<i>D. pastinaca</i>	21	4.1	Mar Mediterráneo- Bahía de Antalya ¹	0.73 ± 0.09	0.07 ± 0.02	---	9.85 ± 1.41	0.89 ± 0.10
<i>B. centroura</i>	23	3.8	Mar Mediterráneo- Bahía de Antalya ¹	0.51 ± 0.10	0.14 ± 0.02	---	8.37 ± 0.85	0.83 ± 0.13
<i>Pteroplatytrygon violacea</i> Maduro	8	4.4	Mar Adriático-Golfo de Trieste ²	---	---	75.69 ± 34.51	---	---
<i>D. pastinaca</i>	17	4.1	Mar Mediterráneo- Bahía de Iskenderun ³	0.45 ± 0.08	0.12 ± 0.01	---	6.54 ± 0.71	0.60 ± 0.08
<i>H. americanus</i>	89	3.5	NO, Golfo de México⁴	0.57 ± 0.67	0.05 ± 0.07	3.30 ± 1.02	9.10 ± 3.60	0.14 ± 0.09
Maduro				0.49 ± 0.53	0.07 ± 0.10	3.24 ± 1.15	9.35 ± 3.45	0.13 ± 0.09
Inmaduro				0.65 ± 0.77	0.03 ± 0.03	3.35 ± 0.92	8.88 ± 3.64	0.15 ± 0.10
Hígado								
<i>D. pastinaca</i>	21	4.1	Mar Mediterráneo- Bahía de Antalya ¹	0.99 ± 0.12	0.14 ± 0.06	---	5.71 ± 0.58	1.21 ± 0.11
<i>B. centroura</i>	23	3.8	Mar Mediterráneo- Bahía de Antalya ¹	0.77 ± 0.15	0.23 ± 0.04	---	9.80 ± 0.57	1.27 ± 0.09
<i>P. violacea</i> Maduro	8	4.4	Mar Adriático-Golfo de Trieste ²	---	---	31.68 ± 8.38	---	---
<i>D. pastinaca</i>	17	4.1	Mar Mediterráneo- Bahía de Iskenderun ³	0.78 ± 0.04	0.20 ± 0.01	---	8.58 ± 0.68	1.11 ± 0.07
<i>H. americanus</i>	89	3.5	NO, Golfo de México⁴	0.20 ± 0.15	0.48 ± 0.55	15.56 ± 8.60	19.70 ± 8.30	3.21 ± 4.60
Maduro				0.23 ± 0.17	0.55 ± 0.64	15.55 ± 8.69	17.54 ± 8.09	1.93 ± 1.12
Inmaduro				0.18 ± 0.13	0.44 ± 0.48	15.58 ± 8.64	21.15 ± 8.33	4.09 ± 5.76

NT= Nivel trófico (Fishbase, 2021); ¹Türkmen *et al.*, 2014; ²Šlejkovec *et al.*, 2014; ³Türkmen *et al.*, 2013; ⁴presente estudio.

El comportamiento de las MT está dominado por la química del grupo tiol (-SH), de modo que, metales que compartan características estequiométricas con el Cu o el Zn pueden desplazar a los metales esenciales normalmente asociados a estas proteínas (Amiard *et al.*, 2006).

Un ejemplo es el Cd, metal que se considera no esencial, salvo para algunos organismos como la diatomea marina *Thalassiosira weissflogii* donde aparentemente sustituye al Zn durante la deficiencia de este elemento (Price y Morel, 1990). El Cd se absorbe por diversos órganos en peces, pero el mayor porcentaje de absorción se produce en el hígado seguido por el riñón, la desintoxicación intracelular de Cd está mediada principalmente por glutatión (GSH) y MT; el GSH, que representa los principales tioles no proteicos de las células, puede modificar la toxicidad del Cd al alterar las tasas de absorción y eliminación de metales, mientras que las MT brindan protección contra la toxicidad de los metales al reducir el nivel celular de iones metálicos libres mediante el secuestro de estos (McGeer *et al.*, 2011).

En el presente estudio se obtuvo una mayor concentración de Cd en hígado que en músculo, lo cual se puede atribuir a la presencia de MT en el tejido hepático y a su afinidad por este metal, así mismo este comportamiento ya se ha reportado para otros batoideos (Türkmen *et al.*, 2013; 2014; Torres, 2016; Tabla 8 y 9). Igualmente se presentó una correlación positiva entre la concentración de este elemento en hígado y músculo con AD y peso, la cual también se ha presentado en varios elasmobranquios (Terrazas-López *et al.*, 2016; Adel *et al.*, 2016; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2020). Sin embargo, en algunos estudios no se ha observado acumulación dependiente de la longitud para el Cd (Barone *et al.*, 2013).

Por otro lado, el Pb en los peces se distribuye principalmente en sangre, huesos, branquias, riñones, bazo e intestino. Además, tiene la capacidad de sustituir a cationes divalentes como Fe, Zn y Ca, por lo que la mayor parte del Pb acumulado en organismos se encuentra secuestrado en tejidos calcificados y en niveles

relativamente bajos en hígado y músculo (Mager, 2011). Con respecto a la concentración de Pb en los tejidos de interés, la mayoría de los estudios han reportado mayores concentraciones de Pb en hígado que en músculo, contrario a los resultados obtenidos en este trabajo (Türkmen *et al.*, 2013; 2014; Tabla 8). Así mismo, la concentración de Pb en músculo fue inferior a las concentraciones reportadas para otros elasmobranchios capturados en el golfo de México como *C. limbatus* y *R. terraenovae* (Tabla 9). Además, se obtuvo una correlación positiva de la concentración del elemento en hígado con el AD y peso de *H. americanus*, lo que indica que hay una asociación donde los individuos más grandes o longevos, tienden a acumular más Pb.

Los procesos de desintoxicación y la mayor actividad metabólica del hígado, donde la síntesis y degradación de proteínas es más rápida que en el tejido muscular (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015), explica parcialmente los niveles más bajos de Pb encontrados en el hígado, así mismo se ha informado que cuanto más rico en grasa es el tejido, menor es la afinidad por los metales y a mayor contenido de proteínas mayor afinidad presenta debido a los átomos de oxígeno y azufre en estas (Kalantzi *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2019).

Con respecto al As, se ha reportado que este elemento está ampliamente distribuido en la biota marina; siendo los tiburones y las rayas los organismos que exhiben los niveles más altos (Osuna-Martínez *et al.*, 2020). En el presente estudio fue el segundo elemento en presentar las concentraciones más elevadas en ambos tejidos después del Zn, presentando mayores concentraciones en hígado que en músculo lo cual ha sido reportado en otros estudios (Storelli *et al.*, 2003; Núñez-Nogueira, 2005).

Al ser absorbido el As por la vida acuática y acumulado en el cuerpo de los organismos, el metaloide presenta diversas formas orgánicas y un bajo porcentaje en forma inorgánica más tóxica. En la porción comestible de los peces marinos, la fracción inorgánica representa desde <1 hasta el 30% del As (Zhang *et al.*, 2018;

Avigliano *et al.*, 2019), incluyendo elasmobranquios, sin embargo, la mayoría son menores al 2% de As_i (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021).

El metabolismo del As en el hígado de los peces se produce a través de la metilación del As_i a especies orgánicas más complejas como la arsenobetaina y arsenocolina, dando como resultado un proceso de excreción más rápida, además el glutatión tiene la capacidad de formar complejos con As y puede mediar la reducción del arseniato a arsenito, lo que hace posible que estos complejos se pueden eliminar a través de la bilis (Kumari *et al.*, 2017).

Los resultados de la concentración de As con respecto a las tallas de los organismos parecen indicar que la asociación de tamaño corporal de As-pez tiende a depender de la especie. Considerando que se ha reportado, tanto la falta de correlación entre estas variables (Storelli y Marcotrigiano, 2004; Vélez-Alavez *et al.*, 2013; Šlejkovec *et al.*, 2014), como lo opuesto (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009; Šlejkovec *et al.*, 2014; Bergés-Tiznado *et al.*, 2021), en el presente estudio el contenido de As en músculo e hígado, no presentó una correlación significativa con respecto al peso y al AD, por otro lado, sí se presentaron diferencias significativas entre la concentración de As en músculo entre machos y hembras, siendo estas últimas las que tuvieron las mayores concentraciones, aunque no se presentaron diferencias significativas en el ancho de disco, las hembras tuvieron mayores tamaños, lo que implica que son organismos que se encontraron a mayor distancia de la costa y a una mayor profundidad (Aguiar *et al.*, 2009).

Los elasmobranquios acumulan una variedad de pequeños compuestos orgánicos llamados osmolitos en altas concentraciones que alcanzan el rango molar como la urea, el N-óxido de trimetilamina (TMAO) y glicina betaína (GB) para para expulsar de sus fluidos corporales las sales inorgánicas que pueden ser perjudiciales para la función celular normal, mantener la tonicidad y contrarrestar los efectos desestabilizadores de la presión hidrostática (Shakhman y Harries, 2021). La GB es el análogo nitroso de la arsenobetaina y cuando la salinidad aumenta se sugiere la

posibilidad de acumulación y retención de AB en el músculo como un osmorregulador afín a la GB. Usualmente con la profundidad aumenta la salinidad lo cual explica parcialmente los niveles más altos de As en el músculo de las hembras que en los machos, ya que éstas se encuentran no solo a mayores profundidades sino también alejadas de la costa, sitio donde por dilución se pueden presentar salinidades más bajas (Šlejkovec *et al.*, 2014; Kalia y Khambholja, 2015).

Las concentraciones de As entre especies presentan grandes variaciones (Tabla 9), las cuales podrían atribuirse a factores intrínsecos como una alta tasa de absorción como consecuencia de la tasa de alimentación de algunas especies con respecto a otras, también podría ser posible que la acumulación de As sea específica de la especie o dependa de la variabilidad de los niveles del metaloide biodisponible que se encuentran en el medio ambiente (Storelli y Marcotrigiano, 2004; Kalantzi *et al.*; 2016; Machuca-Pérez., 2020). Por ejemplo, *H. americanus* mostró una mayor concentración de As en hígado que *C. limbatus*, lo cual se podría atribuir a que los organismos que se alimentan de crustáceos (organismos susceptibles a concentrar niveles elevados de As) como es el caso de *H. americanus*, tienden a retener mayores concentraciones de As que algunos tiburones piscívoros (Storelli y Marcotrigiano, 2004).

A excepción del Pb, todos los elementos presentaron mayores concentraciones en hígado que en músculo, dado que el músculo de los peces no es un tejido activo en la acumulación de metales con excepción del Hg orgánico y actúa como un reservorio terminal que acumula gradualmente Zn, Cu y otros elementos de los órganos más activos (Uysal *et al.*, 2008; Moreno-Sierra *et al.*, 2015). Además, los tejidos musculares generalmente representan la mayor proporción de la masa corporal de los peces, lo que podría resultar en una baja concentración de metales en el músculo (Liu, 2014).

Tabla 9. Concentraciones de Pb, Cd, As, Zn y Cu (mg kg⁻¹ peso húmedo) en diferentes especies de batoideos alrededor del mundo y elasmobranquios en el Golfo de México.

Tejido Especie	n	NT	Ubicación	Pb	Cd	As	Zn	Cu
Músculo								
<i>Pseudobatos horkelii</i> Hembra	18	3.8	Brasil- Playa de Cassino ¹	ND	ND	---	---	0.07
<i>Raja clavata</i> Macho Hembra	30	3.8	Atlántico-Región de Azores ²	----	ND	30.32 ± 3.15 40.44 ± 3.19	7.81 ± 0.61 7.94 ± 0.82	0.95 ± 0.20 0.69 ± 0.04
<i>M. japonica</i> Macho Hembra	14	3.4	Australia (Arrecife isla Lady Elliot) y Sri Lanka ³	0.18 ± 0.14 0.18 ± 0.14 0.16 ± 0.15	0.08 ± 0.06 0.06 ± 0.06 0.12 ± 0.05	20.00 ± 15.00 24.00 ± 17.99 14.33 ± 1.97	----	----
<i>M. alfredi</i> Macho Hembra	12	3.6	Australia (Arrecife isla Lady Elliot) y Sri Lanka ³	0.43 ± 0.26 0.33 ± 0.10 0.46 ± 0.30	0.03 ± 0.03 0.04 ± 0.03 0.03 ± 0.03	0.53 ± 0.56 0.25 ± 0.26 0.62 ± 0.61	---	---
<i>R. steindachneri</i> Juvenil Adulto	35	3.6	Alto Golfo de California ⁶	---	---	4.93 13.62	---	---
<i>C. limbatus</i>	21	4.4	Golfo de México- Costa de Veracruz ⁷	2.51 ± 2.17	0.35 ± 0.17	3.16 ± 2.27	43.97 ± 42.64	1.06 ± 0.28
<i>R. terraenovae</i>	21	4.4	Golfo de México- Costa de Veracruz ⁷	3.31 ± 2.16	0.34 ± 0.10	3.68 ± 2.81	11.91 ± 4.07	1.10 ± 0.55
<i>H. americanus</i> Macho Hembra	89	3.5	NO, Golfo de México ⁸	0.57 ± 0.67 0.64 ± 0.68 0.54 ± 0.67	0.05 ± 0.07 0.04 ± 0.05 0.05 ± 0.08	3.30 ± 1.02 3.00 ± 0.88 3.49 ± 1.06	9.10 ± 3.60 10.12 ± 4.77 8.46 ± 2.45	0.14 ± 0.09 0.15 ± 0.09 0.14 ± 0.10

Hígado

<i>Pseudobatos horkelii</i> Hembra	18	3.8	Brasil-Playa de Cassino ¹	0.01	0.12	---	---	1.35
<i>Raja clavata</i> Macho Hembra	30	3.8	Atlántico-Región de Azores ²	---	0.77±0.16 0.61±0.11	9.47±0.76 13.79±322	19.68±1.20 22.69±1.65	14.45±1.24 16.60±1.68
<i>R. steindachneri</i> Juvenil Adulto	21	3.6	Alto Golfo de california ⁶	---	---	17.89 23.66	---	---
<i>C. limbatus</i> Macho Hembra	19	4.4	Golfo de México- Tamiagua ⁴	ND	0.34 ± 0.04 0.34 ± 0.05 0.33 ± 0.02	21.32 ± 3.92 21.59 ± 3.44 20.30 ± 5.95	---	---
<i>Tetronarce nobiliana</i>	69	4.5	Mar Mediterráneo-Sur del Mar Adriático ⁵	0.06 ± 0.02	0.02 ± 0.01	13.02 ± 3.32	5.40 ± 0.90	1.75 ± 0.64
<i>T. marmorata</i>	63	4.5	Mar Mediterráneo-Sur del Mar Adriático ⁵	0.05 ± 0.01	0.06 ± 0.02	32.64 ± 11.62	4.83 ± 0.57	3.83 ± 1.08
<i>C. limbatus</i>	21	4.4	Golfo de México- Costa de Veracruz ⁷	2.89 ± 0.07	0.06 ± 0.01	1.38 ± 1.34	24.99 ± 44.60	2.65 ± 0.89
<i>R. terraenovae</i>	21	4.4	Golfo de México- Costa de Veracruz ⁷	1.82 ± 1.77	3.08 ± 5.23	3.27 ± 3.38	14.11 ± 14.32	4.61 ± 1.42
<i>H. americanus</i>				0.20 ± 0.15	0.48 ± 0.55	15.56 ± 8.60	19.70 ± 8.30	3.21 ± 4.60
Macho	89	3.5	NO, Golfo de	0.20 ± 0.16	0.48 ± 0.52	16.46 ± 9.94	20.30 ± 10.18	2.70 ± 2.24
Hembra			México⁸	0.20 ± 0.14	0.49 ± 0.57	14.96 ± 7.60	19.25 ± 6.96	3.57 ± 5.67

n= número de muestras; NT= Nivel trófico (Fishbase, 2021); ¹Martins *et al.*, 2020; ²Torres *et al.*, 2016; ³Ooi *et al.*, 2015; ⁴Mendoza-Díaz *et al.*, 2013;

⁵Barone *et al.*, 2013; ⁶Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009*; ⁷Núñez Nogueira, 2005; ⁸presente estudio.

El Zn fue el metal que presentó mayores concentraciones en músculo. En la mayoría de los vertebrados es el segundo oligoelemento más abundante después del Fe, aunque no existe un órgano especializado para acumulación de Zn en peces, las mayores cantidades se encuentran en los músculos, huesos y piel, que combinados constituyen el 60 % del contenido de Zn del cuerpo (Hogstrand, 2011). Por ejemplo, la contracción muscular requiere, durante el metabolismo anaeróbico, una enzima que contiene Zn llamada lactato deshidrogenasa, que cataliza la degradación del piruvato a lactato (Núñez-Nogueira, 2005).

A pesar de que se ha reportado que el músculo no tiende a acumular metales tanto como otros órganos, por ejemplo, el hígado, cuya función principal es la captación, almacenamiento, desintoxicación y eliminación de las sustancias que llegan por vía sanguínea como metales y metaloides (Torres *et al.*, 2010; Liu, 2014), es importante el análisis del músculo considerando que esta es la porción normalmente usada para el consumo humano y actúa como un reservorio terminal que acumula gradualmente elementos de los órganos más activos, por lo que es crucial evaluar si no se superan los niveles aceptables para la salud humana (Company, 2010).

En diversos estudios se ha mencionado que el sexo influye en la concentración de metales en algunos elasmobranchios, lo que puede atribuirse a la preferencia de presas y los cambios estacionales de la dieta o la etapa de madurez, principalmente en el caso de hembras maduras o preñadas, como sugieren algunos estudios (Torres, 2016). Sin embargo, en este estudio el género no mostró un efecto significativo sobre las concentraciones de metales en hígado y músculo del organismo para los cuatro elementos (Pb, Cd, Cu y Zn), lo cual puede ser atribuido a que el comportamiento de *H. americanus* podría depender más de las condiciones ambientales que del sexo o tamaño de los organismos. En un estudio observacional sobre los comportamientos de alimentación de *H. americanus* realizado en el archipiélago Fernando de Noronha (Brasil), se observó que el comportamiento no

varió entre tamaños ni sexo cuando los organismos se alimentaban en entornos similares (Freitas, 2019).

Con respecto a la interacción entre elementos, la evidencia sugiere que, si bien se puede esperar que la exposición a algunos metales pesados aumente el estrés oxidativo, la presencia de micronutrientes como el Zn, Se y Fe podría proporcionar defensas que minimicen el impacto porque sirven como cofactores para enzimas reguladoras y antioxidantes (Merly *et al.*, 2019).

Por ejemplo, la inducción del estrés oxidativo es una de las vías fundamentales de la toxicidad por Cd, en ratas se ha estudiado la propiedad antioxidante del Zn durante las últimas décadas para combatir la toxicidad del Cd tanto a nivel celular como a nivel de organismo. Concretamente se ha reportado que el Zn protege de la absorción de Cd en el tracto gastrointestinal, así como de la acumulación de este metal en el organismo y algunos efectos de su acción dañina (Galażyn-Sidorczuk *et al.*, 2012). La influencia beneficiosa del Zn parece estar principalmente relacionada con su capacidad para inducir la biosíntesis de la MT que secuestra el Cd impidiendo su absorción y acción tóxica a nivel celular, ya que en un estudio realizado en ratas se encontró que el pretratamiento con Zn protege el riñón del organismo expuesto a Cd al mejorar el daño oxidativo, mediante la formación de MT debido al exceso de suplementos con Zn (Jemai *et al.*, 2010).

El Zn también disminuye la toxicidad del Pb, alivia el estrés oxidativo y restablece la homeostasis del metal esencial al reducir la deposición de Pb en sitios específicos (Rahman *et al.*, 2019). Por ejemplo, en un experimento donde se realizó una coexposición de Zn con Pb en ratas, inhibió significativamente la acumulación de Pb en varios órganos (Piao *et al.*, 2007; Rafique *et al.*, 2009).

De manera similar, se ha demostrado que el Zn tiene efectos protectores en la toxicidad del As asociada con el deterioro de la función neurológica en mamíferos y en peces expuestos al As (Rahman *et al.*, 2019). Sin embargo en un estudio

realizado en el pez cebra, donde este fue tratado con deficiencia y suficiencia de Zn junto con la exposición al As, se encontró que la exposición al As redujo el nivel de Zn en un 7% y la exposición combinada provocó una reducción del 40% de la actividad física de los embriones en comparación con el déficit de Zn y el As expuestos individualmente (Beaver *et al.*, 2017).

En cuanto a la relación entre los niveles de varios metales y otros oligoelementos que se encuentran en los tejidos de los elasmobranquios, es necesario realizar futuras investigaciones debido a que estas relaciones aún no se han esclarecido del todo. En el presente estudio se encontró una correlación positiva entre Zn en músculo con Pb y Cd en músculo, así como en As en hígado con Zn en hígado; a pesar de esto, no se puede afirmar contundentemente una posible relación de sinergismo/antagonismo entre estos elementos.

De acuerdo con los riesgos de sufrir efectos adversos a la salud humana, calculados a partir del HQ y HI para Pb, As, Cd y Zn, los escenarios que representan un riesgo real se presentan para Pb y As; cuando se considera el consumo per cápita para el total de productos de la pesca dado por CONAPESCA (2018) a nivel nacional y FAO (2018) a nivel mundial. En el caso del RCC, la exposición a As fue el que presentó una mayor probabilidad de contraer cáncer, obteniendo probabilidades de 1 en 1,000 sobre el tiempo de vida de una persona para el peso de 10 kg y de 1 en 10,000 para pesos corporales >20 kg en el escenario 2 y 3, respectivamente. El RCC baja significativamente si se considera solo el escenario 1 en personas con masas >50 kg, ya que la probabilidad se reduce a 1 en 1,000,000; por otro lado en el caso del Pb, la mayor probabilidad de contraer cáncer se presentó para el escenario 2 con el peso de 10 kg y en el escenario 3 con el peso de 10 y 20 kg, obteniendo probabilidades de 1 en 100,000, fuera de esto las probabilidades obtenidas fueron de 1 en 1,000,000 y mayores; por lo tanto, si se observan los tres escenarios, solo en casos muy específicos se obtienen probabilidades altas de sufrir cáncer, obteniendo en general probabilidades bajas, por lo tanto se considera que el consumo de *H. americanus* con respecto al RCC es relativamente seguro.

Por otra parte, con base en las concentraciones promedio de Pb y As_i se puede calcular la ración máxima a consumir para no mostrar efectos adversos por exposición crónica. De acuerdo con el peso máximo de 100 kg, para Pb y As_i las porciones semanales deben ser menores a 603.4 y 636.3 g respectivamente, sin embargo si tomamos en cuanto un peso de 10 kg las porciones serían tan bajas como de 60.3 y 63.6 g semanales; en cambio en un escenario más realista considerando el peso promedio de la población mexicana (mujer=68.7 kg y hombre=74.8 kg, CANAIVE, 2012) el consumo semanal para una mujer debería ser de 414.6 y 437.2 g para Pb y As_i, respectivamente. El de un hombre sería de 451.4 y 476.0 g para no sufrir efectos adversos a la salud. Los valores de consumo obtenidos con el peso promedio de la población mexicana y la fórmula de la EPA (2003) y los calculados con la PTI de la OMS/FAO (2011; 2021c) son de 420 y 150 g para Pb y As_i en el caso de las mujeres, y de 460 y 160 g en el caso de los hombres. Por lo tanto, para evitar riesgos por el consumo de músculo de *H. americanus* el consumo debería reducirse a 150 g a la semana para evitar potenciales efectos adversos a la salud. Las diferencias en los valores son evidentes, lo cual puede ser atribuido a diferencias en los estudios toxicológicos y epidemiológicos o al tipo de población que estuvo expuesta para establecer estos valores (Bergés-Tiznado, 2015).

Con respecto a los límites máximos permisibles el 40.2% de las muestras de músculo de *H. americanus* se encuentra por encima del límite establecido en la NOM-242-SSA1-2009 para Pb (0.5 mg kg^{-1}) y el 46.7% supera el límite de la OMS (2011) y Unión Europea (2006) de 0.30 mg kg^{-1} . En el caso del Cd ninguna muestra superó lo señalado en la normativa mexicana (0.5 mg kg^{-1}), sin embargo, el 27.3% superó lo establecido en la Unión Europea (2006) de 0.05 mg kg^{-1} . Respecto al As_i, de acuerdo con el porcentaje estimado en las muestras, ninguna superaría el límite establecido en Australia (FSANZ, 2021) (2.00 mg kg^{-1}). Con respecto al Cu y Zn, las concentraciones no superan los límites establecidos en Nueva Zelanda (Nauen,

1983) (40 mg kg^{-1} para Zn y 30 mg kg^{-1} para Cu), e India (Nauen, 1983) (50 mg kg^{-1} para Zn y de 10 mg kg^{-1} para Cu).

Por lo tanto, si se toma en cuenta que en la mayoría de los casos el RCC para Pb y Asi es bajo, aunado a que la mayoría de las muestras no sobrepasan los límites establecidos en la normativa mexicana e internacional, el consumo de músculo de *H. americanus* en las dosis recomendadas no representa un riesgo a la salud humana y es segura para el consumo, sin embargo para evitar potenciales efectos adversos a la salud es recomendable que el consumo a la semana en mujeres se reduzca a 150 g y en hombres a 160 g.

9. Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos y a los objetivos generales, específicos e hipótesis planteadas, en este estudio se concluye lo siguiente:

- Las concentraciones promedio encontradas en la raya látigo *H. americanus* de la costa norte de Veracruz en el músculo fueron más altas en $Zn > As > Pb > Cu > Cd$. En el hígado los niveles mayores se encontraron en $Zn > As > Cu > Cd > Pb$.
- Se presentaron diferencias significativas en la concentración de Pb en músculo (mayor) e hígado; esto podría asociarse a la mayor actividad metabólica del hígado, donde la síntesis y degradación de proteínas puede ser más rápido que en el tejido muscular. En contraste no se presentaron diferencias significativas con base en el sexo, lo cual puede ser atribuido a que el comportamiento de los organismos no varió entre tamaños ni sexo cuando se alimentaban en entornos similares. La concentración de Pb en hígado presentó una correlación positiva con el tamaño (peso y AD), con una tendencia a acumular más Pb en el hígado conforme va creciendo el organismo.
- El As presentó mayores concentraciones en hígado que en músculo, debido a que el primero es un órgano regulador. El contenido de As en músculo e hígado, no presentó una correlación significativa con respecto al tamaño (peso ni AD) ($p > 0.05$). De acuerdo con el estado de madurez de los organismos, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre juveniles y adultos ($p > 0.05$). No obstante, se presentó una diferencia significativa en el músculo ($p < 0.05$) entre machos y hembras, donde las hembras presentaron un mayor contenido de As.
- Se presentaron diferencias significativas entre la concentración de Cd en músculo e hígado ($p < 0.05$), presentando mayores concentraciones en hígado, la diferencia en los tejidos está basada en las funciones biológicas de cada uno. El contenido de Cd en músculo e hígado tuvo una correlación positiva

significativa con respecto al tamaño (peso y AD) ($p < 0.05$), se observó una tendencia en donde individuos de mayor tamaño presentan un mayor contenido de Cd en el músculo e hígado.

- El contenido de Cu fue mayor en hígado que en músculo, presentado correlaciones negativas para los niveles en hígado y músculo con el tamaño (AD y peso). Se presentaron diferencias entre juveniles y adultos en la concentración de Cu en hígado, lo cual se puede atribuir a diferencias en las tasas metabólicas.
- El contenido de Zn fue mayor en hígado que en músculo, presentado correlaciones negativas para la concentración en hígado con el AD. Se presentaron diferencias entre juveniles y adultos en la concentración de Zn en hígado, atribuyéndolo a diferencias en las tasas metabólicas de acumulación y depuración de este metal esencial.
- Los riesgos a la salud mostraron $HQ > 1$ solo para Pb y As_i , cuando se considera el consumo anual per cápita del total de productos de la pesca de 12.91 y 19.7 kg, dados por CONAPESCA (2018) y FAO (2018), respectivamente. Se estimó un consumo seguro de 150 g de músculo (filete) a la semana para evitar daños a la salud por la exposición a estos elementos.
- El 40.2% de las muestras de músculo de *H. americanus* se encuentra por encima del límite establecido en la NOM-242-SSA1-2009 para Cd y Pb; el 46.7% supera el límite para Pb de la OMS (FAO/WHO, 2011) y Unión Europea (OJEU, 2006), en el caso del Cd ninguna muestra superó lo señalado en la normativa mexicana (SEGOB, 2011), sin embargo, el 27.3% superó lo establecido por la Unión Europea (OJEU, 2006). Respecto al As_i ninguna muestra superó el límite establecido en Australia, ocurriendo lo mismo para Cu y Zn con respecto a los límites establecidos en Nueva Zelanda e India (Nauen, 1983).

10.Recomendaciones

Los estudios sobre la concentración de metales y metaloides en *H. americanus* son limitados en el mundo, y se han enfocado principalmente en la determinación de Hg, sin embargo, al ser un organismo de gran interés para el consumo humano es necesario realizar investigaciones sobre las concentraciones de diversos elementos que pueden resultar nocivos o benéficos para la salud pública, así como las especies superiores de la trama trófica que la consumen. Así mismo es importante realizar investigación sobre el contenido estomacal, metabolismo, madurez y, el área de estudio donde los organismos se desarrollan, para conocer y establecer el impacto de los metales y metaloides (niveles, especiación, biodisponibilidad, toxicidad, etc.) en esta y otras especies relacionadas. Para enriquecer futuros y mejorar la interpretación de los datos, considero importante tener en cuenta la ubicación de captura para cada organismo, sus hábitos de migración y alimentación, y, analizar parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento, así como el contenido de metales en ellos, con el fin de establecer interacciones y relaciones entre el medio ambiente y el organismo.

11. Referencias Bibliográficas

- Adel, M., Conti, G., Dadar, M., Mahjoub, M., Copat, C., & Ferrante, M., 2016. Heavy metal concentrations in edible muscle of whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (elasmobranchii, chondrichthyes) from the Persian Gulf: a food safety issue. *Food and Chemical Toxicology*, 97, 135-140. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2016.09.002>
- Aguiar, A., Valentin, J., & Rosa, R., 2009. Habitat use by *Dasyatis americana* in a south-western Atlantic oceanic island. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89, 1147-1152. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000058>
- Aguilar, C., Amezcua F., & Galván, F., 2012. Composición de la dieta de la raya blanca *Dasyatis americana*, en la costa central del Estado de Veracruz. Libro de Resúmenes. Simposio Nacional de Tiburones y Rayas. SOMEPEC. México. 84-86
- Aloj Totaro, E., Pisanti, F. A., & Glees, P., 1985. The rôle of copper level in the formation of neuronal lipofuscin in the spinal ganglia of *Torpedo marmorata* *Marine Environmental Research*, 15, 153–163.
- Al-Weher, S., 2008. Levels of heavy metal Cd, Cu and Zn in three fish species collected from the Northern Jordan Valley, Jordan. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 1, 41-46.
- Amiard, J., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., & Rainbow, P., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76, 160-202. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015>
- ATSDR, 2016a. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades Resúmenes de salud pública- plomo (lead). Página consultada el 05 de mayo de 2020. Sitio web: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts13.html
- ATSDR, 2016b. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades Resúmenes de salud pública-Cadmio (cadmium). Página consultada el 05 de mayo de 2020. Sitio web: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts5.html

- ATSDR, 2016c. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades Resúmenes de salud pública- Zinc (Cinc). Página consultada el 05 de mayo de 2020. Sitio web: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts60.html
- ATSDR, 2016d. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Resúmenes de Salud Pública–Cobre (Copper). Página consultada el 05 de mayo de 2020. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs132.html
- Avigliano, E., Maichak de Carvalho, B., Invernizzi, R., Olmedo, M., Jasan, R., & Volpedo, A. V., 2019. Arsenic, selenium, and metals in a commercial and vulnerable fish from southwestern Atlantic estuaries: distribution in water and tissues and public health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 7994-8006. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04258-3>
- Barone, G., Giacomini-Stuffler, R., & Storelli, M., 2013. Comparative study on trace metal accumulation in the liver of two fish species (Torpedinidae): Concentration–size relationship. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 73-77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.07.004>
- Beaver, L., Truong, L., Barton, C., Chase, T., Gonnerman, G., Wong, C., & Ho, E., 2017. Combinatorial effects of zinc deficiency and arsenic exposure on zebrafish (*Danio rerio*) development. *PLoS One*, 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183831>
- Beiras, R., 2018. Marine pollution: sources, fate and effects of pollutants in coastal ecosystems. Primera edición, Elsevier Science Publishing Co Inc, United States of America.
- Beltrán, J., A. Villasol, A.V. Botello & F. Palacios, 2005. Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe, p. 1-24. En: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz- Hernández (eds.). Golfo de México, Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Bergés-Tiznado, M., Márquez-Farías, F., Lara-Mendoza, R., Torres-Rojas, Y., Galván-Magaña, F., Bojórquez-Leyva, H., & Páez-Osuna, F., 2015. Mercury

- and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 440-452. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0226-8>
- Bergés-Tiznado, M., Vélez, D., Devesa, V., Márquez-Farías, J., & Páez-Osuna, F., 2021. 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, 624-633. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00830-6>
- Bianchini, A., & Carvalho de Castilho, P., 1999. Effects of Zinc Exposure on Oxygen Consumption and Gill Na⁺, K⁺-ATPase of the Estuarine Crab *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 (Decapoda—Grapsidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 63-69. <https://doi.org/10.1007/s001289900842>
- Bosch, A., O'Neill, B., Sigge, G., Kerwath, S. & Hoffman, L., 2016. Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96, 32-48. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7360>
- CANAIVE, 2012. ¿Cuánto mide México? El tamaño sí importa. México: Cámara Nacional de la Industria del Vestido.
- Cano-Sancho, G., Perelló, G., Maulvault, A., Marques, A., Nadal, M., & Domingo, J., 2015. Oral bioaccessibility of arsenic, mercury and methylmercury in marine species commercialized in Catalonia (Spain) and health risks for the consumers. *Food and Chemical Toxicology*, 86, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.09.012>
- Carballo-Ramírez L., 2018. Concentración de mercurio total (THg) en hígado y músculo de *Hypanus americanus* (Hilderbrand y Schroender, 1928) capturada en las costas de Tamiahua, Veracruz. Tuxpan, Veracruz: Universidad Veracruzana.
- Carlson, J., Charvet, P., Blanco-Parra, M., Briones Bell-Iloch, A., Cardenosa, D., Derrick, D., Espinoza, E., Morales-Saldaña, J., Naranjo-Elizondo, B., Pacoureaux, N., Schneider, E., Simpson, N., Pollom, R. & Dulvy, N.K.,

2020. *Hypanus americanus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T181244884A104123787.
- Castro-Aguirre, J. & Espinosa-Pérez H., 1996. Listados faunísticos de México. VII. Catálogo sistemático de las rayas y especies afines de México. (Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideiomorpha). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 75.
- Chapman, D., Corcorana, M., Harvey, G., Malanb, s., Shivjia, M. & Harvey, G., 2003. Mating behavior of southern stingrays, *Dasyatis americana* (Dasyatidae). *Environmental Biology of Fishes*, 68, 241-245. <https://doi.org/10.1023/A:1027332113894>
- Cho, Y., Choi, B., Ha, E., Kim, K., Kim, S., Kim, D., & Nam, Y., 2005. Shark (*Scyliorhinus torazame*) metallothionein: cDNA cloning, genomic sequence, and expression analysis. *Marine Biotechnology*, 7, 350-362. <https://doi.org/10.1007/s10126-004-0043-y>
- Clark, E., & von Schmidt, K., 1965. Sharks of the central Gulf coast of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 15, 13-83.
- Collings, S. E., Johnson, M. S., & Leah, R. T., 1996. Metal contamination of angler-caught fish from the Mersey Estuary. *Marine Environmental Research*, 41, 281-297. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(95\)00020-8](https://doi.org/10.1016/0141-1136(95)00020-8)
- Company, R., Felícia, H., Serafim, A., Almeida, A. J., Biscoito, M., & Bebianno, M. J., 2010. Metal concentrations and metallothionein-like protein levels in deep-sea fishes captured near hydrothermal vents in the Mid-Atlantic Ridge off Azores. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 57, 893-908. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2010.02.005>
- CONAPESCA, 2018. Anuario estadístico de Acuicultura y pesca. SAGARPA. Página consultada el 05 de agosto de 2021. Sitio web:https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgppe/2018/ANUARIO_2018.pdf
- Copat, C., Arena, G., Fiore, M., Ledda, C., Fallico, R., Sciacca, S., & Ferrante, M., 2013. Heavy metals concentrations in fish and shellfish from easter

- Mediterranean Sea: Consumption advisories. *Food and Chemical Toxicology*, 53, 33–37. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.11.038>
- Cornish, A., Ng, W., Ho, V., Wong, H., Lam, J., Lam, P., & Leung, K., 2007. Trace metals and organochlorines in the bamboo shark *Chiloscyllium plagiosum* from the southern waters of Hong Kong, China. *Science of the Total Environment*, 376, 335-345. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.070>
- Cu-Salazar, N.H., Pérez-Jiménez, J.C., Méndez-Loeza I., & Mendoza-Carranza, M., 2014. Parámetros reproductivos de las hembras de la raya mariposa *Gymnura micrura* (Elasmobranchii) en el sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 24, 109-117.
- Davies, P. H., Goettl Jr, J. P., Sinley, J. R., & Smith, N. F., 1976. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. *Water Research*, 10, 199-206.
- De Souza Machado, A., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., & Zarfl, C., 2016. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Science of the Total Environment*, 541, 268-281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.045>
- Del Ángel, A., 2015. Aspectos poblacionales, reproductivos y pesqueros de rayas capturadas por pesca artesanal en Tamiahua, Ver., México. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. México.
- Dellias, J., Onofre, G., Werneck, C., Landeira-Fernandez, A., Melo, F., Farias, W., & Silva, L., 2004. Structural composition and differential anticoagulant activities of dermatan sulfates from the skin of four species of rays, *Dasyatis americana*, *Dasyatis gutatta*, *Aetobatus narinari* and *Potamotrygon motoro*. *Biochimie*, 86, 677-683. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2004.09.002>
- Dulvy, N., Simpfendorfer, C., Davidson, L., Fordham, S., Bräutigam, A., Sant, G., & Welch, D., 2017. Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Current Biology*, 27, 565-572. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.04.0>

- Endo, T., Hisamichi, Y., Haraguchi, K., Kato, Y., Ohta, C., & Koga, N., 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: relationship between metal concentrations and body length. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1774-1780. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.06.003>
- Endo, T., Kimura, O., Ogasawara, H., Ohta, C., Koga, N., Kato, Y., & Haraguchi, K., 2015. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culled off Ishigaki Island, Japan. *Ecological Indicators*, 55, 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.008>
- EPA, 2017a. United States Environmental Protection Agency, Cadmium. Página consultada el 29 de diciembre de 2021. Sitio web: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=1.
- EPA, 2017b. United States Environmental Protection Agency, Zinc and Compounds. Página consultada el 29 de diciembre de 2021. Sitio web: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=426.
- EPA, 2017c. United States Environmental Protection Agency, Arsenic Inorganic. Página consultada el 29 de diciembre de 2021. Sitio web: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=278.
- EPA, 2017d. United States Environmental Protection Agency, Copper. Página consultada el 29 de diciembre de 2021. Sitio web: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=368
- EPA, 2017e. United States Environmental Protection Agency, Lead and compounds (inorganic). Página consultada el 29 de diciembre de 2021. Sitio web: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=277.
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Patrón-Gómez, J., & Corro-Espinosa, D., 2014. Mercury levels in myliobatid stingrays (Batoidea) from the Gulf of California: tissue distribution and health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1931-1937. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3506-7>

- Espina, S., & C. Vanegas, 2005. Ecotoxicología y contaminación. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 79-120.
- Essumang, D., 2009. Analysis and human health risk assessment of arsenic, cadmium, and mercury in *Manta birostris* (manta ray) caught along the Ghanaian coastline. *Human and Ecological Risk Assessment*, 15, 985-998. <https://doi.org/10.1080/10807030903153451>
- EFSA, 2009. European Food Safety Authority (EFSA). Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *EFSA Journal*, 7, 1-139.
- FAO, 2011. World Health Organization, & WHO Expert Committee on Food Additives. Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-third [73rd] report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization.
- FAO, 2017. Fishery and Aquaculture Statistics 2017/FAO Annuaire. Statistiques des Pêches et de L'aquaculture.
- Fattorini, D., Bocchetti, R., Bompadre, S., & Regoli, F., 2004. Total content and chemical speciation of arsenic in the polychaete *Sabella spallanzanii*. *Marine Environmental Research*, 58, 839-843. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.03.102>
- Fleming, L., & Laws, E., 2006. Overview of the oceans and human health special issue. *Oceanography*, 19, 18-23. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2006.82>
- Freitas, R., Aguiar, A., Freitas, A., Lima, S., & Valentin, J., 2019. Unravelling the foraging behavior of the southern stingray, *Hypanus americanus* (Myliobatiformes: Dasyatidae) in a Southwestern Atlantic MPA. *Neotropical Ichthyology*, 17. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180131>
- Frías-Espericueta, M. G., Cardenas-Nava, N. G., Márquez-Farías, J. F., Osuna-López, J. I., Muy-Rangel, M. D., Rubio-Carrasco, W., & 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, 532-535. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1360-0>
- Froese, R. & Pauly, D., 2021. FishBase. *Hypanus americanus* (Hildebrand & Schroeder, 1928). Southern stingray. Página consultada el 12 de octubre de 2021. Sitio web: <https://www.fishbase.de/summary/1247>
- Froese, R. & Pauly, D., 2022a. FishBase. *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758). Página consultada el 30 abril de 2022. Sitio web: <https://www.fishbase.se/summary/2060>
- Froese, R. & Pauly, D., 2022b. FishBase. *Bathytoshia centroura* (Mitchill, 1815). Página consultada el 30 abril de 2022. Sitio web: <https://www.fishbase.se/summary/Bathytoshia-centroura>
- FSANZ, 2021. Food Standards Australia & New Zealand, Arsenic. Página consultada el 4 de noviembre de 2021. Sitio web: <https://www.foodstandards.gov.au/consumer/chemicals/arsenic/Pages/default.aspx>
- Galażyn-Sidorczuk, M., Brzóška, M., Rogalska, J., Roszczenko, A., & Jurczuk, M., 2012. Effect of zinc supplementation on glutathione peroxidase activity and selenium concentration in the serum, liver and kidney of rats chronically exposed to cadmium. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 26, 46-52. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2011.10.002>
- Genchi, G., Sinicropi, M. S., Lauria, G., Carocci, A., & Catalano, A., 2020. The effects of cadmium toxicity. International journal of environmental research and public health, 17, 3782.
- GESAMP, 2000. (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), IMO/FAO/UNESCO/INMO/WHO/FAO/UNESCO/INMO/HO/IAEA/UN /UNEP) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. The atmospheric input of trace species to the world oceans. Report Study GESAMP. Rome, Italy, 38-111
- Gutiérrez-Mejía, E., Lares, M. L., & 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, Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 83, 230-234.
- Guzmán Amaya, P., S. Villanueva F., & A.V. Botello, 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz- Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Harris, E. D., 1991. Copper transport: an overview. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 196, 130-140.
- Hauser-Davis, R., 2020. The current knowledge gap on metallothionein mediated metal-detoxification in Elasmobranchs. *PeerJ*, 8. <https://doi.org/10.7717/peerj.10293>
- Haya, K., Waiwood, B. A., & Johnston, D. W., 1983. Adenylate energy charge and ATPase activity of lobster (*Homarus americanus*) during sublethal exposure to zinc. *Aquatic Toxicology*, 3, 115-126. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(83\)90033-4](https://doi.org/10.1016/0166-445X(83)90033-4)
- Henningsen, A., & Leaf, R., 2010. Observations on the captive biology of the southern stingray. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139, 783-791. <https://doi.org/10.1577/T09-124.1>
- 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.
- INECC-FGM, 2018. Plan de Acción para el Manejo Integral de Cuencas Hídricas: Cuenca del río Tuxpan. Proyecto: Conservación de Cuencas Costeras en el Contexto del Cambio Climático. 160pp
- JECFA, 2011. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, LEAD. Página consultada el 5 de enero de 2021. Sitio web: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3511>.

- Jemai, H., Lachkar, H., Messaoudi, I., & Kerkeni, A., 2010. Effects of zinc pre-treatment on blood glutathione, serum zinc and kidney histological organization in male rats exposed to cadmium. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 24, 277-282. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2010.07.001>
- Kalantzi I., Black K. D., Pergantis S. A., Shimmield T. M., Papageorgiou N., Sevastou K., & Karakassis I., 2013. Metals and other elements in tissues of wild fish from fish farms and comparison with farmed species in sites with oxic and anoxic sediments. *Food Chemistry*, 141, 680–694. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.04.049>
- Kalantzi, I., Pergantis, S. A., Black, K. D., Shimmield, T. M., Papageorgiou, N., Tsapakis, M., & Karakassis, I., 2016. Metals in tissues of seabass and seabream reared in sites with oxic and anoxic substrata and risk assessment for consumers. *Food chemistry*, 194, 659-670. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.08.072>
- Kalia, K., & Khambholja, D. B., 2015. Arsenic contents and its biotransformation in the marine environment. En: Flora S.J.S (Eds) *Handbook of arsenic toxicology*. Academic Press, 675-700 pp
- Koh, J. Y., & Lee, S. J., 2020. Metallothionein-3 as a multifunctional player in the control of cellular processes and diseases. *Molecular Brain*, 13, 1-12.
- Kumari, B., Kumar, V., Sinha, A. K., Ahsan, J., Ghosh, A. K., Wang, H., & DeBoeck, G., 2017. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*, 15, 43-64. <https://doi.org/10.1007/s10311-016-0588-9>
- Landis, W., & R., Yu, M. H., 2003. *Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*. Crc Press.
- Lango-Reynoso, F., Landeros-Sanchez, C., & Castañeda-Chávez, M., 2010. Bioaccumulation of cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) in *Crassostrea virginica* (GMELIN, 1971), from Tamiahua lagoon system, Veracruz, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26, 201-210.

- Lara-Mendoza, R., Galeana-Cortazar, A., & Díaz-Álvarez, A., 2016. Tendencia de la captura de rayas (Batoidea) del litoral de Tabasco: enfocada en *Hypanus americanus*. *Ciencia Pesquera*, 24, 13-20.
- Lee, J., Choi, H., Hwang, U., Kang, J., Kang, Y., Kim, K., & Kim, J., 2019. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>.
- Liu, J., Cao, L., Huang, W., Zhang, C., & Dou, S., 2014. Zinc and copper bioaccumulation in fish from Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 32, 491-502. <https://doi.org/10.1007/s00343-014-3032-7>.
- López, S., Abarca, N., Concha, F., & Meléndez, R., 2014. Heavy metal concentrations in two important fishes caught in artisanal fisheries of southeastern pacific waters. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 2, 414-420. <http://dx.doi.org/10.15739/IJAPR.014>.
- Machuca-Pérez, K., 2020. Distribución de Hg, Se, As en tejidos de *Galeus piperatus* del Norte del Golfo de California. México. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 46-60 pp.
- Macías-Hernández, P., 2015. Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz. México. Tesis de Maestría, Universidad Veracruzana, 25-27 pp.
- 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.
- Marquez, R., Tavares, R., & Ariza, L., 2019. Elasmobranch species in the artisanal fishery of Sucre State, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 45, 181-188. <https://doi.org/10.7773/cm.v45i4.3018>
- McCallister, M., Mandelman, J., Bonfil, R., Danylchuk, A., Sales, M., & Ajemian, M., 2020. First observation of mating behavior in three species of pelagic myliobatiform rays in the wild. *Environmental Biology of Fishes*, 103, 163-173. <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00943-x>

- McEachran, J. & Carvalho M., 2002. Batoid Fishes. En: K.E. Carpenter, The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, mollusks, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. Rome: FAO, 566.
- McGeer J.C., Niyogi S., & Smith S., 2011 Cadmium. En: Wood C.M., Farrell A.P., & Brauner C.J (Eds.). Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of NonEssential Metals, volume 31B. Academic Press, 126 – 168 pp.
- McIntyre D.O., & 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.
- Mendoza-Díaz, F., Serrano, A., Cuervo-López, L., López-Jiménez, A., Galindo, J. A., & Basañez-Muñoz, A., 2013. Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y as en hígado de *Carcharhinus limbatus* (Carcharhiniformes: carcharhinidae) capturado en Veracruz, México. Revista de Biología Tropical, 61, 821-828.
- Merly, L., Lange, L., Meÿer, M., Hewitt, A. M., Koen, P., Fischer, C., & Hammerschlag, N., 2019. Blood plasma levels of heavy metals and trace elements in white sharks (*Carcharodon carcharias*) and potential health consequences. Marine Pollution Bulletin, 142, 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.018>
- Mickle, M., Pieniazek, R., & Higgs, D., 2020. Field assessment of behavioural responses of southern stingrays (*Hypanus americanus*) to acoustic stimuli. Royal Society Open Science, 7, 191544. <https://doi.org/10.1098/rsos.191544>
- Mieiro, C., Bervoets, L., Joosen, S., Blust, R., Duarte, A., Pereira, M. & Pacheco, M., 2011. Metallothioneins failed to reflect mercury external levels of exposure and bioaccumulation in marine fish—Considerations on tissue and species specific responses. Chemosphere, 85, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.034>
- Moore, A., Bolam, T., Lyons, B., & Ellis, J., 2015. Concentrations of trace elements in a rare and threatened coastal shark from the Arabian Gulf (*smoothtooth*

- blacktip Carcharhinus leiodon*). Marine Pollution Bulletin, 100, 646-650. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.005>
- Moreno-Sierra, D., Bergés-Tiznado, M., Márquez-Farías, F., Torres-Rojas, Y., Ruelas-Inzunza, J., & 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. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7551-y>
- Mormede, S., & Davies, I. M., 2001. Heavy metal concentrations in commercial deep-sea fish from the Rockall Trough. Continental Shelf Research, 21, 899-916. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(00\)00118-7](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00118-7)
- Mull, C., Blasius, M., O'Sullivan, J. & Lowe, C., 2012. Heavy metals, trace elements, and organochlorine contaminants in muscle and liver tissue of juvenile white sharks, *Carcharodon carcharias*, from the Southern California Bight. En Domeier, M. (Eds), Global perspectives on the biology and life history of the white shark. Taylor & Francis group, United States of America, 59-75 pp.
- Murillo-Cisneros, D., 2014. Bioacumulación de mercurio, selenio y cadmio en rayas del Alto Golfo de California y Costa Occidental de Baja California Sur. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. La Paz Baja California Sur, México. 59.
- Nauen, C. E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fisheries Circular (FAO). no. 764.
- Navarro-García, G., Ramirez-Suarez, J., Ortega-García, J., García-Camarena, R., Márquez-Farías, F., Santos-Valencia, J., & Bringas-Alvarado, L., 2009. Lipid composition, natural antioxidants and physicochemical characteristics in liver oil from rajiforms from the Gulf of Mexico. Journal of the American Oil Chemists' Society, 86, 323-328. <https://doi.org/10.1007/s11746-009-1350-2>
- Newman, C., Unger, M. 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Second edition. CRC Press. E.U.A.
- Nicolaus, E., Barry, J., Bolam, T., Lorange, P., Marandel, F., Phillips, S. & Ellis, J., 2017. Concentrations of mercury and other trace elements in two offshore

- skates: sandy ray *Leucoraja circularis* and shagreen ray *L. fullonica*. *Marine Pollution Bulletin*, 123, 387-394.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.054>
- NIH, 2021. National Institutes of Health, Zinc. Página consultada el 20 de marzo de 2022. Sitio web: <https://ods.od.nih.gov/factsheets/Zinc-HealthProfessional/>
- NOAA, 2021. National Oceanic and Atmospheric Administration, What is the biggest source of pollution in the ocean?. Página consultada el 16 de septiembre de 2021. Sitio web: <https://oceanservice.noaa.gov/about/welcome.html#cite>
- Núñez-Nogueira, G., 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, p. 696.
- Nussey, G., van Vuren, J., & du Preez, H., 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water Sa*, 26, 269-284.
- OEHHA, 2011. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Lead and Lead Compounds. Página consultada el 1 de diciembre de 2021. Sitio web: <https://oehha.ca.gov/chemicals/lead-and-lead-compounds>
- 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/legalcontent/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=EN>
- Ong, M., & Gan, S., 2017. Assessment of metallic trace elements in the muscles and fins of four landed elasmobranchs from Kuala Terengganu Waters, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 124, 1001-1005.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.019>

- Ooi, M., Townsend, K., Bennett, M., Richardson, A., Fernando, D., Villa, C. & Gaus, C., 2015. Levels of arsenic, cadmium, lead and mercury in the branchial plate and muscle tissue of mobulid rays. *Marine Pollution Bulletin*, 94, 251-259. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.005>
- Ortiz-Lozano, L., Arceo-Briseño, P., Granados-Barba, A., Salas-Monreal, D., & Jiménez-Badillo., 2010. Zona Costera. Página consultada el 05 de enero de 2022, de Universidad Veracruzana. Sitio web: <https://cdigital.uv.mx/handle/123456789/9651>
- Osuna-Martínez, C., Armienta, M., Bergés-Tiznado, M. & Páez-Osuna, F., 2021. Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: An environmental review. *Science of the Total Environment*, 752, 142062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142062>.
- Páez-Osuna F, Álvarez-Borrego S, Ruiz-Fernández AC, García-Hernández J, Jaramarini ME, Bergés-Tiznado ME, Piñón-Gimate A, Alonso-Rodríguez R, Soto-Jiménez MF, Frías-Espericueta MG, Ruelas-Inzunza JR, Green-Ruiz CR, Osuna-Martínez CC, Sánchez-Cabeza JA (2017) Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166:181-205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>
- Páez-Osuna, F., 2005a. Fuentes de metales en la zona costera marina. En: A. V. Botello, J. Rendón-Von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 329-342.
- Páez-Osuna, F., 2005b. Efectos de los metales. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 343-360 pp.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Whitehead, D.A., González-Armas, R., Soto-Jiménez, M.F., O'Hara, T., Vazquez-Haikin, A., Galván-Magaña, F., 2021. Variation of essential and non-essential trace

- elements in whale shark epidermis associated to two different feeding areas of the Gulf of California. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 36803-36816.
- Pereyra D., Pérez J., & Salas M., 2010. *Hidrología*. Veracruz, México: Gobierno del Estado de Veracruz.
- Piao, F., Cheng, F., Chen, H., Li, G., Sun, X., Liu, S., & Yokoyama, K., 2007. Effects of zinc coadministration on lead toxicities in rats. *Industrial Health*, 45, 546-551. <https://doi.org/10.2486/indhealth.45.546>
- Price, N. & Morel, F., 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature*, 344, 658-660. <https://doi.org/10.1038/344658a0>
- Rabajczyk, A., Józwiak, M. A., & Kozłowski, R., 2011. Heavy Metals (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr) in Bottom Sediments and the Recultivation of Kielce Lake. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20.
- Rafique, M., Khan, N., Perveen, K., & Naqvi, A., 2009. The effects of lead and zinc on the quality of semen of albino rats. *J Coll Physicians Surg Pak*, 19, 510-513.
- Rahman, M., Hasegawa, H., & Lim, R., 2012. Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environmental Research*, 116, 118-135. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.014>
- Rahman, M., Hossain, K., Banik, S., Sikder, M., Akter, M., Bondad, S. & Kurasaki, M., 2019. Selenium and zinc protections against metal-(loids)-induced toxicity and disease manifestations: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 168, 146-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.054>
- Rajkowska, M., & Protasowicki, M., 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophic in Northwestern Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 3493-3502. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2805-8>
- Reuer, M. K., & Weiss, D. J., 2002. Anthropogenic lead dynamics in the terrestrial and marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360, 2889-2904. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1095>

- Richards, V., DeBiasse, M., & Shivji, M., 2019. Deep mitochondrial lineage divergence among populations of the southern stingray (*Hypanus americanus* (Hildebrand & Schroeder, 1928) throughout the Southeastern United States and Caribbean. *Marine Biodiversity*, 49, 1627-1634. <https://doi.org/10.1007/s12526-018-0930-5>
- Rossmann, T. G., 2003. Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 533, 37-65. <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2003.07.009>
- Rubio, C., González-Iglesias, T., Revert, C., Reguera, J., Gutiérrez, A., & Hardisson, A., 2005. Lead dietary intake in a Spanish population (Canary Islands). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 6543-6549. <https://doi.org/10.1021/jf058027v>
- Ruelas-Inzunza, J., Amezcua, F., Coiraton, C., & Páez-Osuna, F., 2020. Cadmium, mercury, and selenium in muscle of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* from the tropical Eastern Pacific: Variation with age, molar ratios and human health risk. *Chemosphere*, 242, 125180. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125180>
- Schwanck, T., Schweinsberg, M., Lampert, K., Guttridge, T., Tollrian, R., & O'Shea, O., 2020. Linking local movement and molecular analysis to explore philopatry and population connectivity of the southern stingray *Hypanus americanus*. *Journal of Fish Biology*, 96, 1475-1488. <https://doi.org/10.1111/jfb.14325>
- Shakhman, Y., & Harries, D., 2021. How Glycine Betaine Modifies Lipid Membrane Interactions. *ChemSystemsChem*, 3, e2100010. <https://doi.org/10.1002/syst.202100010>
- SEDARPA, 2019. Secretaria de Desarrollo Agropecuario Rural y Pesca. Numeralia de la Producción Agropecuaria y Pesquera del Estado de Veracruz 2019. Página consultada el 7 de marzo de 2022. Sitio web: http://www.sigver-agroalimentario.sedarpa.gob.mx/ligmpa/principal/publicacion_dimanic
- SEDARPA, 2020. Secretaria de Desarrollo Agropecuario Rural y Pesca. Mapa del subsector agrícola en el estado de Veracruz. Página consultada el 7 de marzo

- de 2022. Sitio web: http://www.sigver-agroalimentario.sedarpa.gob.mx/ligmpa/principal/publicacion_dimanic
- SEGOB, 2011. Secretaría de Gobernación, 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. Página consultada el 05 de enero de 2021. Sitio web: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5177531&fecha=10/02/2011.
- SGM, 2020. Servicio Geológico Mexicano. Panorama Minero del Estado de Sinaloa. Subsecretaría de minería. Página consultada el 09 de marzo de 2022. Sitio web: <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/VERACRUZ.pdf>
- Shipley, O., Murchie, K., Frisk, M., Brooks, E., Shea, O., & Power, M., 2017. Low lipid and urea effects and inter-tissue comparisons of stable isotope signatures in three nearshore elasmobranchs. *Marine Ecology Progress Series*, 579, 233-238. <https://doi.org/10.3354/meps12264>
- Shipley, O., Murchie, K., Frisk, M., O'Shea, O., Winchester, M., Brooks, E. & Power, M., 2018. Trophic niche dynamics of three nearshore benthic predators in The Bahamas. *Hydrobiologia*, 813, 177-188. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3523-1>
- Simpson, W. R., 1981. A critical review of cadmium in the marine environment. *Progress in Oceanography*, 10, 1–70. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(81\)90007-0](https://doi.org/10.1016/0079-6611(81)90007-0)
- Šlejkovec, Z., Stajniko, A., Falnoga, I., Lipej, L., Mazej, D., Horvat, M., & Faganeli, J., 2014. Bioaccumulation of arsenic species in rays from the northern Adriatic Sea. *International Journal of Molecular Sciences*, 15, 22073-22091. <https://doi.org/10.3390/ijms151222073>
- Sobrinho-Figueroa, A., A. V. Botello, & S. Villanueva-Fragoso, 2005. Efectos de compuestos genotóxicos de tres sistemas costeros de Veracruz. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 696.

- Springer, S. 1967. Social organization of shark populations. En: P.W. Gilbert, R. F. Mathewson y D. P. Rall (eds) Sharks, Skates and rays, John Hopkins Press, Baltimore. 149.
- Storelli, M., & Marcotrigiano, G., 2004. Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 1145-1149. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.03.005>
- Storelli, M., Ceci, E., Storelli, A., & Marcotrigiano, G., 2003. Polychlorinated biphenyl, heavy metal and methylmercury residues in hammerhead sharks: contaminant status and assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1035-1039. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(03\)00119-x](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(03)00119-x)
- Tagliafico, A., Rago, N., & Salomé-Rangel, M., 2013. Aspectos biológicos de las rayas *Dasyatis guttata* y *Dasyatis americana* (Myliobatiformes: Dasyatidae) capturadas por la pesquería artesanal de la Isla de Margarita, Venezuela. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48, 365-373. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000200015>
- Tekin-Özan, S., 2015. Levels of some heavy metals in water and sediment compared with season and some physico-chemical parameters from Antalya Bay. *Indian Journal of Geo-Marine Science*, 44, 1393-1400. <http://nopr.niscair.res.in/jspui/handle/123456789/34927>
- Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Anguiano-Zamora, M., Sujitha, S. & Jonathan, M., 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Marine Pollution Bulletin*, 107, 389-392. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.035>
- Tilley, A., López-Angarita, J., & Turner, J. R., 2013. Diet reconstruction and resource partitioning of a Caribbean marine mesopredator using stable isotope Bayesian modelling. *PloS one*, 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079560>
- Toledo-Ocampo, A., 2005. Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C.

- Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, p. 696.
- Torres, G., González, S., & Peña, E., 2010. Descripción anatómica, histológica y ultraestructural de la branquia e hígado de tilapia (*Oreochromis niloticus*). *International Journal of Morphology*, 28, 703-712. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-95022010000300008>
- Torres, P., da Cunha, R., Micaelo, C., & dos Santos-Rodrigues, A., 2016. Bioaccumulation of metals and PCBs in *Raja clavata*. *Science of the Total Environment*, 573, 1021-1030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.187>
- Torres, P., da Cunha, R. T., & dos Santos Rodrigues, A., 2017. Mid-Atlantic elasmobranchs: Suitable metal scouts?. *Marine Pollution Bulletin*, 117, 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.058>
- Türkmen, M., Tepe, Y., Türkmen, A., Sangün, M. K., Ateş, A., & Genç, E., 2013. Assessment of heavy metal contamination in various tissues of six ray species from Iskenderun Bay, northeastern Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90, 702-707. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-0978-7>
- Türkmen, M., Türkmen, A., & Tepe, Y., 2014. Comparison of metal levels in different tissues of seven ray species from Antalya Bay, Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 93, 159-164. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1285-7>
- USDA, 2018. U.S. Department of agriculture, China: China Releases the Standard for Maximum Levels of Contaminants in Foods. Página consultada el 4 de noviembre de 2021. Sitio web: <https://www.fas.usda.gov/data/china-china-releases-standard-maximum-levels-contaminants-foods>.
- Uysal, K., Emre, Y., & Köse, E., 2008. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in

- Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchemical Journal*, 90, 67-70.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2008.03.005>
- Vázquez-Botello, A., Villanueva S. & Rosales L., 2004. Distribución de metales pesados en el Golfo de México. En: M. Caso, I. Pisanty & E. Ezcurra (eds.). *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, pp. 681-706.
- Vélez-Alavez, M., Labrada-Martagón, V., Méndez-Rodríguez, L. C., Galván-Magaña, F., & Zenteno-Savín, T., 2013. Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 165, 508-514.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.03.006>
- Villanueva, F.S., & A.V. Botello, 2005. Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna el Yucateco, Tabasco, México. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, p. 696.
- Walker, C. J., Gelsleichter, J., Adams, D. H., & Manire, C. A., 2014. Evaluation of the use of metallothionein as a biomarker for detecting physiological responses to mercury exposure in the bonnethead, *Sphyrna tiburo*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 40, 1361-1371. <https://doi.org/10.1007/s10695-014-9930-y>
- Wallace-Wells, D., 2019. The Uninhabitable Earth. En the American Society of Magazine Editors (Eds). *The Best American Magazine Writing 2018*, Columbia University Press, 271-294 pp. <http://doi.org/10.7312/asme18999-10>

- Wang, Z., Sun, Y., Yao, W., Ba, Q., & Wang, H., 2021. Effects of cadmium exposure on the immune system and immunoregulation. *Frontiers in Immunology*, 2892.
- WHO, 2003. World Health Organization. Summary and Conclusions presented at the 61st Meeting of the Joint FAO/WHO expert committee on Food additives, Rome 10-19.
- WHO, 2011. World Health Organization. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Lead. Página consultada el 20 de mayo de 2021. Sitio web: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3511>
- WHO, 2018. World Health organization. Arsenic. Página consultada el 28 de junio de 2021. Sitio web: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>.
- WHO, 2021a. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Cadmiun. Página consultada el 05 de enero de 2021. Sitio web: https://www.cva.itesm.mx/biblioteca/pagina_con_formato_version_oct/a_paweb.html
- WHO, 2021b. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Zinc. Página consultada el 05 de enero 05 de 2021. Sitio web: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=4197>
- WHO, 2021c. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Arsenic. Página consultada el 05 de enero de 2021. Sitio web: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1863>
- WHO, 2021d. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Copper. Página consultada el 05 de enero de 2021. Sitio web: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=2824>
- Wrigglesworth, E., 2019. Diet analysis of two data deficient stingray species, the southern stingray (*Hypanus americanus*) and the Caribbean whiptail ray

(*Styracura schmardae*), with methodological insights into the use of stomach content analysis and stable isotope analysis. University of Exeter. Página consultada el 09 de marzo de 2022. Sitio web: <https://ore.exeter.ac.uk/repository/handle/10871/36563>

Zhang, W., Guo, Z., Song, D., Du, S., & Zhang, L., 2018. Arsenic speciation in wild marine organisms and a health risk assessment in a subtropical bay of China. *Science of the Total Environment*, 626, 621-629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.108>

Zuk, M., Garibay Bravo, V., Rodolfo III, L. V., María Tania, I. V., & Rojas Bracho, L. V., 2006. Introducción a la evaluación de los impactos de las termoeléctricas de México: un estudio de casos en Tuxpan, Veracruz, primera edición, Semarnat-INE, México.