



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA**

**FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR**



**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN RECURSOS ACUÁTICOS**

**CONCENTRACION DE As, Cd, Cu, Pb y Zn EN ÓRGANOS  
Y TEJIDOS DE *Rhinoptera steindachneri* (Everman y  
Jenkins, 1981) CAPTURADO EN LA ZONA COSTERA DE  
MARISMAS NACIONALES MÉXICO.**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS ACUÁTICOS**

**EN EL ÁREA DE MANEJO SUSTENTABLE DE AMBIENTES COSTEROS**

**PRESENTA:**

**IBQ. Luis Ramón Benítez Colio**

**DIRECTORES DE TESIS:**

**Dr. Martin Gabriel Frías Espericueta**

**Dra. Carolina Bojórquez Sánchez**

Mazatlán, Sinaloa, México, Enero del 2023.



Dirección General de Bibliotecas  
Ciudad Universitaria  
Av. de las Américas y Blvd. Universitarios  
C. P. 80010 Culiacán, Sinaloa, México.  
Tel. (667) 713 78 32 y 712 50 57  
dgbuas@uas.edu.mx

## UAS-Dirección General de Bibliotecas

### Repositorio Institucional Buelna

#### Restricciones de uso

Todo el material contenido en la presente tesis está protegido por la Ley Federal de Derechos de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

Queda prohibido la reproducción parcial o total de esta tesis. El uso de imágenes, tablas, gráficas, texto y demás material que sea objeto de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente correctamente mencionando al o los autores del presente estudio empírico. Cualquier uso distinto, como el lucro, reproducción, edición o modificación sin autorización expresa de quienes gozan de la propiedad intelectual, será perseguido y sancionado por el Instituto Nacional de Derechos de Autor.

Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial  
Compartir Igual, 4.0 Internacional



## RESUMEN

En el presente estudio se determinaron las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en hígado, riñón cerebro, corazón, bazo y músculo de la raya gavilán *Rhinoptera steindachneri* capturada en la zona costera de Marismas Nacionales, México. Así mismo, se analizaron las interacciones entre las concentraciones de dichos metales con las variables biológicas del organismo y los riesgos a la salud por su consumo. Se capturaron 30 individuos provenientes de la pesca artesanal de la zona norte de Nayarit y sur de Sinaloa en agosto de 2020. En cuanto a las variables biológicas, el ancho de disco (AD) promedio de los individuos fue de  $56.1 \pm 10.8$  cm y el peso mostró un promedio de  $3.2 \pm 1.8$  kg. Las concentraciones de los elementos se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica acoplado a horno de grafito para As, Cd, Pb y los elementos esenciales Cu y Zn se determinaron por método de flama. Las concentraciones ( $\mu\text{g/g}$ , peso húmedo) de As fueron más altas en hígado ( $8.0 \pm 3.5$ ) > músculo ( $7.3 \pm 3.6$ ) > cerebro ( $1.9 \pm 6.0$ ) > riñón ( $1.1 \pm 0.3$ ) > corazón ( $0.9 \pm 0.4$ ) > bazo ( $0.5 \pm 0.2$ ). El nivel de Cd más alto también se presentó en hígado ( $0.707 \pm 1.037$   $\mu\text{g/g}$ ), pero el más bajo en el músculo ( $0.011 \pm 0.012$   $\mu\text{g/g}$ ). En el Cu, el nivel más elevado fue encontrado en el riñón con  $2.38 \pm 1.37$   $\mu\text{g/g}$ , seguido del corazón ( $1.78 \pm 0.43$   $\mu\text{g/g}$ ), a diferencia del Pb donde el bazo ( $0.097 \pm 0.100$   $\mu\text{g/g}$ ) fue donde hubo una mayor acumulación de este elemento, mientras que el Pb en el corazón tuvo valores menores al límite de detección. Finalmente, en el bazo también se presentó la mayor concentración de Zn ( $13.4 \pm 1.5$   $\mu\text{g/g}$ ), mientras que el músculo y el hígado, la menor. Se encontraron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre las concentraciones de As en el músculo con la edad y el AD, y el As en el hígado con el peso, mientras que el Cd en el bazo, cerebro y riñón se correlacionaron positivamente ( $p < 0.05$ ) con el AD. El Cu en el riñón se correlacionó negativamente con el AD, peso y edad, la misma tendencia de correlación negativa significativa ( $p < 0.05$ ) se encontró en el Pb en músculo y el AD. El AD mostró correlaciones positivas significativas ( $p < 0.05$ ) con el Zn en el cerebro, bazo y corazón. Las diferencias encontradas de los elementos en cada tejido de estudio podrían deberse a los mecanismos de detoxificación, en el caso de los metales no esenciales y, mecanismos de regulación para los metales esenciales. Los organismos podrían estar expuestos a través de la dieta y por el transporte de estos elementos hacia los ecosistemas costeros por escorrentías. El análisis de riesgo a la salud mostró que existe un riesgo por consumo de músculo de *R. steindachneri* para el caso del As para la población menor a 20 kg. El riesgo a contraer cáncer es muy bajo por exposición a As, Cd y Pb. El Cd en el músculo está por encima del límite máximo permisible de las normas mexicanas, mientras que el As y el Pb en el mismo tejido, no sobrepasaron ese límite.

Palabras clave: Batoideos, Metales, Contaminación, Elasmobranquios, Riesgos

## ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the concentrations of As, Cd, Cu, Pb and Zn in liver, kidney, brain, heart, spleen and muscle of the Golden Cownose Ray *Rhinoptera steindachneri* captured in the coastal area of Marismas Nacionales, Mexico and the relationships between biological variables and the elements levels. Also, a non-cancer and a cancer risk evaluation assessment were made due to the human consumption of this species. A sample of 30 individuals were captured in the northern area of Nayarit and southern Sinaloa in August 2020, by artisanal fisheries. The mean disc width (DW) of the captured *R. steindachneri* was  $56.1 \pm 10.8$  cm and had an average weight of  $3.2 \pm 1.8$  kg. The non-essential elements As, Cd and Pb were analyzed by Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS) coupled to graphite furnace and, Cu and Zn by AAS coupled to flame. The average levels ( $\mu\text{g/g}$ , wet weight) of As were higher in the liver ( $8.0 \pm 3.5$ ) > muscle ( $7.3 \pm 3.6$ ) > brain ( $1.9 \pm 6.0$ ) > kidney ( $1.1 \pm 0.3$ ) > heart ( $0.9 \pm 0.4$ ) > spleen ( $0.5 \pm 0.2$ ). The highest Cd was found in the liver ( $0.707 \pm 1.037 \mu\text{g/g}$ ), and the lowest in the muscle ( $0.011 \pm 0.012 \mu\text{g/g}$ ). The tissue with higher Cu was the kidney ( $2.38 \pm 1.37 \mu\text{g/g}$ ) followed by the heart ( $1.78 \pm 0.43 \mu\text{g/g}$ ). Meanwhile, Pb in the spleen had a maximum mean level of  $0.097 \pm 0.100 \mu\text{g/g}$  and in the heart the concentrations were below the detection limit. The Zn in the spleen ( $13.4 \pm 1.5 \mu\text{g/g}$ ) was the highest found and the lowest Zn was found in the liver and the muscle. Significant correlations ( $p < 0.05$ ) were found among the biological variables of DW and age with As in muscle and also between As in liver and weight. The Cd found in spleen, brain and kidneys were correlated to DW and Cu in kidney was negative correlated to DW, age and weight of the organisms. The DW was correlated to Pb in muscle and Zn in brain, spleen and the hearth. The differences found among the studied elements and the tissues could be related to metabolic functions as well as detoxification pathways of the organism of non-essential elements and self-regulation of essential elements. The Golden Cownose Ray could be exposed to As, Cd, Cu, Pb and Zn by its feeding habits and also by the anthropic inputs to the aquatic ecosystems. The hazard risk assessment showed that humans with less than 20 kg of body weight could be at As risk by consuming muscle of this ray. The cancer risk probability by exposition to As, Cd and Pb is very low. Only Cd was above the maximum permissible limit (MPL) of the Mexican legislation but As and Pb were below the MPL.

Keywords: Batoids, Metals, Pollution, Elasmobranchs, Risks assessment

## DEDICATORIA

A Dios, por haberme dado la oportunidad de llegar hasta este escalón en mi vida ya que tú conoces mis sueños y mis anhelos.

A mi madre por ser el pilar y sostén de mi vida, por enseñarme que nada es imposible por más difícil y oscuro que parezca el camino y enseñarme que lo último que se pierde es la fe, por brindarme la fortaleza suficiente para salir adelante y ayudarme siempre a cumplir cada uno de mis sueños.

A mis hermanas Lorena, Patricia, Guillermina, Isabel gracias por el apoyo brindado durante este camino y apoyarme en cada una de mis decisiones.

A mi sobrino Jorge por apoyarme y caminar conmigo, gracias por estar ahí siempre.

A mi amigo incondicional y hermano Luis por apoyarme en cada paso y cada momento.

Al doctor Martín Gabriel Frías Espericueta, estaré eternamente agradecido por todas sus enseñanzas, por sus consejos, por esa manera tan especial de hacerme entender y comprender las cosas. Por la oportunidad de trabajar con su equipo de investigación y gestionar mi entrada y permanencia en el posgrado, gracias infinitas por estar siempre al pendiente de mí y de cada paso que daba en este camino.

A la Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado agradecimiento infinito por haber creído en mí y darme la oportunidad de convertir en realidad este sueño y por haber abierto esa puerta que parecía imposible para mí. Porque a pesar de las dificultades siempre tuvo una palabra de aliento para darme fuerzas para seguir en este camino. Por compartir sus experiencias de vida y sobre todo por cultivar en mí el valor de la tolerancia, enseñarme como vencer la frustración y seguir adelante. Gracias por tanto y por todo.

A la Dra. Carlina Bojórquez Sánchez, por estar siempre conmigo desde el inicio por haber abierto el camino y las puertas para que este sueño que parecía imposible se materializara. Así mismo, por enseñarme que para estar en el camino de la ciencia no hay nada más que la constancia y la disciplina. Por mostrar esa fortaleza y energía que la caracteriza y contagia.

Doctores en mí no puede haber más que solo cariño y agradecimiento infinito hacia ustedes.

A mis amigos Karen, Iris, Víctor y Jiroó por su apoyo y compartir vivencias, experiencias, las largas horas de platica, las comidas juntos y todas las risas.

## **Agradecimientos**

A la Universidad Autónoma de Sinaloa y a la Facultad de Ciencias del Mar por haber brindado el apoyo en mi formación académica, así como también a los doctores y maestros que brindaron su apoyo y conocimiento de las ciencias.

Al Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo y financiamiento brindado (con número de registro CVU: 1113459) durante el posgrado.

Este proyecto se desarrolló bajo el financiamiento del programa de Ciencia Básica CONACYT 2016 en la categoría de “Apoyo a iniciativas de Investigador Joven, Con el proyecto “Investigación integral en peces condriictios de profundidad del alto Golfo de California: interrelación biología, metales, metaloides y lípidos” con número de registro 288665.

El presente estudio se llevó a cabo en las instalaciones del laboratorio Unidad de Monitoreo y Calidad Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa, Geoquímica y Contaminación Costera del ICMYL-UNAM y Laboratorio de Estudios Ambientales de la Universidad Autónoma de Sinaloa con apoyo de los proyectos: 2022/PRO-A1-023 Y PRO-A1-001.

Este estudio recibió apoyo del proyecto “Ecología trófica de tres especies de batoideos capturados en el sureste del Golfo de California”. Proyecto de Ciencia Básica CONACYT con número de registro 255687.

A mi director de tesis Dr. Martin Gabriel Frías Espericueta, por creer en mí, por brindarme apoyo incondicional y su gran e incomparable disponibilidad, ayuda, paciencia y por compartir sus conocimientos, y apoyarme durante el desarrollo de este gran trabajo.

A mi codirectora de tesis Dra. Carolina Bojórquez Sánchez, por sus aportaciones al presente trabajo que han sido enriquecedoras en todos los aspectos.

A mi comité revisor de tesis Dra. Magdalena E. Bergés Tiznado, Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez, Dra. Ofelia Escobar Sánchez por sus aportaciones asertivas, objetivas y enriquecedoras al desarrollo del presente trabajo, sin lugar a dudas fueron una pieza clave para poder comprender cada uno de los puntos desarrollados y que el presente trabajo llegara a su término.

A la Unidad Académica de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, al Dr. Federico Páez Osuna por brindar su apoyo para el uso de las instalaciones para el trabajo analítico en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera.

A la Universidad Politécnica de Sinaloa y Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa por prestar sus instalaciones para el desarrollo del presente trabajo, a la IBT. Gloria Berenice Loaiza Aguiar por su gran apoyo y conocimientos transmitidos.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva por su gran apoyo en el análisis de muestras, así como su disponibilidad para transmitir su conocimiento.

A mis profesores Dra. Laura Beatriz Rivera Rodríguez, Dr. Raúl Pérez González, Francisco Antonio Flores Higuera, Dr. Joel Bojórquez Saucedo, Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez, Dr. Federico Páez Osuna, Dra. María del Rosario Pacheco Marges, Dr. José Cristóbal Román Reyes, Dr. Luis Antonio Salcido Guevara, Dr. Juan Francisco Arzola González.

A L.I. Nerika Azucena Benitez Pardo, Dr. Guillermo Rodríguez Domínguez, Dr. Mario Nieves Soto, Dr. Manuel Eduwiges Trejo Soto y a todo el personal administrativo que hizo posible mi ingreso y estancia en el Posgrado en Ciencias en Recursos Acuáticos de la Facultad de Ciencias del mar.



## ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN.....	1
I.1. Metales y metaloides .....	3
1.1.1. Arsénico .....	4
1.1.2. Cadmio.....	6
1.1.3. Cobre .....	7
1.1.4. Plomo.....	9
1.1.5. Zinc .....	10
1.2. Organismo de estudio .....	11
1.2.1. Características taxonómicas y morfológicas de <i>R. steindachneri</i> .....	11
1.2.2. Características biológicas de <i>R. steindachneri</i> .....	12
1.2.3. Distribución geográfica de <i>R. steindachneri</i> .....	12
II.ANTECEDENTES .....	13
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	16
IV. HIPÓTESIS.....	17
V. OBJETIVOS.....	18
5.1. Objetivo general .....	18
5.2. Objetivos particulares.....	18
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
6.1. Muestreo .....	19
6.2. Preparación de las muestras.....	21
6.3. Determinación de los elementos As, Cd, Cu, Pb y Zn .....	21
6.4. Evaluación de riesgo para la salud .....	22
6.5. Límites máximos permisibles (LMP) .....	25
6.6. Determinación de edad de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	26
6.7. Análisis estadístico.....	26
VII. RESULTADOS .....	27
7.1. Análisis de humedad en tejidos.....	27
7.2. Biometrías de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	27
7.3. Arsénico .....	30
7.4. Cadmio.....	33

7.5. Cobre .....	39
7.6. Plomo .....	42
7.7 Zinc .....	45
7.8 Riesgos a la Salud .....	50
VIII. DISCUSIÓN .....	54
8.1. Concentración de As, Cd, Cu, Pb y Zn .....	54
IX. CONCLUSIONES .....	69
X. REFERENCIAS .....	71

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Raya gavilán o tecolote ( <i>Rhinoptera steindachneri</i> ).....	12
Figura 2. Distribución geográfica de <i>Rhinoptera steindachneri</i> , catalogada como casi amenazada por la lista roja de especies amenazadas (tomado de <a href="https://www.iucnredlist.org/species/60130/124442442">https://www.iucnredlist.org/species/60130/124442442</a> ). .....	13
Figura 3. Zona de pesca de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	19
Figura 4. a) Análisis morfométrico, peso (kg) y ancho de disco (cm), b) identificación de sexo (hembra) de <i>Rhinoptera Steindachneri</i> .....	20
Figura 5. a) Disección de especímenes, b) extracción de cerebro, c) riñones, d) bazo, e) corazón, f) hígado, y g) músculo. ....	21
Figura 6. Comparaciones de humedad entre los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) Kruskal-Wallis.....	27
Figura 7. Histograma de frecuencia de biometrías de <i>Rhinoptera steindachneri</i> : a) peso, b) ancho de disco (AD), c) edad.....	29
Figura 8. Relación potencial entre las variables de ancho de disco y peso en <i>Rhinoptera steindachneri</i> . $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles. ....	30
Figura 9. Histogramas de frecuencia de As en: a) hígado, b) músculo, c) cerebro, d) riñón, e) corazón, f) bazo de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	32
Figura 10. Correlación entre el AD (cm), peso (kg) edad (años) con el contenido de As ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en a) músculo, b) hígado, c) músculo. $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	33
Figura 11. Histograma de frecuencias Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h) en: a) hígado, b) riñón, c) cerebro, d) bazo, e) músculo y f) corazón de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	35
Figura 12. Correlación entre el ancho de disco (AD) y el contenido de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) bazo, b) cerebro, c) riñón. $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	36
Figura 13. Comparación de promedios de concentraciones de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) entre machos y hembras: a) cerebro, b) corazón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	38
Figura 14. Comparación de promedios de concentraciones de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) entre juveniles y adultos: a) bazo, b) riñón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	38
Figura 15. Histogramas de frecuencia de Cu en: a) cerebro, b) riñón, c) bazo, d) músculo, e) corazón, f) hígado de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	40

Figura 16. Correlación entre el ancho de disco (AD), peso y el contenido de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) riñón, b) riñón, c) riñón en $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	41
Figura 17. Comparación de promedios de concentraciones de Cu entre juveniles y adultos. Distintas letras indican diferencias significativas entre grupos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	42
Figura 18. Histogramas de frecuencia de Pb en: a) bazo, b) hígado, c) músculo, d) riñón y e) cerebro de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	44
Figura 19. Correlación entre el ancho de disco (AD), y el contenido de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) músculo b) cerebro en $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	44
Figura 20. Histogramas de frecuencia de Zn en: a) corazón, b) bazo, c) riñón, d) cerebro, e) músculo, f) hígado en <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	47
Figura 21. Correlación entre el AD (cm), con el contenido de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en a) bazo, b) cerebro, c) corazón. $\diamond$ = hembras juveniles, $\circ$ =machos adultos, $\bullet$ =machos juveniles de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	48
Figura 22. Comparación de promedios de concentraciones de Cu entre juveniles y adultos: a) músculo, b) bazo, c) corazón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> .....	50
Figura 23. Curvas de exposición. a) As inorgánico, b) Cd, c) Pb, d) Zn, de acuerdo al consumo diario y peso de la población. Línea horizontal indica HQ=1. Valores por debajo de la línea no representan un riesgo para la población. $\bullet$ Consumo anual percapita FAO (20.5 kg), $\blacksquare$ Consumo nacional de pescado CONAPESCA (11.31 kg), $\blacklozenge$ Consumo rayas y similares (0.74 kg). ....	51

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Porcentaje de recuperación del material de referencia .....	22
Tabla II. Morfometrías de <i>Rhinoptera steindachneri</i> por sexo y estado de madurez .....	28
Tabla III. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de As ( $\pm$ desviación estándar $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	33
Tabla IV. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Cd ( $\pm$ desviación estándar $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	37
Tabla V. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Cu ( $\pm$ desviación estándar $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	42
Tabla VI. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Pb ( $\pm$ desviación estándar $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	45
Tabla VII. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Zn ( $\pm$ desviación estándar $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	49
Tabla VIII. Índice de riesgo y riesgo de contraer cáncer. ....	52
Tabla IX. Consumo seguro de músculo de <i>Rhinoptera steindachneri</i> . ....	53
Tabla X. Concentraciones de As, Cd, Cu, Pb, Zn ( $\mu\text{g/g}$ , peso seco) en distintas especies de rayas y tiburones a nivel nacional. ....	58
Tabla XI. Concentraciones de As, Cd, Cu, Pb, Zn ( $\mu\text{g/g}$ , peso seco) en distintas especies de rayas y tiburones a nivel internacional. ....	60

## I. INTRODUCCIÓN

Marismas Nacionales, México (MNM) es considerada una de las regiones de gran importancia por su diversidad de recursos naturales, dado que los estuarios y la zona intermareal son hábitats para la vida de numerosas especies; se considera un área prioritaria para la conservación de aves y peces, ya que posee la formación de manglar más grande del Pacífico mexicano y dicho ecosistema se encuentra localizado en los estados de Sinaloa y Nayarit (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000). Debido a sus condiciones y abundancia de recursos pesqueros, el estado de Nayarit se encuentra en el sexto lugar a nivel nacional en producción pesquera, las principales capturas son de camarón, mojarra, huachinango, tiburones y rayas, túnidos, robalo y ostión (CONAPESCA, 2018). A pesar de que la pesquería de elasmobranchios a nivel mundial no puede ser clasificada por especies, debido a que algunos países presentan información de capturas no identificadas de tiburones y rayas, esta pesquería ha permanecido estable desde el 2005, con capturas de 0.7 y 0.8 millones de toneladas (FAO, 2018). Por otro lado, la producción pesquera nacional en peso desembarcado es de 1,998,839 t, de las cuales 10,326 t corresponden a rayas y similares, de esta cifra Nayarit presenta 616 t en peso desembarcado (CONAPESCA, 2018).

Los batoideos son importantes por sus funciones como depredadores en las redes tróficas, ya que brindan un equilibrio en la regulación de especies en los niveles tróficos más bajos, principalmente de organismos bentónicos, dado que es su principal fuente de alimento (Ramírez-Rodríguez, 2019). Un organismo de este tipo es la raya gavilán (también llamada raya tecolote) *Rhinoptera steindachneri*, de la cual existe muy poca información sobre su pesquería; sin embargo, en un estudio realizado por Carrillo-Colín (2019) se menciona que para el año 2007 esta especie fue una de las más recurrentes en los desembarques y constituyó el 11.4% de los

organismos capturados y para el otoño del mismo año presentó una captura del 5.8% y en invierno 6%. Cabe señalar que no se tiene registro de pescas dirigidas hacia *R. steindachneri* dado que es capturada en pesquerías de especies mixtas.

El crecimiento industrial, económico y la explosión demográfica representan un aspecto importante en la contaminación de los ecosistemas costeros, como resultado de actividades antropogénicas entre las que destacan las agropecuarias, las cuales aportan cantidades importantes de metales y metaloides (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998).

En relación con los metales y metaloides, aunque se presentan de forma natural, una cantidad relativamente elevada de estos es tóxica para los organismos acuáticos en los sistemas costeros (Rendón-Martínez *et al.*, 2019), dado que tienden a bioacumularse en tejidos y órganos, debido a que se absorben más rápido, por las características que estos presentan (Gray, 2002; Escobar-Sánchez, 2010); entre estos se encuentra el arsénico (As), mercurio (Hg), plomo (Pb) y cadmio (Cd). Es importante mencionar que oligoelementos como el cobre (Cu), zinc (Zn), selenio (Se) y el hierro (Fe) son esenciales para el desarrollo de los organismos debido a que intervienen en reacciones bioquímicas, metabólicas y fisiológicas, pero sus beneficios también dependen de su concentración, ya que también pueden ser tóxicos a concentraciones altas (Bezerra *et al.*, 2019).

En los sistemas estuarinos este tipo de contaminantes impacta de forma directa debido a los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el comportamiento, transporte y destino de metales y metaloides. Por otro lado, los impactos a consecuencia de estos elementos se manifiestan de forma más evidente en el litoral costero, ya que son transportados por ríos a través de los estuarios, así como por las aportaciones de actividades antropogénicas, dragado en los puertos, disposición de residuos peligrosos y descargas termales provenientes de centrales eléctricas (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 2014).

Aunque la ingesta de pescado conlleva beneficios para los humanos, el consumo de especies procedentes de zonas impactadas por contaminación representa un riesgo para la salud humana, debido a que estos organismos pueden bioacumular metales y metaloides en sus órganos, tejidos y biomagnificarlos a través la cadena trófica, es por ello la importancia de evaluar la concentración de este tipo de contaminantes (Espinoza-Ortiz y Falero-Alama, 2015).

En el presente estudio se evaluaron las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en hígado, corazón, riñones, bazo, cerebro y en tejido muscular de especímenes de la raya *R. steindachneri* capturados en la zona costera de Marismas Nacionales México, Novilleros en el municipio de Tecuala, Nayarit. Adicionalmente, se evaluó el potencial riesgo para la salud humana, ya que esta especie es de importancia comercial y es consumida por los pobladores de las zonas costeras, además las rayas se han convertido en especies objetivo de captura comercial en la zona costera de Nayarit, ocupando el segundo lugar a nivel nacional (INAPESCA, 2008).

### **I.1. Metales y metaloides**

Los metales pesados son elementos que poseen características físicas como ductilidad, maleabilidad, brillo metálico y características químicas como la capacidad de formar óxidos (Ali y Khan, 2017). Por otra parte, diversos estudios ambientales utilizan un criterio general, una clasificación basada en la densidad específica mayor a 5 g/cm<sup>3</sup> (Covarrubias y Peña-Cabrales, 2017). Así mismo, autores como Ali y Khan (2017) consideran que es inapropiada la definición ya que la densidad no es un término que permita tener una referencia en cuanto a la toxicidad de un elemento. De acuerdo con la definición actual para hacer referencia en un elemento potencialmente toxico (EPT), son aquellos elementos metales y metaloides que tienen la capacidad de causar toxicidad y deterioro a nivel molecular (Covarrubias y Peña-Cabrales, 2017) entre las que destacan las siguientes:



1. Interferencia en la formación de biomoléculas, dado que los metales y metaloides poseen una afinidad por los grupos sulfhidrilo (-SH) en las bases nitrogenadas.
2. Reemplazo del elemento central en complejos como la ribulosa 1-5 bifosfato carboxilasa-oxigenasa, el cual posee un catión de magnesio (Mg) que puede ser removido o desplazado por cationes de elementos como el cobalto (Co), níquel (Ni) y Zn, donde impiden la función biológica de dicho complejo.
3. Capacidad de formar grupos oxidrilo (OH<sup>-</sup>), especies altamente reactivas que dan paso a la oxidación de elementos como el hierro y cobre en su forma catiónica (Fe<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>), lo que propicia la formación de peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), un compuesto muy reactivo (oxidante y reductor), mediante la reacción de Fenton. Los grupos OH<sup>-</sup> propician reacciones en cadena, estos provocan daños y transformaciones irreversibles en biomoléculas.
4. La exposición a EPT está íntimamente ligado a distintos efectos adversos a la salud humana. Así mismo, se ha demostrado que algunos de estos elementos como el Cu, Zn, Ni, Fe (oligoelementos) son necesarios para llevar a cabo mecanismos metabólicos y bioquímicos celulares en los seres vivos. Otros EPT como el Hg, Pb, Cd, Cr y As, pueden ser tóxicos aún en bajas concentraciones (Londoño-Franco *et al.*, 2016).

### **1.1.1. Arsénico**

El As se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza. Normalmente, puede estar combinado con otros compuestos de azufre o elementos como Fe, Co, Ni, plata (Ag) o estaño (Sn). La principal forma química mineral en la naturaleza es la arsenopirita (FeAsS), utilizado con distintos fines como tratamiento de maderas, productos agrícolas (pesticidas y herbicidas), bronceadores de piel, anticorrosivos, en la alimentación como factor de crecimiento, gases venenosos y uso militar (Londoño-Franco *et al.*, 2016).

El As está presente en la atmósfera, hidrósfera, biosfera, geosfera y presenta cuatro estados de oxidación As(V), As(III), As(0) y As(-III). Los compuestos que se pueden formar a partir de las formas químicas anteriormente mencionadas pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos (As<sub>i</sub>). Las formas predominantes del As en las aguas superficiales son As(V) y As(III), siendo esta última la más predominante y de mayor toxicidad. Así mismo, el arseniato (AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) es la forma química más abundante en el agua de mar y puede ser transformado por bacterias, convirtiéndolo así a As(III). Este metaloide tiene altos tiempos de residencia, contaminando el suelo, acuíferos y a los organismos que los habitan (Reyes *et al.*, 2016). Además de las características químicas ya citadas que presenta el As, existen otras variables que intervienen en la oxidación o reducción de las formas arsenicales en los ecosistemas como los son niveles de concentración, pH y la presencia de microorganismos (Santos *et al.*, 2017).

Medina-Pazzali *et al.* (2018) explican que una de las fuentes de exposición al As es por medio de la ingesta de diversos tipos de alimentos que lo contienen, resaltando que un considerable aporte de este metaloide representa alrededor del 10% de As<sub>i</sub> por consumo de peces marinos y por el consumo de bivalvos. La toxicidad del As depende del estado de oxidación y la interacción con otros factores como su concentración, tiempo de exposición, edad, peso, sexo, etc. Por lo anterior, las múltiples afectaciones que puede causar este elemento y sus especies químicas en un número de procesos moleculares y celulares en los seres humanos son el acoplamiento de los grupos sulfhidrilo (proteínas, glutatión, cisteína) interfiriendo en procesos como la glucogénesis, metabolismo de la glucosa y glutatión por As(III).

Por otra parte, el As genera desajustes en el proceso de la fosforilación oxidativa ocasionados por As(V) que interviene también en otros mecanismos como factores de crecimiento, ciclo celular, cambios en el material genético (ADN), causando mutaciones, activación de procesos oncogénicos y estrés oxidativo. Otro rasgo de toxicidad del As son las afectaciones a corto plazo por exposición en un lapso de 30 a 60 min, con afectación principal en el sistema digestivo, desencadenando fallas

en el sistema cardiovascular, renal y hepático. En cuanto a los efectos crónicos, este metaloide conduce al desarrollo de neuropatías, padecimientos autoinmunes, daños en los sistemas muscular, renal, hematopoyético, endocrino y reproductivo (Medina-Pazzali *et al.*, 2018).

### **1.1.2. Cadmio**

El Cd se encuentra en la naturaleza formando parte de rocas, suelos y sedimentos, tiene una aportación al medio de aproximadamente 25,000 t, ya que se utiliza ampliamente en la industria y en la agricultura. Representa un potencial riesgo ambiental y de salud, ya que este metal tiene una importante movilidad en las esferas ambientales causando disrupciones metabólicas en los organismos (Reyes *et al.*, 2016).

El Cd se utiliza en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, asbestos, pigmentos, barras en reactores nucleares, farmacéutica, fotografía, vidrio, agricultura, porcelana, por mencionar algunos. Recientemente, el 80-85% del Cd generado es en la producción de baterías recargables. De acuerdo con Rodríguez-Heredia (2019), existen otras aportaciones naturales de este metal como son la actividad volcánica, incendios forestales, combustión de carbón, madera y combustibles fósiles. Actualmente, la producción de Cd en México fue de (1,142 t) en el 2017, para el año 2018 aumentó a 1,307 t, siendo los estados de Coahuila (770 t) y San Luis Potosí (536 t) los principales productores de este metal a nivel nacional (SGM, 2019).

La toxicidad del Cd, está relacionada con diversos factores como el tipo de exposición, edad, peso, interacciones con otros compuestos y deficiencia de nutrientes. Entre las principales fuentes de exposición al Cd se encuentran los alimentos, ya que se ha registrado que cerca del 80% de este metal entra por ingesta y es importante señalar que los pescados y mariscos son una fuente importante de Cd.

Los efectos a la salud por ingestión de alimentos contaminados por este metal son náuseas, vómitos, dolores abdominales, cefalea y finalmente la muerte. Cuando existe una intoxicación crónica de Cd por ingestión de alimentos, el mecanismo de afectación inicia una vez que es ingresado al cuerpo por vía oral, el Cd es absorbido en el intestino y transportado por el torrente sanguíneo, movilizado principalmente por las células hemáticas y albúmina hacia el hígado, donde es liberado de manera paulatina a los riñones en forma de Cd-metalotioneína donde se acumula entre un 40 y un 80% del Cd ingerido. Los órganos más afectados son los huesos y riñones, lo que puede generar enfermedades como osteomalacia y necrosis renal, respectivamente. Es importante mencionar que el Cd inhibe la interacción de los grupos sulfhídrico en las proteínas y la prevalencia de este metal en el cuerpo puede ser por décadas (Pérez-García y Azcona-Cruz, 2012).

### **1.1.3. Cobre**

El Cu es un elemento maleable y dúctil, considerado un excelente conductor de electricidad, se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre y forma parte de biomoléculas en los seres vivos; el Cu se encuentra en la naturaleza formando diversos compuestos, principalmente en forma de sulfuros como la covelita (CuS), la calcocita (Cu<sub>2</sub>S), calcopirita (CuFeS<sub>2</sub>) y bornita (Cu<sub>3</sub>FeS<sub>3</sub>). También forma compuestos como los óxidos de Cu, entre los cuales destacan la malaquita [Cu<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>(OH)<sub>2</sub>], crisocola [CuSiO<sub>3</sub>(2H<sub>2</sub>O)] y la calcantita [CuO<sub>4</sub>(5H<sub>2</sub>O)] (Nordberg, 2012).

Entre los principales usos de este elemento, se encuentran las aleaciones para formar latón (Zn), bronce (con estaño), monel (con níquel) y la unión con otros elementos como el Au, Pb, Cd, Cr, berilio (Be) y fluor (F). Este elemento se utiliza en el tratamiento de aguas para eliminar algas y moluscos, como fijador en textiles, en la minería para la separación del Zn, en conservación de pieles y en la agricultura como aditivo en plaguicidas. También existen otros compuestos como el óxido de

cobre (CuO), el cual es aplicado en la formulación de pinturas, vidrio, cerámica, esmalte, porcelana, metalurgia, como corrector en las deficiencias de nutrientes en suelos y como suplemento en algunos alimentos para animales (Nordberg, 2012). El principal productor de este elemento a nivel mundial (USGS, 2021), tomando en cuenta la producción minera, refinación, y reservas, es Chile, con una producción estimada de 208,100 millones de toneladas, seguido de Perú con 94,500 millones de toneladas; México ocupa el décimo primer lugar con 54,160 millones de toneladas. Es importante mencionar que, en México, la principal aportación en la explotación de este mineral la hace el estado de Sonora con un 83%, seguido de Zacatecas con 6%. Cabe señalar que el estado de Sinaloa tiene una aportación de 890.84 t, ocupando el lugar número 15, seguido de Nayarit con 1.62 t (SGM, 2019).

El Cu es necesario para todos los organismos para llevar a cabo sus funciones biológicas, participa en reacciones bioquímicas fundamentales de los seres vivos. Las principales formas de oxidación del Cu que intervienen en estas reacciones son Cu(II) y Cu(I), como en la superóxido dismutasa, hemocianina, la citocromo oxidasa que está involucrada en la formación de energía, en mecanismos cerebrales y en la formación de bases nitrogenadas, ya que el Cu posee la capacidad de transferir electrones (por ejemplo en el metabolismo del Fe), está involucrado en la biosíntesis del tejido conectivo. Entre las principales biomoléculas que contienen Cu se encuentran la metalotioneína, tirosina, hemocianina, ceruloplasmina y amino oxidasa (Taylor *et al.*, 2020).

Taylor *et al.* (2020) explican cómo se lleva a cabo el mecanismo de absorción, una vez que el Cu ha entrado en el organismo por medio de ingesta, es absorbido en el intestino delgado mediante difusión libre, luego es transportado a través del torrente sanguíneo por el sistema circulatorio. Los efectos por toxicidad aguda que pueden causar las altas dosis de este metal son náuseas, vómitos, diarrea, hemólisis intravascular y posible daño renal (Nordberg, 2012). Por otro lado, la toxicidad crónica puede dar lugar a modificaciones en el metabolismo celular, expresión génica, trastornos en la función neuronal, resistencia a tratamientos

quimioterapéuticos, y la distribución temporal y espacial de hepatocitos (Taylor *et al.*, 2020).

#### **1.1.4. Plomo**

El uso generalizado del Pb ha dado lugar a grandes afectaciones en el ambiente, entre las principales fuentes de contaminación se encuentran la minería, metalurgia, actividades de fabricación y reciclaje, pinturas, material de soldadura, vidrierías, municiones, artículos de joyería, juguetes, cosméticos y en algunos medicamentos tradicionales, sin embargo, el mayor consumo de Pb corresponde a la fabricación de baterías para vehículos (OMS, 2019). México ocupa el quinto lugar a nivel mundial en la producción de Pb, con 131,759 t, de las cuales Nayarit tiene un aporte de 1.49 t y Sinaloa de 870.76 t (SGM, 2019).

Consumir periódicamente alimentos con considerables o altas concentraciones de Pb es un riesgo a la salud humana, así mismo las concentraciones reportadas para pescados y mariscos no rebasan los límites máximos permisibles de la normatividad (Frías-Espericueta *et al.*, 2010). La forma en la que actúa el Pb a nivel molecular y celular no está bien especificada. Algunos estudios indican que el Pb tiene afinidad por los grupos sulfhidrilo, principalmente afectando la actividad enzimática celular, como las enzimas afines al Zn, ejemplo de ello son la ácido-aminolevulínico deshidratasa, ferroquelatasa y coproporfirinógeno oxidasa. Otra característica del Pb es que induce al estrés oxidativo con una considerable disminución de antioxidantes y los niveles del glutatión. Estos estudios se han desarrollado *in vitro* con bioensayos en ratones con la finalidad de entender el mecanismo de acción de este metal. Otro rasgo de las afectaciones a la salud por Pb, son los cuadros clínicos que se desarrollan durante la intoxicación que van desde toxicidad aguda con síntomas de afectaciones renales, encefalopatía y problemas gastrointestinales. Por otro lado, la toxicidad crónica muestra otras características donde se ven

involucrados los sistemas hematopoyético, nervioso y reproductor (Azcona-Cruz *et al.*, 2015).

### **1.1.5. Zinc**

El Zn constituye 0.02% de la corteza terrestre, y se puede encontrar formando otros compuestos como la esfalerita o blenda (ZnS) en mayor proporción, que es la principal fuente de por lo menos el 90% de Zn en forma metálica, aunque puede contener en su fórmula impurezas como el Fe y el Cd (Nordberg, 2012).

El Zn se utiliza ampliamente, un ejemplo es el óxido de Zn (ZnO), cuyas principales aplicaciones se encuentran como pigmentos en la producción de pinturas, lacas, barnices, plásticos, caucho, fabricación de cosméticos, industria cementera, en la electrónica, pegamento y tintas para imprenta. Otro de los usos de este elemento es en forma de cromato de Zn (ZnCrO<sub>4</sub>), que es inhibidor de corrosión y laminados epóxicos. El sulfato de Zn [ZnSO<sub>4</sub>(7H<sub>2</sub>O)] también tiene aplicaciones importantes como conservante de pieles, maderas, aditivo de plaguicidas, en la industria y tratamiento de agua (Nordberg, 2012).

Los principales productores de Zn a nivel mundial son China con 4,200 millones de toneladas, seguida de Australia con 1,400 millones de toneladas y México ocupa el sexto lugar con 600 millones de toneladas. De acuerdo con el anuario de minería en México (SGM, 2019), el Zn se encuentra entre los nueve minerales con mayor producción, ocupando el cuarto lugar con una aportación del 7.0%. El estado de Zacatecas aporta la mayor producción de Zn con el 43.3% del total, en segundo lugar, se encuentra Durango con 15.5%. Es importante señalar que el estado de Sinaloa aportó 19,873 toneladas en el año 2018.

Con respecto al Zn y la salud humana, es el segundo elemento más importante, debido a que está involucrado en procesos metabólicos y biológicos con funciones estructurales, catalíticas y como componente regulador, participa en la

estructuración en más de 2000 factores de transcripción y como cofactor de más de 300 enzimas, entre las que destacan hidrolasas, transferasas, oxidoreductasas, ligasas, Isomerasas y liasas. También participa en la regulación génica y la adecuada función del sistema inmunológico (Chasapis *et al.*, 2020). Por otra parte, la exposición a altas concentraciones de Zn por las principales vías (inhalación, ingestión y ojos) es un potencial riesgo que puede causar dolores de cabeza, vértigo, náuseas y diarrea. La ingesta de agua con altos contenidos de Cu puede provocar intoxicación aguda con síntomas como náuseas, vómitos, calambres estomacales, daño hepático, renal y muerte (Nordberg, 2012).

## **1.2. Organismo de estudio**

### **1.2.1. Características taxonómicas y morfológicas de *R. steindachneri***

De acuerdo con sus características taxonómicas, las rayas de esta especie pertenecen a la clase condriictios (elasmobranquios), orden rajiforme, familia rinopteridae, género *Rhinoptera*, especie *steindachneri*, descrita por Enveran y Jenkins (1891), y por Del Moral-Flores *et al.* (2016). También es conocida por sus nombres comunes como raya gavilán o raya tecolote. Entre sus características morfológicas, este batoideo posee cabeza estrecha, espiráculos más grandes que los ojos, ubicados por encima de la aleta dorsal de manera lateral, boca corta, cuerpo aplanado con forma de rombo, aletas pectorales fusionadas a la cabeza, las puntas de estas son claramente angulares, aleta dorsal, cola corta, dentición en forma de placa entre siete y nueve hileras en cada mandíbula (Fig. 1). Esta especie tiene un color marrón en la parte superior que se hace más claro o pálido en la cabeza, el área ventral es uniformemente blanca (Least *et al.*, 2016).





Figura 1. Raya gavián o tecolote (*Rhinoptera steindachneri*).

### **1.2.2. Características biológicas de *R. steindachneri***

Esta raya es bentopelágica, tiene desplazamiento hasta los 65 m de profundidad, así mismo la talla máxima es de 104 cm de ancho de disco (AD). Al nacer, presentan una longitud de AD entre 39-43 cm, y alcanza la madurez sexual a los 70 cm de AD en machos y hembras (Least *et al.*, 2016). En cuanto al tipo de reproducción, es vivípara aplacentaria (matotrófica), con un solo ciclo anual reproductivo y una sola cría, con un periodo de gestación de 10 a 12 meses (Burgos-Vázquez *et al.*, 2019). En cuanto al tipo de hábitos alimenticios, se les considera organismos durofagos, ya que se alimentan de una amplia gama de bivalvos y crustáceos (Muto *et al.*, 2001).

### **1.2.3. Distribución geográfica de *R. steindachneri***

La presencia de esta especie se ha detectado en el océano Pacífico en la zona del Golfo de California hasta las islas Galápagos (Castro-Aguirre, 1999; Fig. 2). En México se le ha encontrado en la Península de Baja California, Golfo de California hasta Chiapas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).



Figura 2. Distribución geográfica de *Rhinoptera steindachneri*, catalogada como casi amenazada por la lista roja de especies amenazadas (tomado de <https://www.iucnredlist.org/species/60130/124442442>).

## II. ANTECEDENTES

Existen diversos estudios en batoideos, relacionados con su ecología trófica, crecimiento y desarrollo, así como concentración de EPT, principalmente enfocado en Hg, por lo que existen muy pocos estudios que cuantifiquen los niveles de As, Cd, Cu, Pb y Zn en la especie de estudio. A nivel nacional, se han realizado varios estudios sobre la concentración de EPT en elasmobranquios, entre los que se pueden citar los siguientes:

Gutiérrez-Mejía (2007) determinó As en tejido muscular y hepático en *Rhinoptera steindachneri*, en muestras obtenidas de la pesca artesanal del puerto de San Felipe en el Alto Golfo de California (15 juveniles y 15 adultos), donde las muestras presentaron concentraciones (en peso seco) en el músculo de 21.68 y 59.92  $\mu\text{g/g}$  y en el hígado de 35.01 y 46.30  $\mu\text{g/g}$  en juveniles y adultos, respectivamente.

Barrera-García (2013), evaluó la concentración de elementos traza As, Cd, Pb en músculo de *Prionace glauca* (tiburón azul, n=44 especímenes), capturado en la costa occidental de Baja California Sur y presentó valores promedio ( $\pm$  desviación

estándar) en peso seco, para As  $0.22 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$ , y Cd  $0.2 \pm 0.12 \mu\text{g/g}$ , finalmente Pb mostró valores por debajo del límite de detección del equipo utilizado.

En un estudio realizado por Mendoza-Díaz *et al.* (2013), las concentraciones de As, Cd, Pb, en hígado del tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*) en Tamiahua, Veracruz, México se analizaron, con valores mínimos de As de  $14.914 \mu\text{g/g}$  y máximos de  $27.376 \mu\text{g/g}$  en hembras juveniles, con una concentración promedio de  $21.315 \mu\text{g/g}$ . Por otro lado, el Cd estuvo presente en 12 de los 19 hígados estudiados, con un valor máximo de  $0.434 \mu\text{g/g}$  y un mínimo de  $0.282 \mu\text{g/g}$  en adultos machos, el valor promedio de este metal fue de  $0.214 \mu\text{g/g}$ ; el Pb, no se detectó en ninguno de los especímenes, presentando valores por debajo del límite de detección del equipo ( $0.05 \mu\text{g/g}$ ).

Murillo-Cisneros (2014) realizó un estudio de bioacumulación de Cd en muestras de músculo de rayas del Alto Golfo de California y costa occidental de Baja California Sur, en el cual se reportó que en la especie *Raja velezi* se registraron los valores en peso húmedo (ph) más altos ( $0.06 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$ ), seguido de *Rhinobatos productus* ( $0.04 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$ ) y *Gymnura marmorata* ( $0.034 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$ ). Se infirió que los valores estaban por debajo del Límite Máximo Permisible (LMP,  $0.5 \mu\text{g/g ph}$ ) establecido por la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009.

En un estudio realizado en el sureste del Golfo de California por Bergés-Tiznado (2016) en 40 organismos de la especie de *Sphyrna lewini* (tiburón martillo), se midieron concentraciones de As en diversos tejidos; en el músculo se encontraron niveles de  $10.1 \pm 0.3$ , en el hígado  $9.4 \pm 0.5$ , en el riñón  $4.2 \pm 0.2$  y en cerebro  $4.5 \pm 0.3 \mu\text{g/g}$  (ph). Se argumentó que el As tiende a una acumulación en tejido muscular y hepático durante el crecimiento del organismo.

En un estudio realizado por Soto-López *et al.* (2021), en dos especímenes de *Pseudobatos buthi* en el Golfo de California, se analizaron concentraciones de Cu y Zn en músculo e hígado. En un espécimen el Cu en hígado fue de  $0.458 \mu\text{g/g}$  y en el músculo  $0.208 \mu\text{g/g}$ , mientras que el Zn en hígado fue de  $3.694 \mu\text{g/g}$  y en músculo

4.024 µg/g. En el otro organismo estudiado, el Cu en el hígado fue de 1.079 µg/g y en el músculo de 0.126 µg/g, finalmente, los niveles de Zn en el hígado de este organismo fueron de 2.012 µg/g y en el músculo 1.723 µg/g (ph).

De acuerdo con la literatura revisada, se encontraron numerosos estudios de EPT, en organismos acuáticos como moluscos, crustáceos, peces, etc., pero es importante mencionar que hay información muy limitada sobre el contenido de este tipo de elementos en rayas. A continuación, se presentan algunos de estos estudios realizados en distintas partes del mundo.

Windom *et al.* (1973) analizaron 91 especímenes de 35 especies representativas de rayas en el Atlántico Norte, en el cual reportaron altas concentraciones (peso seco) de As en la especie *Raja eglanteria* (músculo 19.0, hígado 6.0 µg/g) y en *Rhinoptera bonasus* (músculo 11.0, hígado 16.0 µg/g).

En una evaluación realizada por Pentreath (1977), se determinó el contenido de Cd en la especie *Raja clavata* en varios tejidos; en sangre el Cd fue de 0.010, en corazón <0.010, en bazo 0.0007, en el hígado 0.030, en riñón 0.016, en intestino 0.025, en filamentos branquiales 0.018, piel 0.018 µg/g, músculo <0.005, y en el cartílago 0.005 µg/g (peso seco). Las concentraciones de Cd en el hígado de esta especie capturada en el Golfo de San Lorenzo fueron más altas que las concentraciones de la misma especie capturadas en un estuario aledaño a la zona, los autores lo relacionaron con los altos niveles de Cd en los sedimentos y a sus hábitos alimenticios.

En un estudio realizado en *R. clavata* en el Mar del Norte por De Gieter *et al.* (2002), se midieron concentraciones de As (peso seco) (n=10) con niveles de 6.2 a 35.0 µg/g en músculo y con una concentración máxima de 10.0 µg/g en hígado.

Ooi *et al.* (2015) analizaron las concentraciones totales de As, Cd y Pb en el tejido muscular de dos especies de rayas del género *Mobula*. En el músculo de *Mobula japonica* (n=14) recolectadas en el mercado de Sri Lanka, el As fue de 20±15, Cd

0.082±0.062, y el Pb 0.18±0.14 µg/g, mientras que en las muestras obtenidas de biopsias de *Manta alfredi* (n=12) en el medio natural en la zona de arrecife de la isla Lady Elliot en Australia, el As tuvo un promedio de 0.53±0.56, el Cd 0.035±0.032, y el Pb 0.43±0.26 µg/g.

Torres *et al.* (2016) evaluaron las concentraciones de As y Cd en los tejidos muscular y hepático de machos y hembras en rayas de la especie *R. clavata* capturadas en el Atlántico medio en la zona de Azores. Los niveles de los elementos (peso seco) en el músculo para As fueron de 133.38±13.88 y 177.93±14.02 µg/g, en machos y hembras, respectivamente, mientras que en el hígado 18.54±1.48 y 26.98± 1.67 µg/g. Además, detectaron concentraciones bajas de Cd <0.1 µg/g en músculo de machos y hembras, pero en el hígado los niveles fueron altos 1.5±0.31 y 1.20±0.22 µg/g en machos y hembras, respectivamente; esto se atribuyó a aportaciones naturales volcánicas de EPT en la zona donde se capturaron los especímenes y al tipo de alimentación y etapa de madurez de los organismos.

### **III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

El impacto ambiental de los EPT genera daños en todos los estratos ecológicos y algunos de los más afectados son los ecosistemas acuáticos, ocasionado por el incremento de actividades económicas que aportan grandes cantidades de contaminantes por medio de diferentes fuentes, tales como el mal tratamiento y confinamiento de desechos municipales e industriales, descargas y un deficiente tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, escorrentías por actividades agropecuarias, las cuales llegan eventualmente a los ecosistemas costeros.

Los elementos As, Cd, y Pb son potencialmente tóxicos para la salud humana, sin embargo, los metales esenciales Cu y Zn se encuentran involucrados en diversas funciones biológicas y bioquímicas en todos los seres vivos; por otro lado, cuando

estos aumentan sus concentraciones podrían causar daño. El consumo de pescados y mariscos tiene un gran aporte de estos elementos en la dieta de los consumidores. Al respecto, algunos estudios reportan que pueden ocurrir efectos adversos a la salud humana por consumir cantidades considerables de estos organismos. Adicionalmente, las rayas son organismos de importancia para la pesca artesanal en el complejo de Marismas Nacionales México y son de consumo humano; por tal motivo es importante mencionar que estos son organismos depredadores en la cadena trófica, poseen la capacidad de bioacumular los metales y puede provocar severos daños a quien los consume y a los mismos organismos.

Existen muy pocos estudios sobre la contaminación de estos metales y metaloides en rayas, por tal motivo es necesario tener registro de los niveles de As, Cd, Cu, Pb y Zn en órganos y tejidos de *Rhinoptera steindachneri*, debido a que esta especie de batoideo es consumida por habitantes de la zona costera de Marismas Nacionales México, lo que podría representar un riesgo para su salud.

#### **IV. HIPÓTESIS**

Las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en órganos y tejidos (hígado, riñón, cerebro, corazón, músculo, bazo) de especímenes de la raya *Rhinoptera steindachneri* capturados en el complejo Marismas Nacionales México presentarán variaciones en tejidos, sexo, talla y peso, en relación con cada órgano, por lo cual, se esperan concentraciones más altas en hígado que en el resto de los tejidos, debido a las funciones de este órgano; y las concentraciones de estos elementos en músculo comestible, estarán por debajo de los límites permisibles para consumo humano.

## **V. OBJETIVOS**

### **5.1. Objetivo general**

Determinar las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en órganos y tejidos (hígado, riñón, cerebro, corazón, músculo, bazo) de especímenes de la raya *Rhinoptera steindachneri* capturados en el complejo Marismas Nacionales México.

### **5.2. Objetivos particulares**

- Determinar la concentración total de As, Cd, Cu, Pb y Zn en tejidos de especímenes obtenidos de Marismas Nacionales México, y evaluar el riesgo a la salud humana por su consumo mediante el coeficiente de peligro, índice de peligrosidad y el riesgo a contraer cáncer.
- Comparar los niveles de concentración de As, Cd, Cu, Pb y Zn en los tejidos analizados.
- Analizar las diferencias en concentración y distribución de As, Cd, Cu, Pb y Zn con respecto a las variables sexo, peso y talla.
- Comparar los niveles de concentración de As, Cd, Cu, Pb y Zn con los límites máximos permisibles establecidos por la norma oficial mexicana NOM-242-SSA1-2009 y por los lineamientos internacionales.
- Realizar la estimación de consumo seguro en humanos, con base en la ingesta semanal tolerada establecida por los lineamientos internacionales.

## VI. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.1. Muestreo

La recolección de los organismos se llevó a cabo a través de la pesca ríverena, mediante un muestreo dirigido a 30 especímenes de *R. steindachneri*. En la región de Marismas Nacionales, la cual se ubica en la llanura costera de los estados de Nayarit y Sinaloa, colinda al norte con el Río Baluarte y al sur con la Bahía de Matanchén. La zona abarca territorios de los municipios de Escuinapa, El Rosario y Mazatlán en Sinaloa; así como Acaponeta, Rosamorada, Tecuala, Tuxpan, Santiago Ixcuintla y San Blas en Nayarit (CONANP, 2016). El muestreo se realizó en la zona de Novilleros-Agua Brava en el municipio de Tecuala, Nayarit (Fig. 3); perteneciente al sistema Marismas Nacionales México, en agosto del 2020, estos organismos fueron capturados por métodos de pesca artesanales.

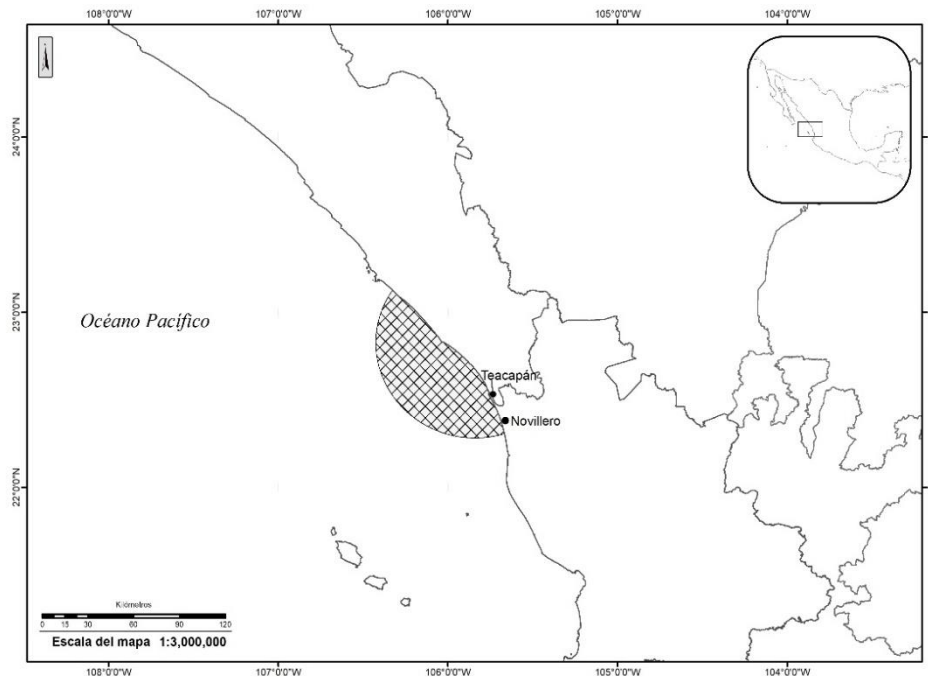


Figura 3. Zona de pesca de *Rhinoptera steindachneri*.



Una vez capturados, los organismos se introdujeron en hieleras a una temperatura de 4 °C, con la finalidad de conservar los especímenes en las mejores condiciones, estos se trasladaron al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa para su posterior análisis.

A cada organismo se le realizaron las mediciones morfométricas de peso (g) y ancho de disco (AD, cm) (Fig. 4 a) y se les determinó el sexo visualmente (Fig. 4 b), se observaron estructuras llamadas claspers, ya que los machos son los que poseen esta morfología física cerca de la zona anal y las hembras carecen de estos. Se realizó la disección de los 30 organismos, separando los tejidos de interés para este estudio: cerebro, hígado, bazo, riñones, corazón y músculo (Fig. 5). Para la extracción de tejido muscular, se tomaron pequeñas porciones de músculo de todo el organismo con la finalidad de tener muestras compuestas y lograr una homogenización.

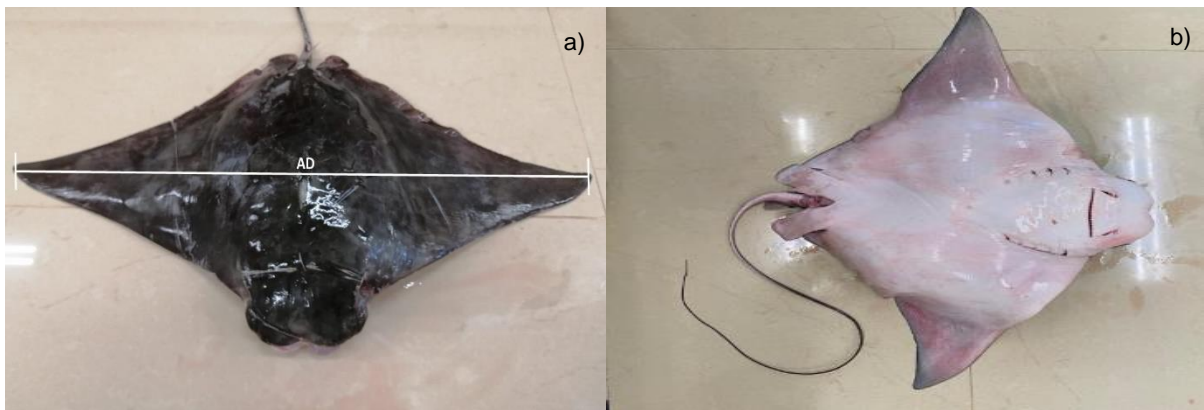


Figura 4. a) Análisis morfométrico, peso (kg) y ancho de disco (cm), b) identificación de sexo (hembra) de *Rhinoptera Steindachneri*.



Figura 5. a) Disección de especímenes, b) extracción de cerebro, c) riñones, d) bazo, e) corazón, f) hígado, y g) músculo.

## 6.2. Preparación de las muestras

Los tejidos se secaron en un horno a 50 °C durante 96 h para determinar el porcentaje promedio de humedad. Posteriormente, se homogeneizaron de forma manual en un mortero y se pesaron  $0.250 \pm 0.003$  g del material en recipientes de teflón Savillex (previamente lavados en baño de  $\text{HNO}_3$  2 M), y se sometieron a una digestión ácida (por duplicado) en 5 mL  $\text{HNO}_3$  (ultrapuro 69.0% -79.0% Baker Instra-Analyzed), se colocaron en una plancha de calentamiento una temperatura de 100-110 °C, durante tres horas. Para el caso de las muestras de hígado, se agregaron 2 mL de peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2 \leq 30\%$ ) previo al  $\text{HNO}_3$ , con la finalidad de obtener un mejor digerido de la materia orgánica en la muestra. Una vez digeridas las muestras, se llevaron a un volumen final de 20 mL con agua milliQ, se transfirieron a envases de polietileno, previamente lavados ( $\text{HNO}_3$  2 M) y etiquetados para su análisis (Bergés-Tiznado, 2016).

## 6.3. Determinación de los elementos As, Cd, Cu, Pb y Zn

Las determinaciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera en el Instituto de Ciencias del Mar y

Limnología de la UNAM, Unidad Mazatlán, por medio de espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman acoplado a horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer) para los elementos As, Cd y Pb. Los elementos esenciales Cu y Zn se analizaron por EAA acoplado a flama (Varian EspectrAA 220).

Para la cuantificación de los elementos y como control de calidad para los parámetros de exactitud y precisión del método, se utilizó el material de referencia DOLT-5 (NRC-CNRC, 2019) (Tabla I). Adicionalmente, se incluyeron blancos en cada corrida de digestión con el mismo tratamiento que al resto de las muestras (Bergés-Tiznado, 2016). Los porcentajes de recuperación estuvieron dentro del 95% de confianza (Tabla I).

**Tabla I. Porcentaje de recuperación del material de referencia**

Elemento	Concentración de referencia ( $\mu\text{g/g}$ )	% de recuperación	Límite de detección ( $\mu\text{g/L}$ )
As	6.80 $\pm$ 2.4	105.30	2.60
Cd	0.306 $\pm$ 0.6	99.80	0.02
Pb	0.404 $\pm$ 0.032	99.65	0.21
Cu	15.7 $\pm$ 0.46	99.63	0.01
Zn	51.6 $\pm$ 2.8	102.01	0.003

#### 6.4. Evaluación de riesgo para la salud

Los riesgos por exposición determinada a un compuesto tóxico por medio de índices, deriva de la determinación de la probabilidad de que ocurra un efecto adverso en el ser humano como consecuencia de esta exposición. Esta determinación es producto de la evaluación de los riesgos relacionados a contaminantes regulados por la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos de América (EPA, por sus siglas en inglés). Estos índices y coeficientes son los descritos por Newman y Unger (2002), y se describen a continuación.

El coeficiente de peligrosidad (HQ por sus siglas en inglés “Hazard Quotient”) es la relación existente entre el nivel de exposición a contaminantes por ingestión, en un periodo de vida sin causar daños aparentes entre una dosis de referencia del mismo. Las premisas del índice de riesgo, de acuerdo a lo descrito por la EPA (2017b, c) indican que para un  $HQ < 1$  no representa un riesgo a la salud y  $HQ > 1$  se considera un riesgo para la salud. La ecuación correspondiente para el análisis de riesgo HQ está dada por:

$$HQ = \frac{C_{TC} \left( \frac{\text{Ingesta diaria}}{\text{Peso corporal}} \right)}{RfD}$$

Donde  $C_{TC}$  es la concentración total de contaminante y RfD es la dosis de referencia del contaminante.

Así mismo los valores de referencia utilizados (sobre peso corporal/día) en el presente estudio son para As:  $0.0003 \mu\text{g/g}$  (EPA, 2017a) y es importante mencionar que en este trabajo no se desarrolla la parte de especiación para arsénico inorgánico, por lo tanto, se optó por aplicar en los cálculos que el 10% del As total corresponde a la forma inorgánica (Rahman *et al.*, 2012). En el caso del Cd, la RfD es  $0.001 \mu\text{g/g}$  (EPA, 2017b), y en Zn  $0.3 \mu\text{g/g}$  (EPA, 2017c). Para el caso del Cu este no ha sido evaluado (EPA, 2017d, Bergés-Tiznado *et al.*, 2022). Así mismo, no hay un valor de referencia para el Pb, este encuentra bajo revisión, ya que el último valor publicado para este elemento era inapropiado y mostraba un riesgo para la salud (EPA, 2017e; Bergés-Tiznado *et al.*, 2022). Por otro lado, también se encuentra documentado por la JECFA (2011) que un valor de referencia de  $0.0006 \mu\text{g/g}$  de peso corporal/día se considera que existe una pérdida intelectual de los niños y  $0.0012 \mu\text{g/g}$  de peso corporal/día causa hipertensión arterial en adultos, aumentando  $1 \text{ mmHg}$  (WHO, 2011). Es por esto que se tomó en cuenta el valor  $0.0005 \mu\text{g/g}$  de Pb peso corporal/día como valor de referencia para la determinación de riesgos de este estudio.

Además, se calculó el Índice de riesgo (HI, Hazard Index), que es la sumatoria del HQ para todos los contaminantes a los que un individuo está expuesto.

$$HI = \sum HQ$$

También se calculó el Riesgo de Contraer Cáncer (RCC), lo cual está directamente relacionado con una exposición constante a potenciales tóxicos como As<sub>i</sub>, Cd y Pb. Este riesgo por la exposición a los elementos anteriormente mencionados se obtuvo a partir de aplicar la probabilidad de ocurrencia en relación con una dosis administrada o consumida de una sustancia tóxica (SF, slope factor) por tiempo de vida (OEHHA 2011; EPA, 2017a) dado por la siguiente fórmula:

$$RCC = (CDI) (SF)$$

Donde:

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

SF= Slope factor

SF<sub>As<sub>i</sub></sub> = 1.5 µg/g

SF<sub>Pb</sub> = 0.0085 µg/g

También se determinaron las dosis consideradas como seguras, tomando en cuenta los valores de Ingesta Tolerable Permisible (PTI, por sus siglas en inglés) de acuerdo con los valores de la WHO por sus siglas en inglés (World health Organization). El valor de PTI para As de 0.0021 µg/g de peso corporal/día actualmente se considera que no tiene alcance de protección, por lo tanto, se presenta un valor para una exposición de 0.0001-0.0003 µg/g de peso corporal/día de As<sub>i</sub> (WHO, 2021a), para este estudio se utilizó 0.0003 µg/g de peso corporal/día. Para el caso del Cd, este tiene un valor de 0.007 µg/g de peso corporal/día (WHO, 2021b), adicionalmente el PTI para Zn se encuentra en un intervalo de 0.3-0.1 µg/g de peso corporal/día (WHO, 2021c), en este caso se tomó el intervalo inferior. En el caso del Pb, se utilizó un PTI de 0.0005 µg/g de peso corporal/día, de acuerdo a lo

establecido previamente para el coeficiente de peligrosidad, finalmente, para Cu el valor de PTI es de 0.5 µg/g de peso corporal/día (WHO, 2021d).

### **6.5. Límites máximos permisibles (LMP)**

En relación con las regulaciones nacionales que tienen la finalidad de asegurar la calidad de los productos para consumo humano, la norma que establece los límites máximos permisibles para productos de la pesca frescos, refrigerados, y congelados es la NOM-242-SSA1-2009, indica que los productos de la pesca frescos o congelados (crustáceos y moluscos bivalvos) deben de tener concentraciones de As total menores a 80 µg/g, así mismo establece que los productos de la pesca frescos o congelados deben de presentar valores menores a 0.5 µg/g para Pb y Cd (DOF, 2022). Adicionalmente, la WHO y la FAO (Food and agriculture Organisation) por sus siglas en inglés (2011) han establecido los límites para Cd (0.5 µg/g) y para Pb (0.30 µg/g). Por otra parte, existen otros límites internacionales establecidos para Pb y Cd, la Unión Europea ha asignado valores de 0.30 y 0.05 µg/g, respectivamente (EC, 2006).

También existen otras agencias de regulación gubernamental internacionales, que han establecidos sus propios límites permisibles como Australia. Con la finalidad de garantizar la seguridad alimentaria y que los alimentos cumplan con los estándares de contaminación química e inocuidad, indicando concentraciones de As<sub>i</sub> para productos como algas, moluscos, pescados y crustáceos de 2.0 µg/g (FSANZ, 2020). Por otro lado, China ha establecido sus propios límites para As<sub>i</sub> en productos de la pesca estableciendo el valor de 0.1 µg/g (USDA, 2018).

Cabe señalar que la normatividad mexicana no ha establecido LMP para metales esenciales como el Cu y Zn en productos de la pesca. Otros países han marcado pautas en la regulación de las concentraciones de dichos metales en productos de la pesca, como es el caso de la India, que establece un límite de 10 µg/g para Cu y

50 µg/g para Zn, por otro lado, Nueva Zelanda tiene un LMP para Zn de 40 µg/g y para Cu de 30 µg/g (Nauen, 1983).

## **6.6. Determinación de edad de *Rhinoptera steindachneri***

Para la estimación de la edad de los organismos, se utilizó la ecuación descrita por Carrillo-Colín *et al.* (2021), la fórmula incorpora el AD y la longitud de nacimiento, lo cual proporciona información descriptiva y objetiva sobre patrones de crecimiento de esta especie, dada por  $AD_t = AD_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$ , donde  $AD_t$  es el ancho de disco,  $AD_{\infty}$  es el ancho de disco máximo teórico (114.64 cm),  $K$  es el coeficiente de crecimiento (0.083),  $t_0$  es la edad hipotética en la que la edad del individuo es cero (-5.23 cm) y  $t$  es la edad.

## **6.7. Análisis estadístico**

Se realizó un análisis exploratorio inicial a los datos, con la finalidad de conocer si estos cumplen con los supuestos estadísticos de normalidad por medio de las pruebas Shapiro-Wilk, Lilliefors y Kolmogorov-Smirnov y, para conocer la homocedasticidad de los datos se realizó la prueba de Bartlett; al no cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad se optó por estadística no paramétrica. La comparación de los elementos y tejidos se realizó con una prueba Kruskal-Wallis (ANOVA no paramétrico), seguida de una comparación múltiple. Para las diferencias entre sexos, se utilizó una prueba U de Mann-Whitney y para establecer correlaciones o asociaciones entre las variables se utilizó la prueba R de Spearman. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R i386 4.0.3 y los gráficos en Statistica versión 8, con un nivel de significancia de  $p < 0.05$ .

## VII. RESULTADOS

### 7.1. Análisis de humedad en tejidos

El porcentaje de humedad presentó diferencias significativas entre los tejidos ( $H=133.12$ ;  $p<0.05$ ). El hígado presentó los valores más bajos ( $p<0.05$ ) del porcentaje de humedad, con un promedio de  $24.2 \pm 8.4\%$ , en comparación con el resto de los tejidos. Mientras que el corazón ( $79.0 \pm 3.5\%$ ) y el cerebro ( $79.4 \pm 2.4\%$ ) presentan los porcentajes promedio más altos ( $p<0.05$ ), seguidos del riñón, bazo y músculo (Fig. 6).

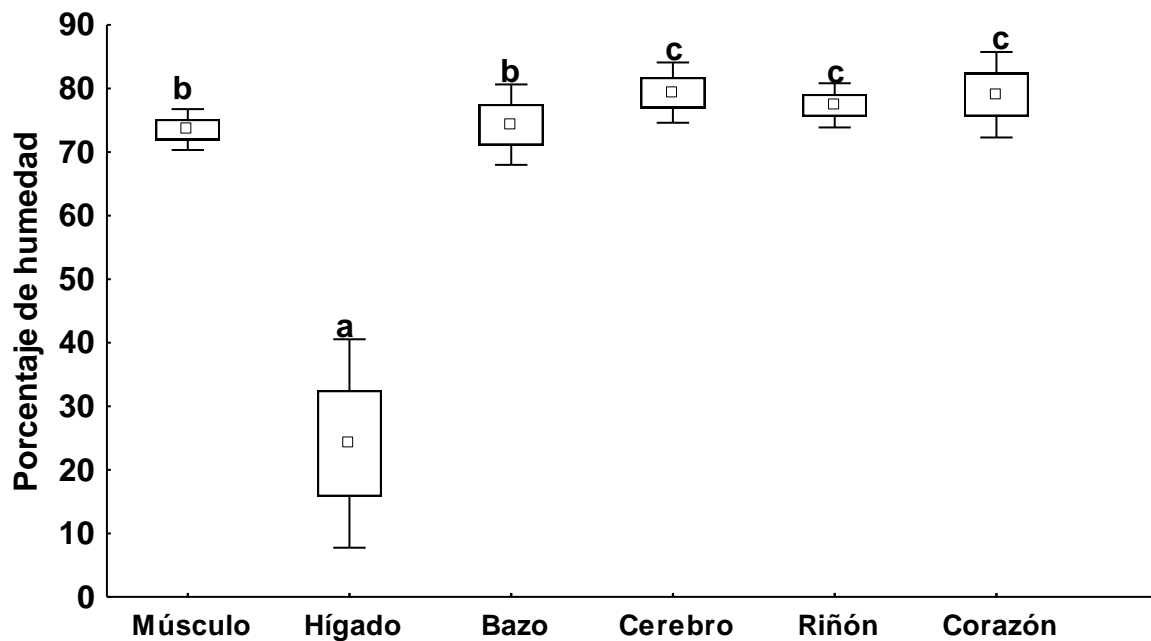


Figura 6. Comparaciones de humedad entre los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) Kruskal-Wallis.

### 7.2. Biometrías de *Rhinoptera steindachneri*

Se recolectaron un total de 30 organismos, de los cuales 5 eran adultos y 25 juveniles, bajo el criterio de la ecuación tomada de Carrillo-Colín *et al.* (2021). Se



tomaron las biometrías AD y peso de los especímenes, donde se obtuvieron 21 machos y 9 hembras (Tabla II). Así mismo, se estimó la edad de los organismos, mediante la ecuación propuesta por Carrillo-Colín *et al.* (2021). No se encontraron diferencias significativas ( $p>0.05$ ) en las variables morfométricas con relación al sexo de *R. steindachneri*.

**Tabla II. Morfometrías de *Rhinoptera steindachneri* por sexo y estado de madurez**

Sexo	n	Ancho de disco (cm)		peso (kg)		Edad (años)	
		Mn-Mx	$\bar{X}\pm DS$	Mn-Mx	$\bar{X}\pm DS$	Mn-Mx	$\bar{X}\pm DS$
Total	30	-	56.1±10.8	-	3.2±1.8	-	3.1±2.4
Machos	21	42.1-75.4	58.5±11.8	1.2-6.9	3.6±2.0	0.3-7.7	3.6±2.6
Hembras	9	43.7-56.5	50.7±5.5	1.1-4.9	2.2±0.8	0.6-3.0	1.8±1.0
<b>Madurez</b>							
Adultos	4	-	-	-	-	-	-
Macho	4	70.3-75.4	72.9-2.6	5.6-6.9	6.3-0.6	6.2-7.7	7.0-0.7
Hembra	0	-	-	-	-	-	-
Juveniles	26	42.1-69.0	53.6-9.1	1.2-5.8	2.7-1.5	2.5-1.9	0.3-5.9
Macho	17	42.1-69.0	55.0-10.3	1.2-5.8	2.1-1.7	0.3-5.9	2.8-2.2
Hembra	9	43.7-56.6	5.7-5.5	1.3-3.2	2.2-0.8	0.6-3.0	1.8-1.0

$\bar{X}$ =media, DS=desviación estándar, Mn= valor mínimo, Mx= valor máximo.

Con respecto a la distribución de frecuencias que presentaron las biometrías, en el caso del peso, la incidencia más alta de organismos se presentó en el intervalo de 1.0-1.5 kg (Fig. 7a), mientras que para el AD se presentaron 6 individuos entre 65-70 cm, seguido de 45-50 cm (Fig. 7b). Adicionalmente, el intervalo de frecuencias de la edad calculada donde se presentó un mayor número de organismos (en años) entre 2 y 3, seguido de 0 a 1, sin embargo, en el intervalo de edad de 6 a 8 años presentó el menor número de organismos (Fig. 7c).

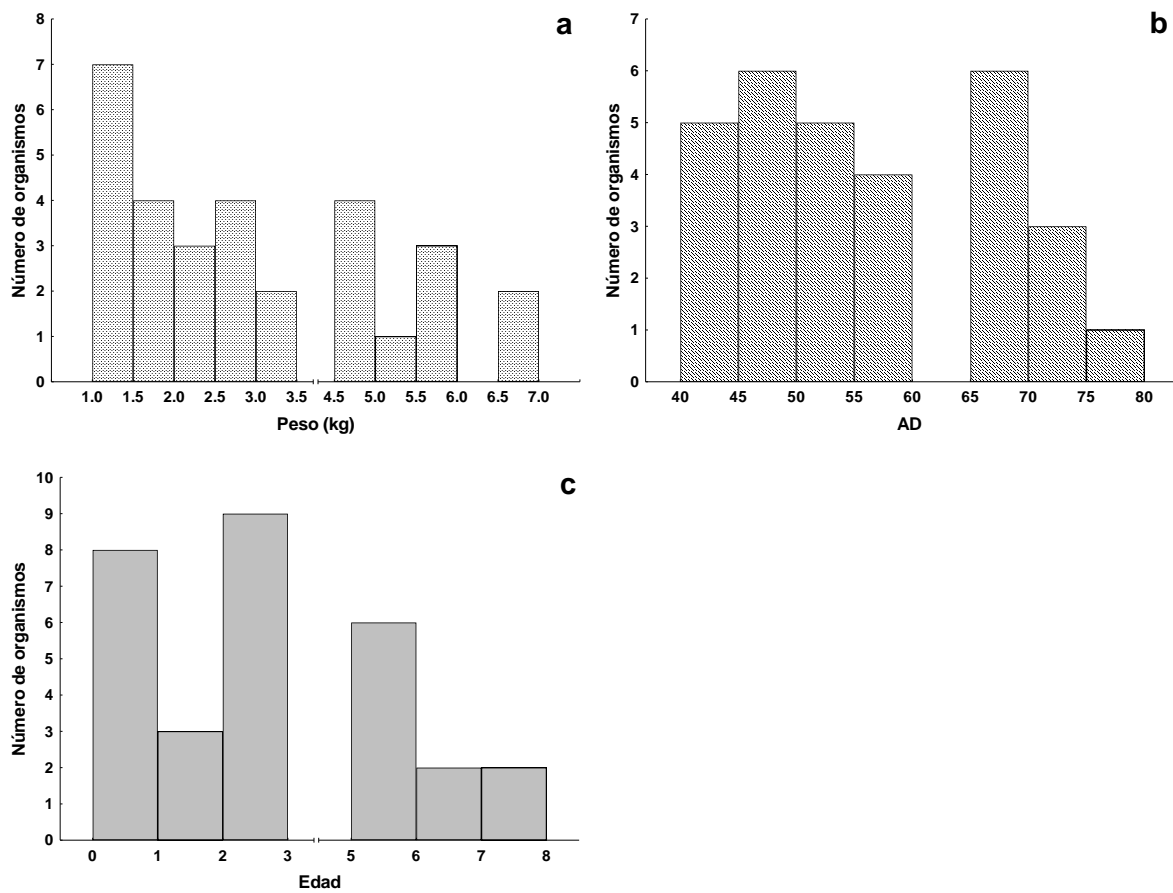


Figura 7. Histograma de frecuencia de biometrías de *Rhinoptera steindachneri*: a) peso, b) ancho de disco (AD), c) edad.

El análisis estadístico mostró que las variables peso y AD están significativamente correlacionadas ( $R= 0.9863$ ,  $p<0.05$ ), ajustándose este comportamiento a una ecuación potencial del tipo  $AD= 0.000013 x^{3.0534}$  ( $R^2= 0.9894$ ; Fig. 8).

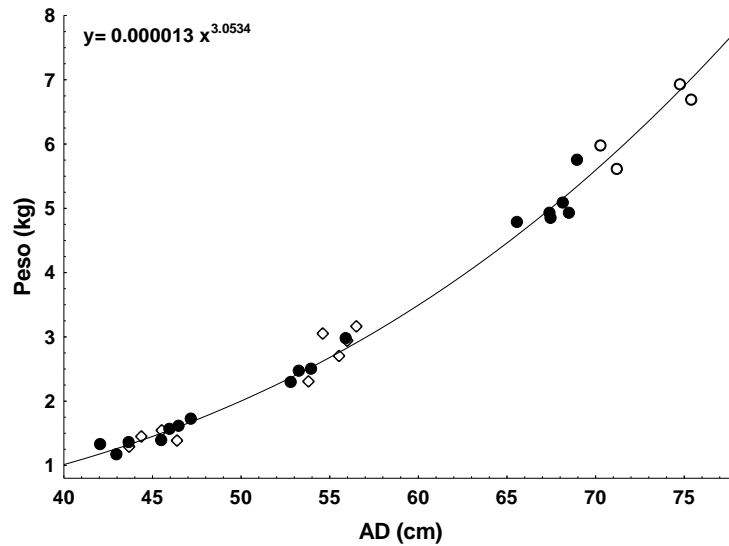


Figura 8. Relación potencial entre las variables de ancho de disco y peso en *Rhinoptera steindachneri*.  $\diamond$ = hembras juveniles,  $\circ$ =machos adultos,  $\bullet$ =machos juveniles.

### 7.3. Arsénico

El contenido de As total en los órganos y el tejido analizados de *R. steindachneri* (n=30), se presentaron en un intervalo de 0.21 a 19.26  $\mu\text{g/g}$  (peso húmedo), con las mayores frecuencias en el hígado, que fueron entre 4-5 y 10-11  $\mu\text{g/g}$ , con 6 individuos en cada intervalo (peso húmedo; Fig. 9a); este órgano presentó los valores más altos con respecto al resto de los órganos analizados (Tabla III). Adicionalmente, el As en músculo presentó un mayor número de observaciones en un intervalo de 4.0 a 6.0  $\mu\text{g/g}$ , con una incidencia de 11 individuos seguido de las concentraciones de 8.0 a 10.0  $\mu\text{g/g}$ , con 8 individuos (Fig. 9b). Por otra parte, en el cerebro se presentaron 28 organismos en el intervalo de 0.3 a 5.0  $\mu\text{g/g}$  y solo 2 observaciones entre 30.0 a 35.0  $\mu\text{g/g}$  (Fig. 9c).

El riñón presentó valores menores que los órganos previamente mencionados con un intervalo de 1.0 a 1.2  $\mu\text{g/g}$  con 8 individuos, seguido del intervalo de 0.6-1.0 y 0.8

a 1.0  $\mu\text{g/g}$  con 7 organismos en cada uno (Fig. 9d). Por su parte, en el corazón el intervalo de 0.8 a 1.0  $\mu\text{g/g}$  fue el mayor número de organismos (presentó 8), seguido del intervalo de 0.6 a 0.8 con 7 individuos (Fig. 9e). Finalmente, el bazo mostró un mayor número de observaciones en un intervalo de 0.4 a 0.5  $\mu\text{g/g}$  con 7 individuos, seguido de 0.5 a 0.6 y 0.7 a 0.8  $\mu\text{g/g}$  con 5 organismos, respectivamente (Fig. 9f).

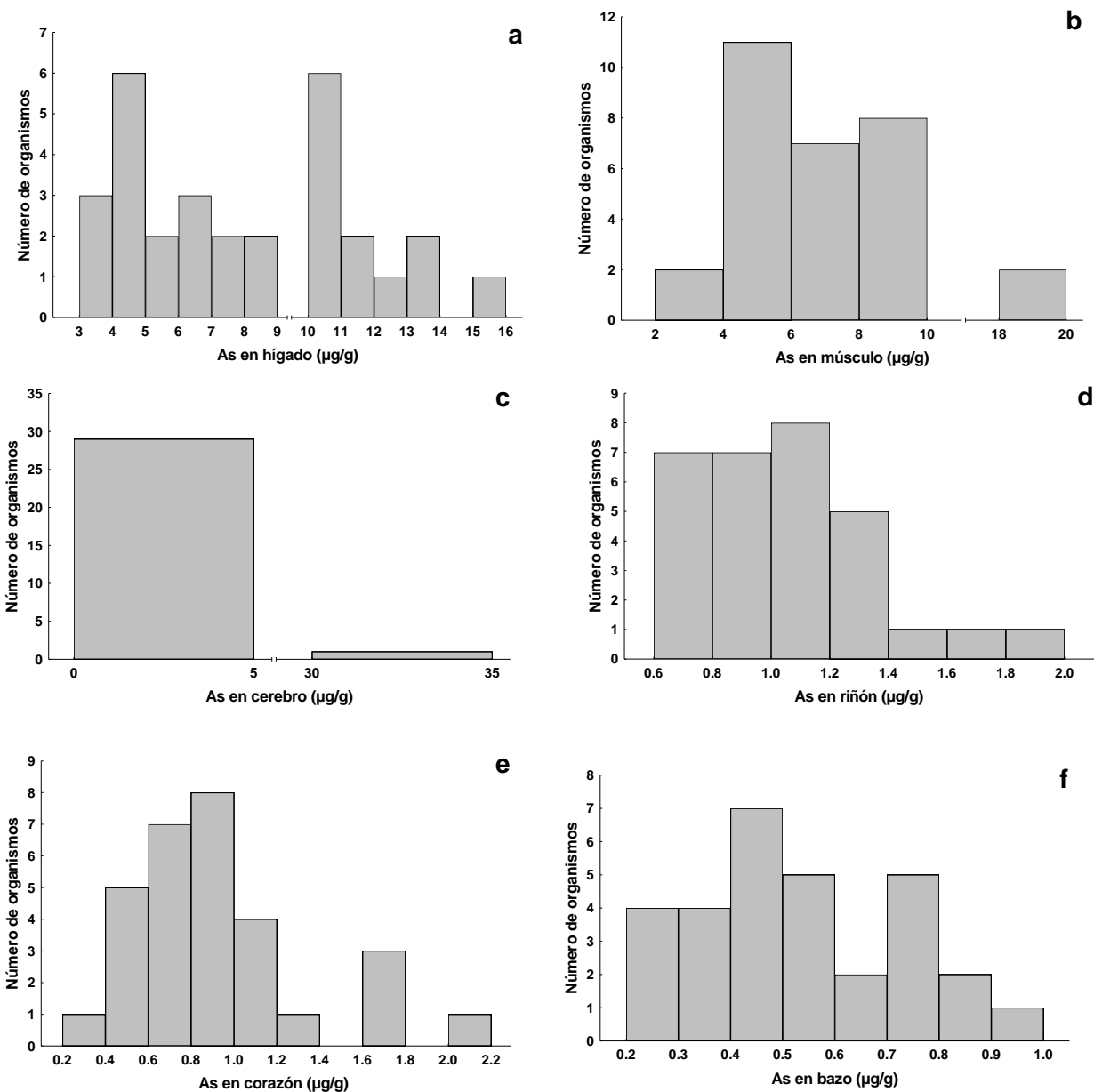


Figura 9. Histogramas de frecuencia de As en: a) hígado, b) músculo, c) cerebro, d) riñón, e) corazón, f) bazo de *Rhinoptera steindachneri*.

El As en el músculo presentó una correlación positiva significativa ( $p < 0.05$ ) con el AD ( $R = 0.37$ ) y la edad ( $R = 0.37$ ), mientras que el As en el hígado se correlacionó positiva y significativamente ( $p < 0.05$ ) con el peso ( $R = 0.40$ ) (Fig.10 a, c). Se puede observar que conforme aumenta el ancho de disco y la edad en los organismos aumenta la concentración de este metaloide en músculo, donde también se puede observar que los machos adultos presentaron las mayores concentraciones en comparación con las hembras y machos juveniles, mientras que, al aumentar el peso, se evidencia una tendencia donde se incrementa el As en el hígado, presentando una tendencia similar al músculo con respecto a la madurez de los organismos (Fig. 10). No se presentaron correlaciones significativas entre los niveles de As y el resto de los tejidos de estudio ( $p > 0.05$ ).

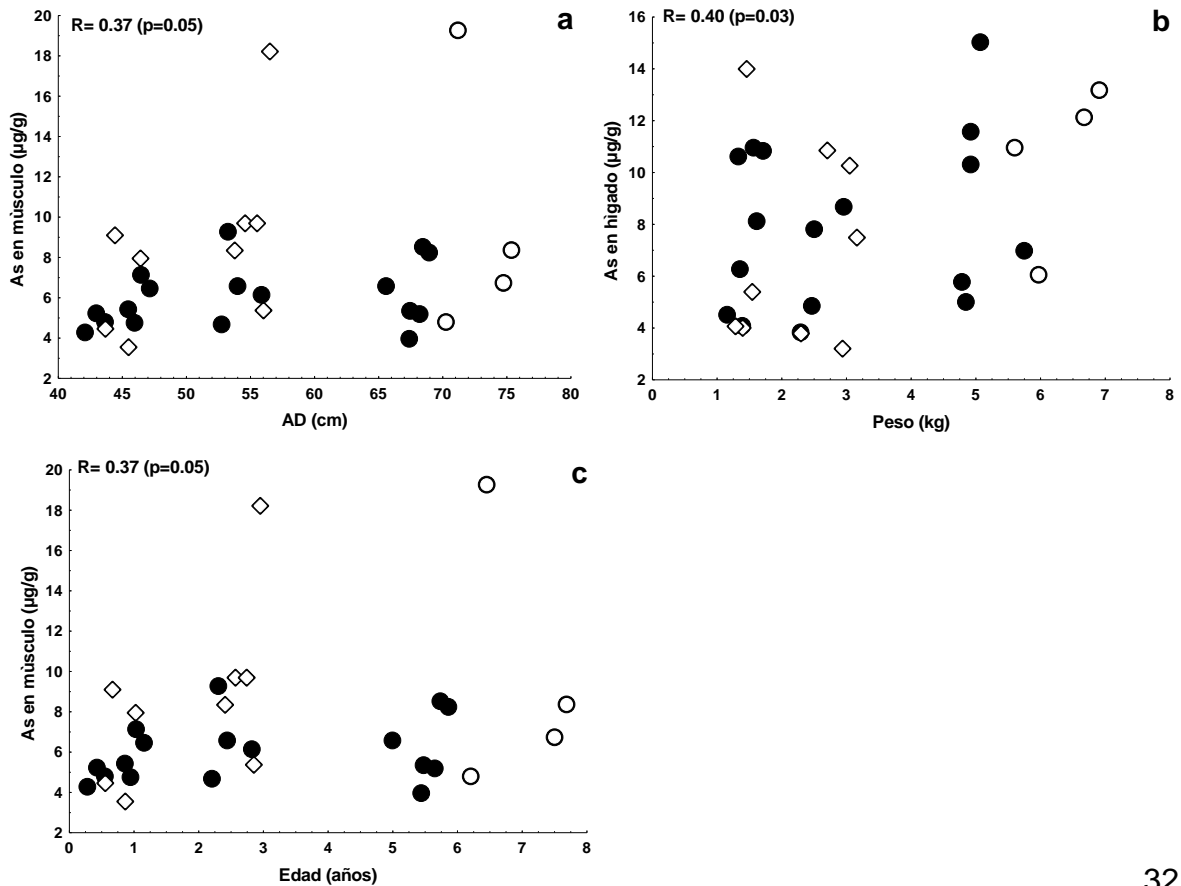


Figura 10. Correlación entre el AD (cm), peso (kg) edad (años) con el contenido de As ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en a) músculo, b) hígado, c) músculo.  $\diamond$ = hembras juveniles,  $\circ$ =machos adultos,  $\bullet$ =machos juveniles de *Rhinoptera steindachneri*.

Por otro lado, las concentraciones medias de As en los tejidos se presentaron de la siguiente forma: hígado>músculo>cerebro>riñón>corazón>bazo, las cuales presentan diferencias significativas entre los tejidos de estudio ( $H= 134.50$ ,  $p<0.05$ ). Se observa que entre el hígado y el músculo no hubo diferencias significativas entre sí, pero con respecto al resto de los órganos hay diferencias significativas ( $p<0.05$ ) (Tabla III). Por otro lado, de acuerdo con el análisis estadístico, no se presentan diferencias significativas entre sexos ni la edad con respecto a la concentración de As en los órganos y en el tejido muscular ( $p<0.05$ ).

**Tabla III. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de As ( $\pm$  desviación estándar  $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*.**

Tejido	Min-Max	$\bar{X}\pm\text{DS}$	Mediana
Músculo	3.6-19.3	$7.3\pm 3.6^d$	6.5
Hígado	3.2-15.0	$8.0\pm 3.5^d$	7.6
Cerebro	0.4-3.7	$1.9\pm 6.0^c$	0.5
Riñón	0.6-1.9	$1.1\pm 0.3^c$	0.7
Corazón	0.3-2.2	$0.9\pm 0.4^b$	1.0
Bazo	0.20-0.9	$0.5\pm 0.2^a$	0.8

Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) Kruskal-Wallis.

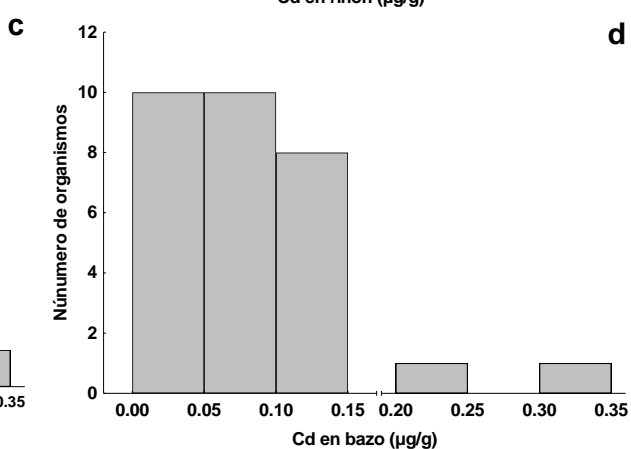
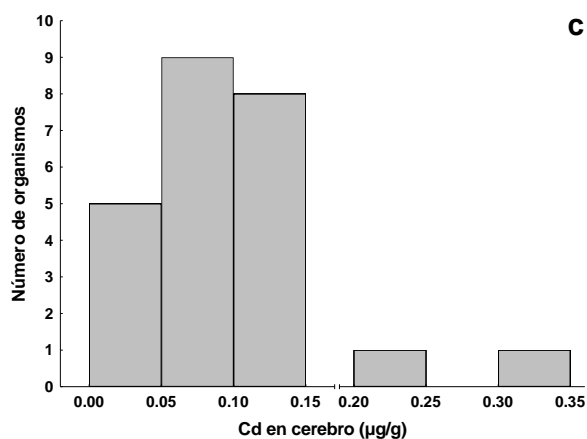
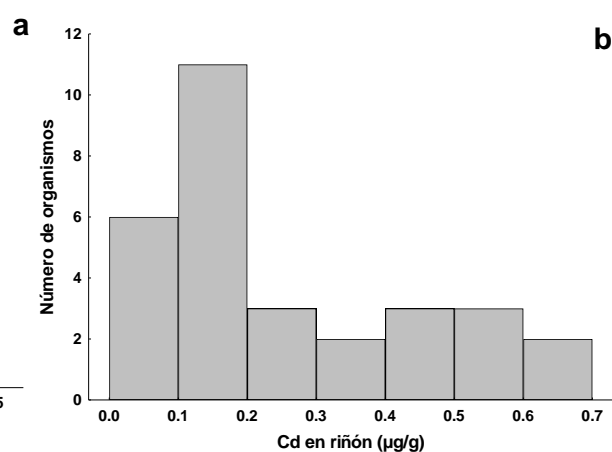
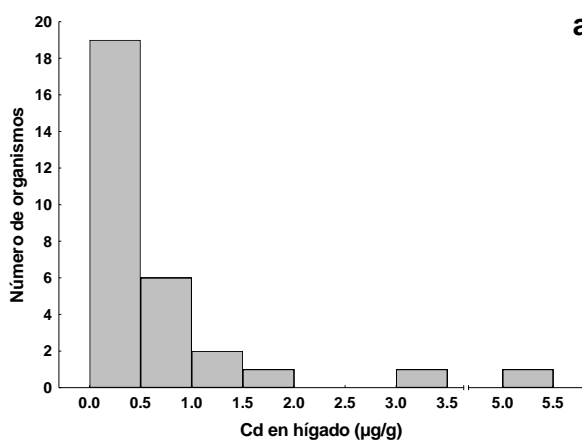
En cuanto a los resultados en las comparaciones de las concentraciones de As entre juveniles y adultos, no presentaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ). Debido a que las concentraciones entre los dos grupos no presentaron variaciones significativas y se puede inferir que estas se mostraron de manera conservativa.

#### 7.4. Cadmio

Las concentraciones (ph) en órganos y tejido de Cd de *R. steindachneri* ( $n=30$ ) oscilaron entre <LD (límite de detección) a  $5.010 \mu\text{g/g}$  (Tabla IV). Las concentraciones más altas de Cd se presentaron en el hígado, con un intervalo de

frecuencia mayor de 0.0 a 0.5  $\mu\text{g/g}$ , con una incidencia de 19 organismos, seguido por el intervalo de 0.5 a 1.0  $\mu\text{g/g}$  con 6 organismos (Fig. 11a).

Por otra parte, el intervalo más alto en riñón se presentó entre 0.1 y 0.2  $\mu\text{g/g}$  con 11 organismos, seguido por 0.0 a 0.1  $\mu\text{g/g}$  con 6 organismos (Fig. 11b). Así mismo, el cerebro presentó un mayor intervalo de frecuencias 0.05 a 0.10  $\mu\text{g/g}$  con una incidencia de 9 organismos, seguido de 0.10 a 0.15  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos (Fig. 11c). Además, el bazo presentó un intervalo 0.0 a 0.1  $\mu\text{g/g}$  con 20 individuos seguido de 0.10 a 0.15 con 8 organismos (Fig. 11d). Adicionalmente, el músculo presentó un intervalo de frecuencia mayor en 0.00 a 0.01  $\mu\text{g/g}$  con 23 organismos, seguido 0.01 a 0.02  $\mu\text{g/g}$  con 4 organismos (Fig. 11e). Finalmente, el corazón presentó un intervalo de 0.00 a 0.01 con una incidencia de 13 organismos, seguido por el intervalo de 0.01 a 0.02  $\mu\text{g/g}$  con una incidencia 9 organismos (Fig. 11f).



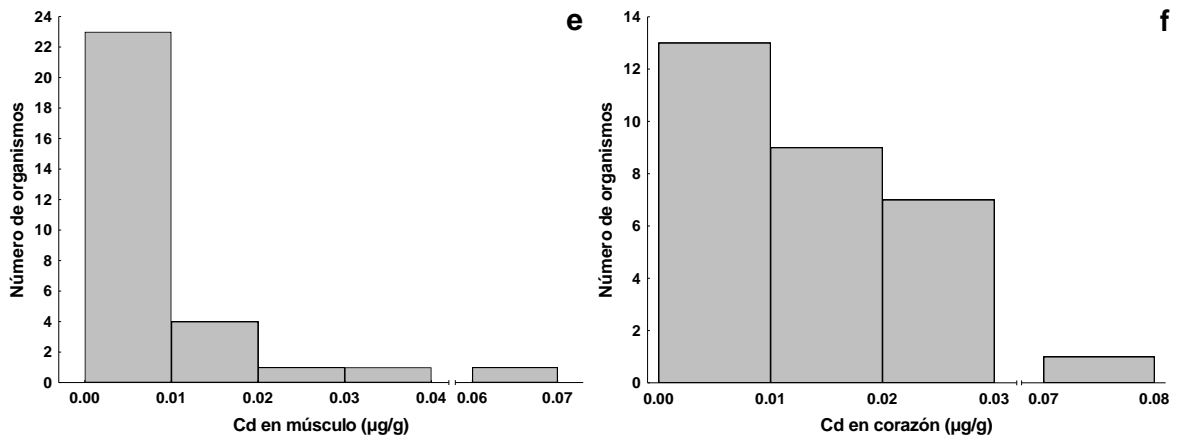


Figura 11. Histograma de frecuencias Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h) en: a) hígado, b) riñón, c) cerebro, d) bazo, e) músculo y f) corazón de *Rhinoptera steindachneri*.

En cuanto al análisis de correlación de Spearman de las concentraciones de Cd en el bazo, este presentó un resultado significativamente positivo en la relación de las concentraciones de algunos tejidos con respecto al AD, donde la concentración del elemento aumenta conforme aumenta dicha biometría (Fig. 12). En la asociación del Cd en el bazo con respecto al AD, se observa que es significativamente positiva, indicando que conforme aumenta el AD, aumentan las concentraciones de Cd en este órgano ( $p < 0.05$ ) (Fig. 12a). Con respecto a los resultados que presentan las concentraciones de Cd en cerebro en relación con el AD, también se muestra una correlación positiva ( $p < 0.05$ ) (Fig. 12b). Adicionalmente, el riñón presenta un comportamiento similar a los órganos mencionados, lo cual indica que conforme gana tamaño y peso el organismo, las concentraciones de este metal aumentan ( $p < 0.05$ ) (Fig. 12c). Por otra parte, la edad muestra un patrón muy similar al AD en la asociación con el bazo, mostrando una correlación positiva ( $R = 0.59$   $p < 0.05$ ); en el caso del cerebro se observó una correlación positiva ( $R = 0.43$   $p < 0.05$ ), finalmente, igual en el riñón ( $R = 0.86$   $p < 0.05$ ).



En cuanto las correlaciones con respecto al peso, el hígado presentó una correlación significativamente negativa ( $R= -0.36$   $p<0.05$ ) indicando que conforme aumenta el tamaño y peso del organismo, disminuyen las concentraciones de Cd, así mismo los órganos, bazo, cerebro y riñón presentan los siguientes valores de correlación  $R=0.57$  ( $p<0.05$ ),  $R=0.42$  ( $p<0.05$ ),  $R= 0.85$  ( $p<0.05$ ), respectivamente. Es importante mencionar que para el resto de los órganos no se encontraron correlaciones significativas.

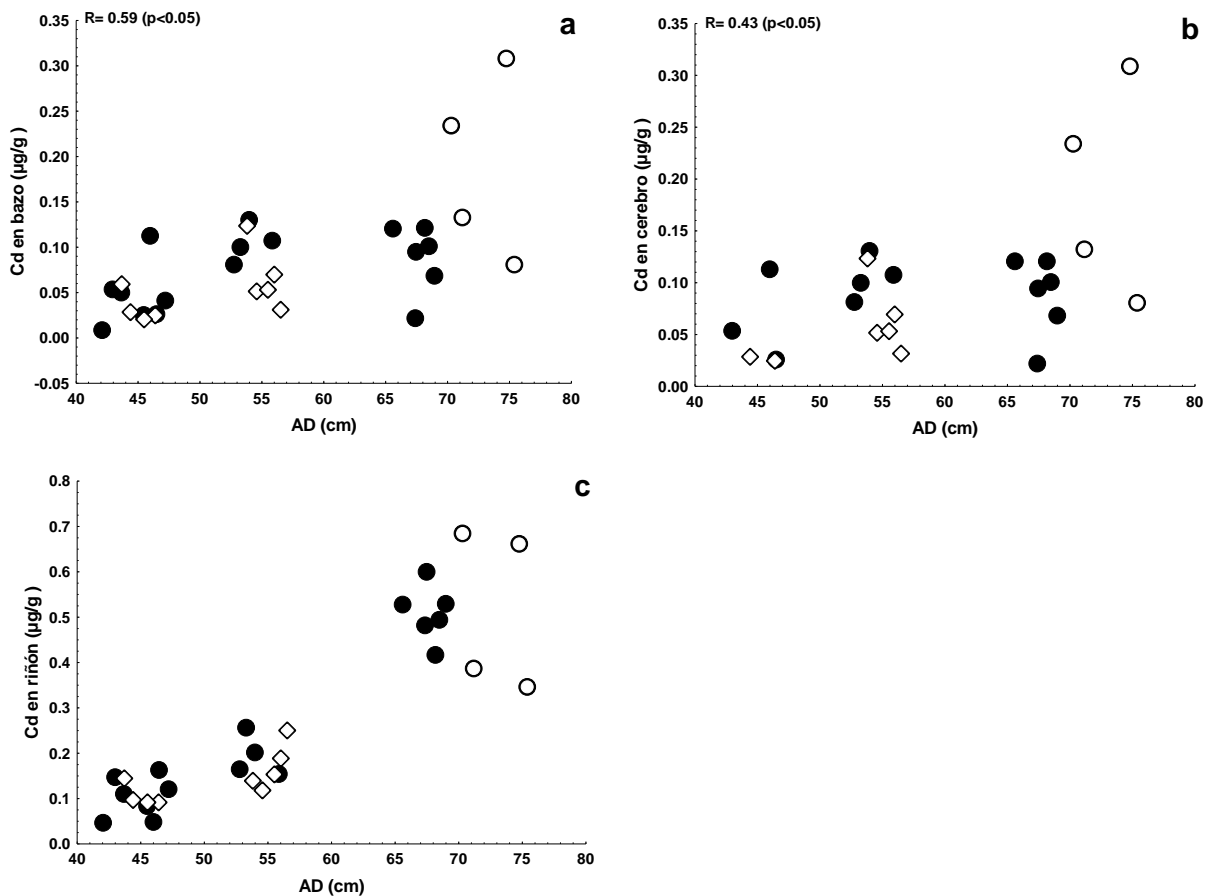


Figura 12. Correlación entre el ancho de disco (AD) y el contenido de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) bazo, b) cerebro, c) riñón. ◇= hembras juveniles, ○=machos adultos, ●=machos juveniles de *Rhinoptera steindachneri*.

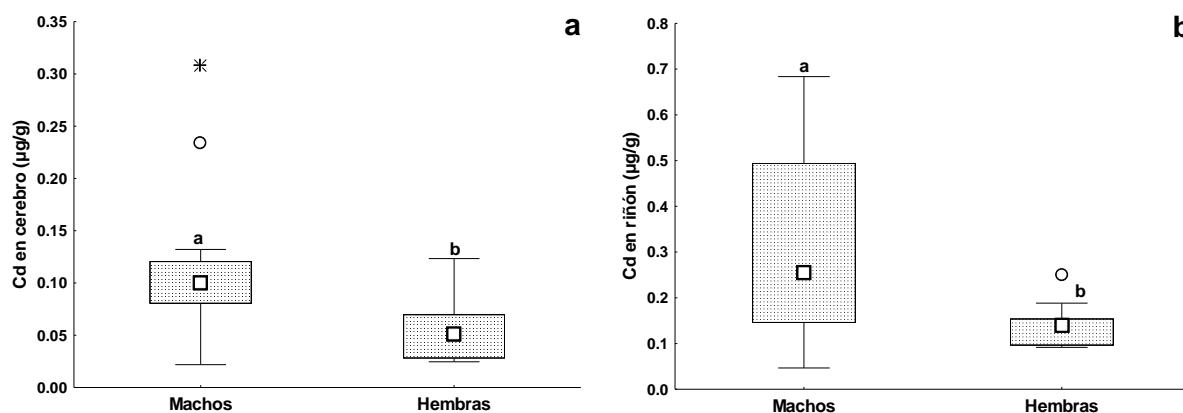
Por otra parte, en cuanto a las concentraciones medias de Cd en los órganos y el tejido muscular analizados, se comportaron de la siguiente manera hígado>riñón>cerebro>bazo>corazón>músculo, donde estos mostraron diferencias significativas entre sí ( $H= 132.1$ ,  $p<0.05$ ), pero entre el hígado y el riñón no hay diferencias significativas, adicionalmente las diferencias indicadas en el análisis estadístico para cerebro y bazo no son significativas y en cuanto al corazón y músculo no presentan diferencias ( $p>0.05$ ) (Tabla IV).

**Tabla IV. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Cd ( $\pm$  desviación estándar  $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*.**

Tejido	Min-Max	$\bar{X}\pm\text{DS}$	Mediana
Hígado	0.090-5.010	$0.707\pm 1.037^c$	0.347
Riñón	0.047-0.684	$0.263\pm 0.195^c$	0.164
Cerebro	0.022-0.308	$0.095\pm 0.066^b$	0.088
Bazo	0.009-0.308	$0.083\pm 0.064^b$	0.069
Corazón	<LD-0.070	$0.014\pm 0.015^a$	0.014
Músculo	0.004-0.062	$0.011\pm 0.012^a$	0.007

Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) Kruskal-Wallis. LD= menor al límite de detección

Por otra parte, la prueba U de Mann-Whitney aplicada a las muestras evidenció que no hay diferencias significativas con respecto al sexo ( $p>0.05$ ) en la concentración de Cd en músculo ( $U= 59.0$ ), hígado ( $U= 81.0$ ) y bazo ( $U= 56.0$ ). Mientras que los machos presentaron niveles mayores de Cd (Fig. 13) que las hembras ( $p<0.05$ ) en cerebro ( $U= 27.0$ ), riñón ( $U=93.0$ ) y corazón ( $U=42.0$ ).



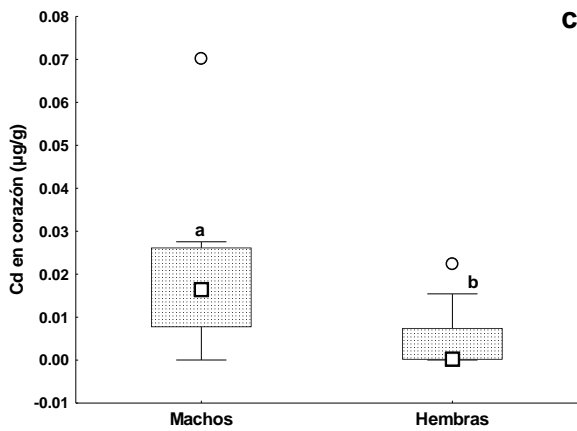


Figura 13. Comparación de promedios de concentraciones de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) entre machos y hembras: a) cerebro, b) corazón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de *Rhinoptera steindachneri*.

Por otra parte, los resultados en las comparaciones de las concentraciones de Cd entre juveniles y adultos presentaron diferencias significativas en el bazo y riñón ( $p < 0.05$ ) (Fig. 14a, 14b).

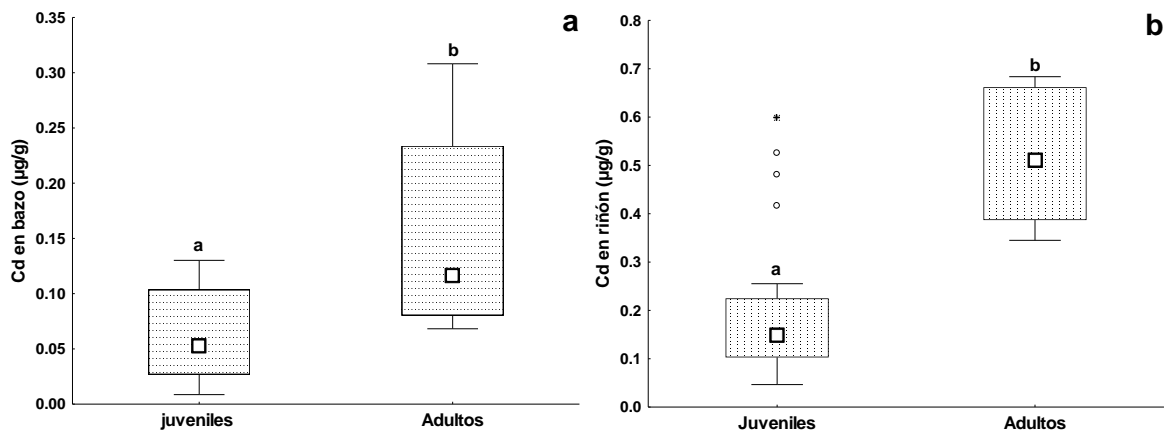
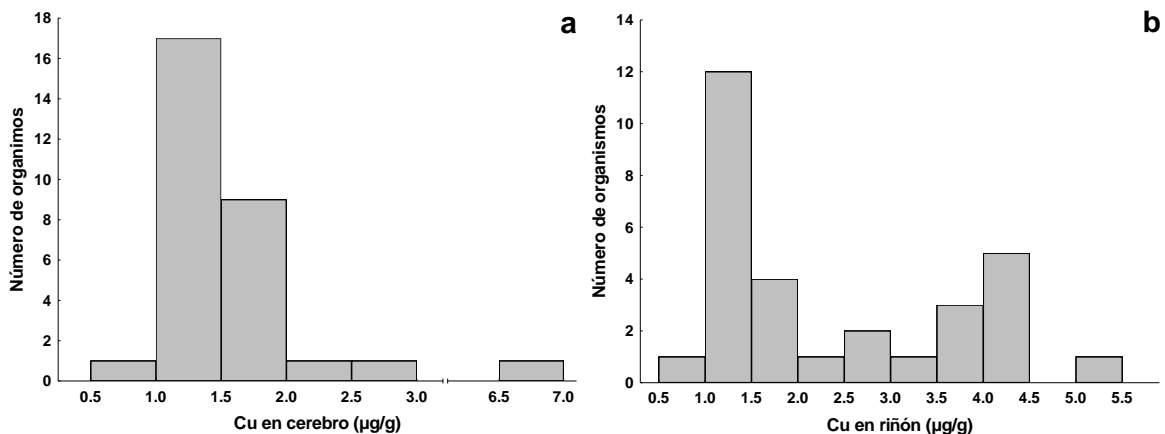


Figura 14. Comparación de promedios de concentraciones de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) entre juveniles y adultos: a) bazo, b) riñón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de *Rhinoptera steindachneri*.

## 7.5. Cobre

Las concentraciones de Cu en cerebro exhibió un intervalo entre 0.5 y 7.0  $\mu\text{g/g}$ . La frecuencia más alta en este órgano se presentó entre 1.0 y 1.5  $\mu\text{g/g}$  con 16 organismos seguido de 1.5 a 2.0  $\mu\text{g/g}$  con una frecuencia de 9 individuos (Fig. 15a). El riñón mostró una variación en un intervalo de 0.5 a 5.5  $\mu\text{g/g}$ , la mayor frecuencia se mostró en las concentraciones entre 1.0 y 1.5  $\mu\text{g/g}$  con 12 organismos seguido el intervalo de 4.0 a 4.5  $\mu\text{g/g}$  con 5 organismos (Fig. 15b). Por otra parte, el bazo evidenció una variación en las concentraciones en el intervalo de 0.0 a 4.0  $\mu\text{g/g}$ , donde la mayor frecuencia se evidenció entre 0.5 y 1.0  $\mu\text{g/g}$  con 22 individuos, seguido del intervalo de 0.0 a 0.5  $\mu\text{g/g}$  con 4 organismos (Fig. 15c).

Así mismo, el músculo mostró un intervalo de frecuencias entre 0.0 a 3.5  $\mu\text{g/g}$ , con la mayor incidencia entre 0.0 a 0.5  $\mu\text{g/g}$  con 18 organismos, seguido de 0.5 a 1.0  $\mu\text{g/g}$  con 10 organismos (Fig. 15d). Adicionalmente, el corazón mostró un intervalo de frecuencias entre 0.8 a 2.6  $\mu\text{g/g}$ , en este caso la mayor frecuencia se exhibió en 1.8 a 2.0  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos, seguido de 1.2 a 1.4 con 5 organismos (Fig. 15e). Para el caso del hígado, el intervalo de frecuencias se mostró entre 0.0 a 3.5  $\mu\text{g/g}$ , donde la mayor frecuencia se presentó en el intervalo de 0.5 a 1.0  $\mu\text{g/g}$  con 12 organismos, seguido de 0.0 a 0.5 y 1.0 a 1.5 ambos con 4 organismos, respectivamente (Fig. 15f).



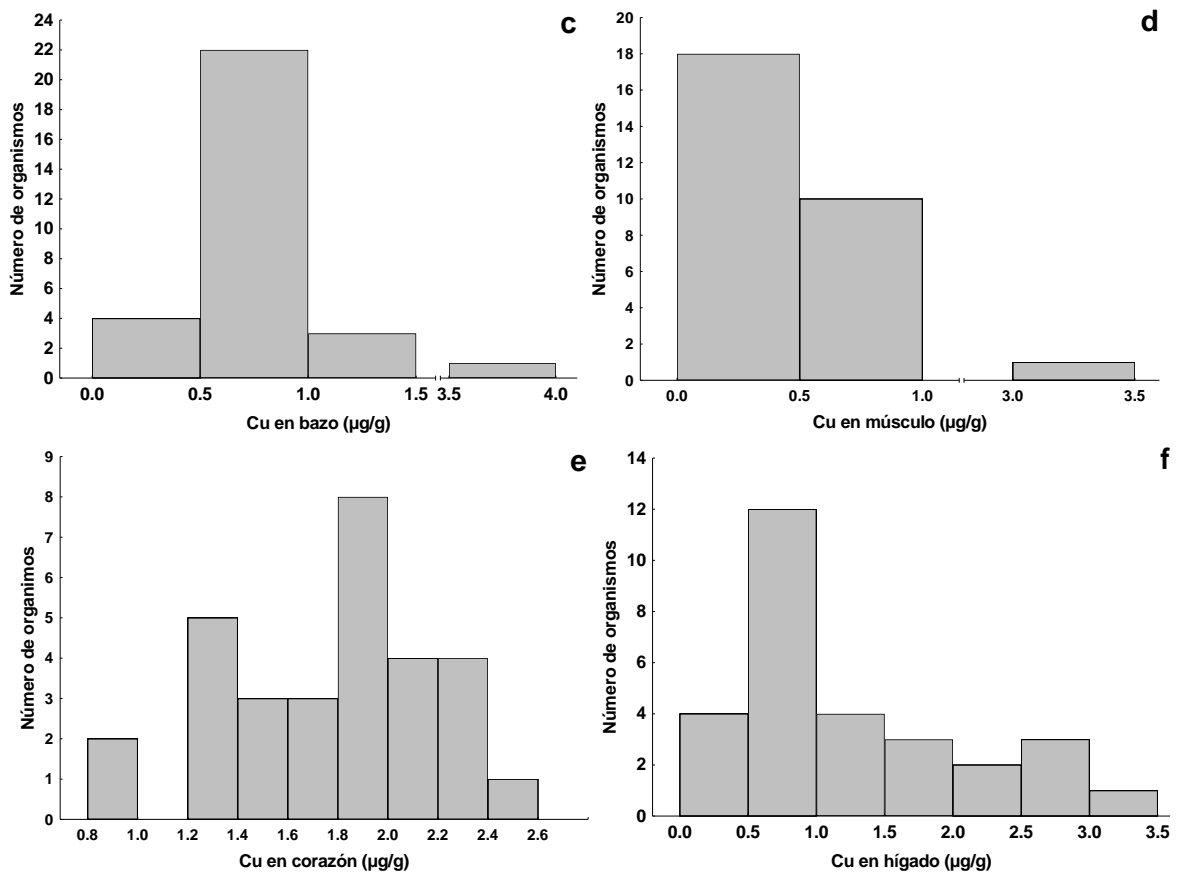


Figura 15. Histogramas de frecuencia de Cu en: a) cerebro, b) riñón, c) bazo, d) músculo, e) corazón, f) hígado de *Rhinoptera steindachneri*.

El contenido de Cu en el riñón presentó una correlación significativamente negativa ( $R = -0.72$ ,  $p < 0.05$ ) con el AD (Fig. 16a); por otro lado, el riñón mostró un comportamiento similar con respecto al peso ( $R = -0.70$ ,  $p < 0.05$ , Fig. 16b) y a la edad ( $R = -0.72$ ,  $p < 0.05$ , Fig. 16c), lo cual indica que conforme aumenta el tamaño y la edad del individuo disminuyen la concentración de Cu en dicho órgano. Por otra parte, el Cu en el bazo exhibió una correlación negativa con respecto al peso ( $R = -0.37$ ,  $p < 0.05$ ), lo cual, al igual que el contenido de Cu en el riñón, es indicativo que conforme aumenta el peso disminuye la concentración de Cu en este órgano.

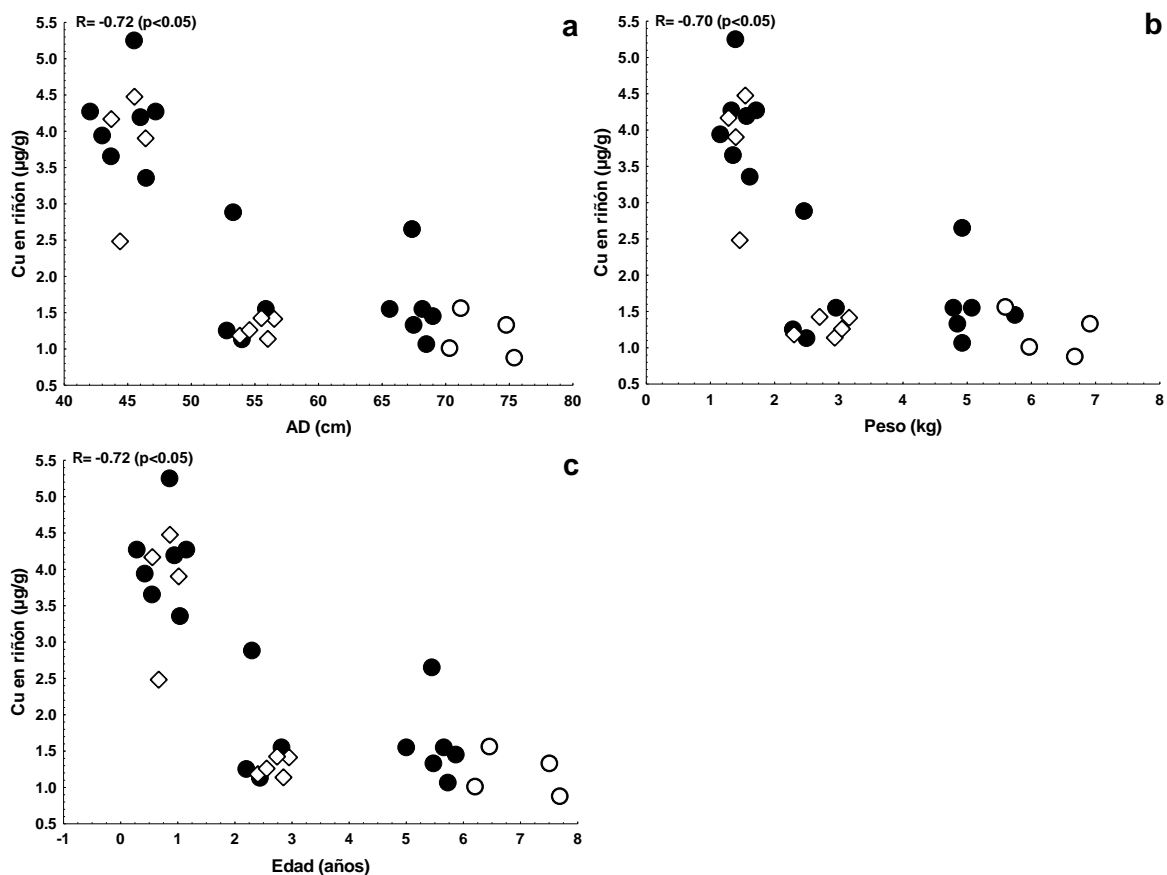


Figura 16. Correlación entre el ancho de disco (AD), peso y el contenido de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) riñón, b) riñón, c) riñón en  $\diamond$ = hembras juveniles,  $\circ$ =machos adultos,  $\bullet$ =machos juveniles de *Rhinoptera steindachneri*.

Por lo que se refiere a las concentraciones de Cu en los órganos y el tejido muscular analizado, se presentaron de la siguiente manera con forme al análisis estadístico con respecto a la media riñón>corazón>cerebro>hígado>bazo>músculo, donde estos presentan diferencias significativas entre sí ( $H = 97.1$ ,  $p < 0.05$ ); entre el bazo y el músculo no hay diferencias significativas ( $p > 0.05$ ), al igual que entre el bazo y el hígado ( $p > 0.05$ ) y entre el cerebro y el hígado. El riñón muestra un promedio mayor a los demás tejidos, sin embargo, este fue estadísticamente igual al Cu en el corazón y el cerebro ( $p > 0.05$ , Tabla V). Adicionalmente, las concentraciones de Cu en los tejidos no presentaron diferencias significativas con respecto al sexo

( $p > 0.05$ ), a excepción del Cu en el cerebro ( $U = 39.0$ ,  $p < 0.05$ ), donde se presentaron niveles promedio mayores en los machos ( $1.82 \pm 1.23 \mu\text{g/g}$ ) que en las hembras ( $1.26 \pm 0.30 \mu\text{g/g}$ ).

**Tabla V. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Cu ( $\pm$  desviación estándar  $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*.**

Tejido	Min-Max	$\bar{X} \pm DS$	Mediana
Cerebro	0.99-6.86	$1.65 \pm 1.06^{c,d}$	1.39
Riñón	0.88-5.25	$2.38 \pm 1.37^d$	1.55
Bazo	0.42-3.51	$0.80 \pm 0.57^{a,b}$	0.64
Músculo	0.33-3.48	$0.59 \pm 0.57^a$	0.46
Corazón	0.81-2.53	$1.78 \pm 0.43^d$	1.85
Hígado	0.38-3.31	$1.26 \pm 0.81^{b,c}$	0.93

Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) Kruskal-Wallis.

En cuanto a los resultados en las comparaciones de las concentraciones de Cu entre juveniles y adultos, presentaron diferencias significativas en el riñón ( $p < 0.05$ ) (Fig. 17).

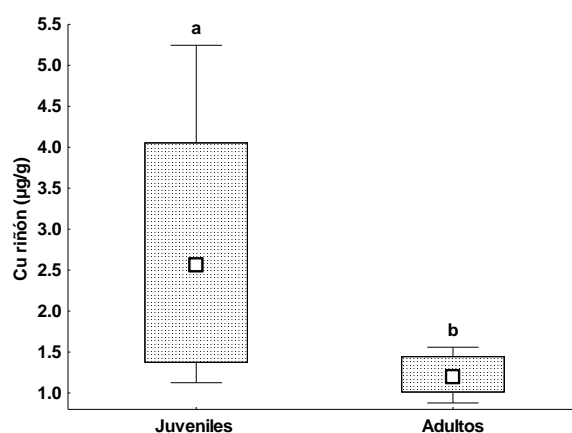


Figura 17. Comparación de promedios de concentraciones de Cu entre juveniles y adultos. Distintas letras indican diferencias significativas entre grupos de *Rhinoptera steindachneri*.

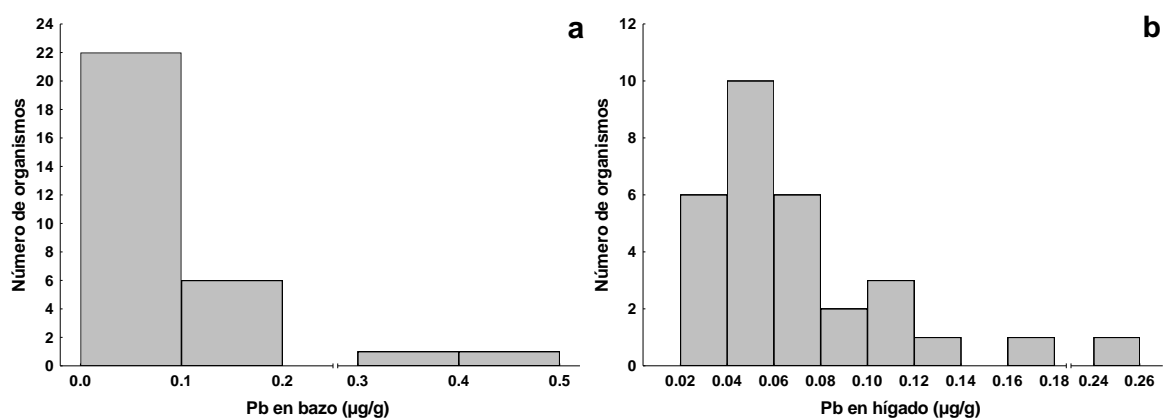
## 7.6. Plomo

El contenido de Pb en los tejidos de *R. steindachneri* presentó un intervalo de concentraciones entre 0.001 y 0.459  $\mu\text{g/g}$ . Así mismo la incidencia más alta en el

bazo se presentó entre 0.00 y 0.100  $\mu\text{g/g}$  con 22 individuos, seguido de 0.100 a 0.200  $\mu\text{g/g}$  con una frecuencia de aparición de 4 individuos (Fig. 18a).

Por otro lado, el hígado mostró un intervalo de niveles desde 0.020 a 0.260  $\mu\text{g/g}$  y la mayor frecuencia de concentraciones fue entre 0.040 y 0.060  $\mu\text{g/g}$  con 10 organismos, seguido del intervalo de 0.020 a 0.040 y 0.060 a 0.080  $\mu\text{g/g}$  con 6 organismos (Fig. 18b) en cada uno. Por su parte el músculo mostró niveles desde 0.000 a 0.400  $\mu\text{g/g}$ , donde la mayor frecuencia se presentó entre 0.000 y 0.050  $\mu\text{g/g}$  con 22 individuos, seguido del intervalo de 0.050 a 0.100  $\mu\text{g/g}$  con 3 organismos (Fig. 18c).

Hay que mencionar, además, que el riñón presentó un intervalo de frecuencias de 0.010 a 0.080  $\mu\text{g/g}$ , donde la mayoría de los organismos exhibieron concentraciones entre 0.040 a 0.050  $\mu\text{g/g}$ , seguido de 0.020 a 0.030 y 0.030 a 0.040  $\mu\text{g/g}$  (Fig. 18d). Finalmente, el cerebro mostró un intervalo de frecuencias 0.001 a 0.22  $\mu\text{g/g}$ , con la mayor incidencia de 0.000 a 0.020  $\mu\text{g/g}$  con 12 organismos, seguido por 0.020 a 0.040  $\mu\text{g/g}$  (Fig. 18e). Es importante mencionar que el 80% de los valores obtenidos en el análisis de Pb para el corazón estaban por debajo del límite de detección.





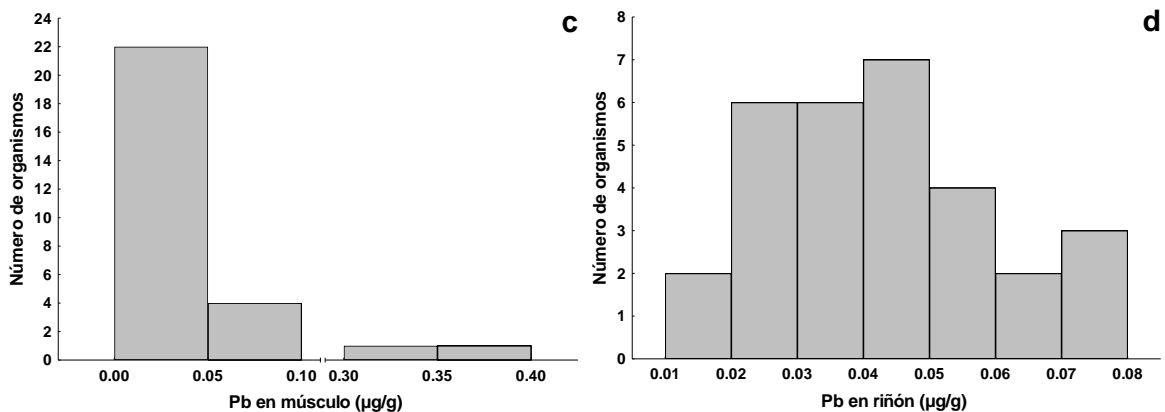


Figura 18. Histogramas de frecuencia de Pb en: a) bazo, b) hígado, c) músculo, d) riñón y e) cerebro de *Rhinoptera steindachneri*.

Los niveles de Pb en el músculo y en el cerebro presentaron una correlación con el AD ( $p < 0.05$ ; Fig. 19), donde las concentraciones en el músculo tienden a disminuir, conforme aumentan las tallas de los organismos, mientras que sucede lo contrario con los niveles de Pb en el cerebro, donde estos tienden a aumentar. Los mismos patrones de correlación del Pb se observaron entre estos dos tejidos (músculo y cerebro) con el peso ( $R = -0.42$  y  $R = 0.44$ , respectivamente) y la edad ( $R = -0.39$  y  $R = 0.45$ , respectivamente).

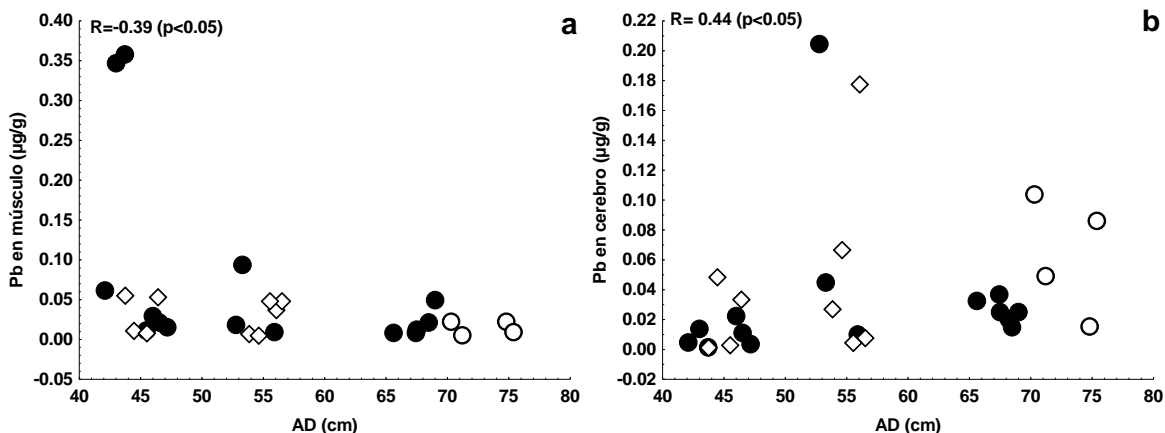


Figura 19. Correlación entre el ancho de disco (AD), y el contenido de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.): a) músculo b) cerebro en  $\diamond$ = hembras juveniles,  $\circ$ =machos adultos,  $\bullet$ =machos juveniles de *Rhinoptera steindachneri*.

Por otro lado, las concentraciones medias de Pb en los distintos tejidos se presentaron de la siguiente manera: bazo > hígado > músculo > riñón > cerebro, las cuales mostraron diferencias significativas entre los órganos y el tejido muscular ( $H=37.5$ ,  $p<0.05$ ), en el cual se observa que, entre el riñón, el músculo y el cerebro no exhibieron diferencias significativas entre sí, pero con respecto al hígado y al bazo tampoco se observaron ( $p>0.05$ ) (Tabla VI). De acuerdo con el análisis estadístico aplicado, no se presentaron diferencias significativas entre sexos con respecto a la concentración de Pb en los órganos y en el tejido muscular ( $p>0.05$ ).

Así mismo las comparaciones de las concentraciones de Pb entre juveniles y adultos, no mostraron diferencias significativas ( $p>0.05$ ).

**Tabla VI. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Pb ( $\pm$  desviación estándar  $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*.**

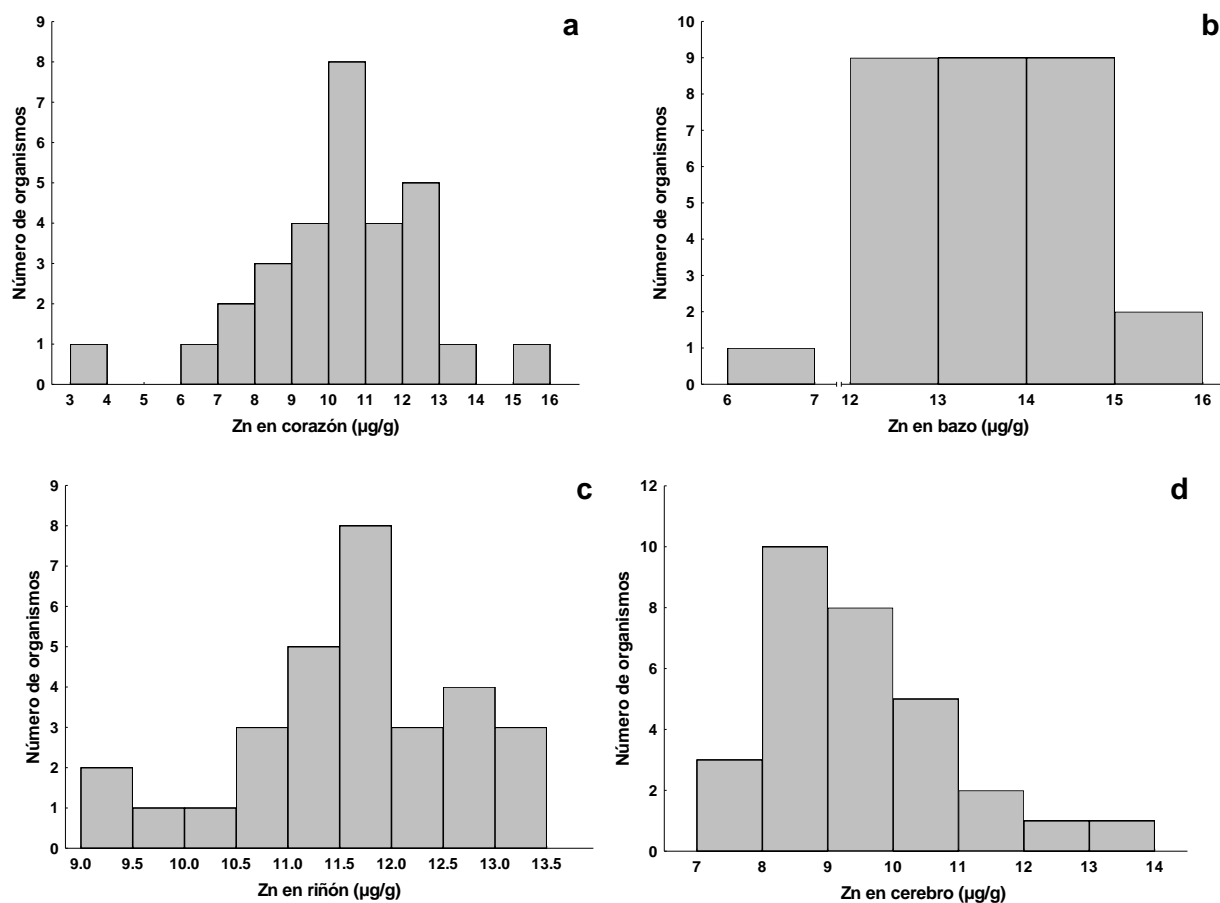
Tejido	Min-Max	$\bar{X}\pm\text{DS}$	Mediana
Bazo	0.006-0.454	0.097 $\pm$ 0.100 <sup>b</sup>	0.066
Músculo	0.005-0.358	0.050 $\pm$ 0.088 <sup>a</sup>	0.021
Hígado	0.028-0.256	0.072 $\pm$ 0.047 <sup>b</sup>	0.055
Cerebro	0.001-0.204	0.039 $\pm$ 0.050 <sup>a</sup>	0.024
Riñón	0.015-0.078	0.042 $\pm$ 0.017 <sup>a,b</sup>	0.040
Corazón	<LD	<LD	<LD

Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) Kruskal-Wallis. <LD por debajo del límite de detección.

## 7.7 Zinc

Los valores de este elemento, al igual que los anteriores, se muestran en peso húmedo. Las concentraciones de Zn en corazón exhibieron una variabilidad entre 3.9 y 15.5  $\mu\text{g/g}$ , la mayor incidencia en este órgano se mostró entre 10.0 y 11.0  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos (Fig. 20a). Por otra parte, el bazo evidenció un intervalo desde 6.0 hasta 16.0  $\mu\text{g/g}$ , la mayor frecuencia se mostró entre 12.0 y 15.0  $\mu\text{g/g}$  con un total de 27 organismos, en tres intervalos (Fig. 20b). Con respecto al riñón, este exhibió valores entre 9.0 a 13.5  $\mu\text{g/g}$ , con la mayor incidencia entre 11.5 a 12.0  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos, seguido de 11.0 a 11.5  $\mu\text{g/g}$  con 5 organismos (Fig. 20c). El

cerebro mostró un intervalo de 7.0 a 14.0  $\mu\text{g/g}$ , donde la mayor frecuencia se presentó entre 8.0 y 9.0  $\mu\text{g/g}$  con una incidencia de 10 organismos, seguido del intervalo de 9.0 a 10.0  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos (Fig. 20d). Por su parte el músculo evidenció una variación en las concentraciones de Zn entre 4.6 y 6.8  $\mu\text{g/g}$ , la mayor incidencia de organismos fue en el intervalo de 5.0 a 5.2  $\mu\text{g/g}$ , seguido de los intervalos de 4.8 a 5.0 y 5.4 a 5.6 con 5 organismos, respectivamente (Fig. 20e). En el hígado se determinaron valores de 1.0 a 11.0  $\mu\text{g/g}$ , donde la frecuencia de aparición más alta se presentó en 5.0 a 6.0  $\mu\text{g/g}$  con 8 organismos, seguido de 6.0 a 7.0 con 7 organismos (Fig. 20f).



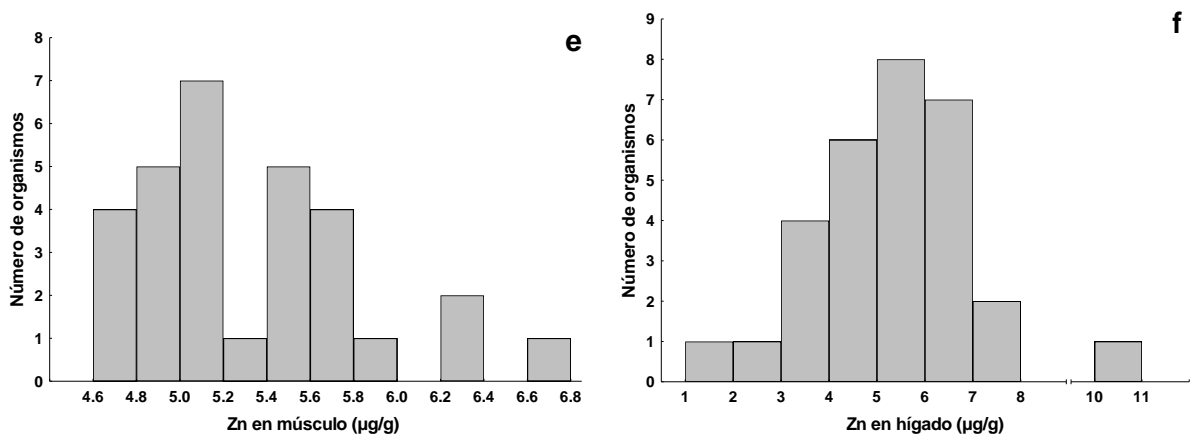


Figura 20. Histogramas de frecuencia de Zn en: a) corazón, b) bazo, c) riñón, d) cerebro, e) músculo, f) hígado en *Rhinoptera steindachneri*.

El Zn presentó relaciones significativas con respecto a las variables AD, peso y edad ( $p < 0.05$ ). El bazo, por su parte, presenta una correlación significativamente positiva con respecto al AD ( $R = 0.54$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 21a), adicionalmente este órgano mostró un comportamiento similar con respecto a la edad ( $R = 0.54$ ,  $p < 0.05$ ) y con el peso ( $R = 0.49$ ,  $p < 0.05$ ), lo que indica que, conforme aumenta el tamaño y el peso del organismo, aumenta la concentración de Zn en este órgano. Por otra parte, se encontró una correlación significativamente positiva al asociar el Zn en el cerebro con el AD ( $R = 0.39$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 21b), también se encontraron las mismas asociaciones de las concentraciones de Zn en el cerebro con el peso ( $R = 0.40$ ,  $p < 0.05$ ) y la edad ( $R = 0.39$ ,  $p < 0.05$ ). Finalmente, se observa una correlación significativamente positiva en las concentraciones de Zn en corazón (Fig. 21c) con respecto al AD ( $R = 0.42$ ,  $p < 0.05$ ), a la edad y al peso ( $R = 0.42$ ,  $R = 0.41$ ,  $p < 0.05$ , respectivamente).

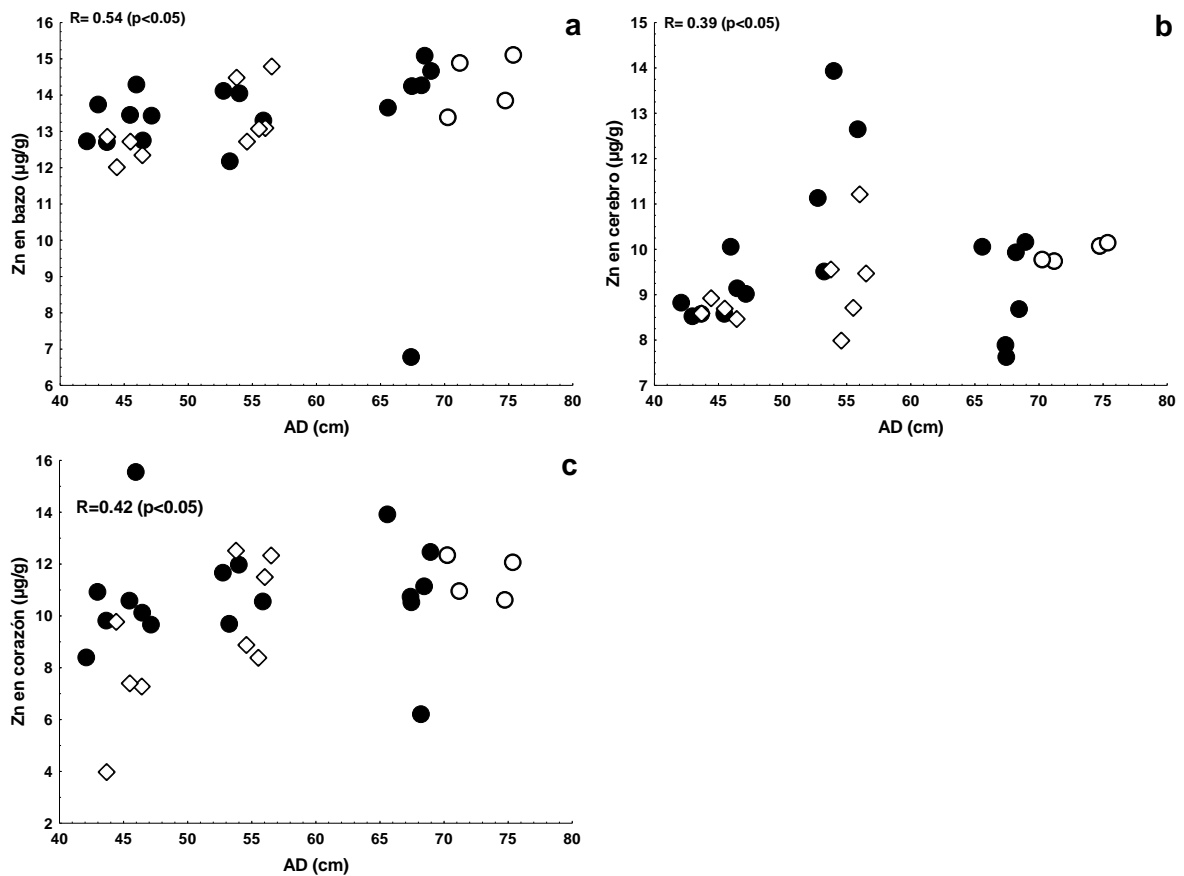


Figura 21. Correlación entre el AD (cm), con el contenido de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en a) bazo, b) cerebro, c) corazón.  $\diamond$ = hembras juveniles,  $\circ$ =machos adultos,  $\bullet$ =machos juveniles de *Rhinoptera steindachneri*.

Para el análisis estadístico de Zn en los órganos y el tejido muscular, se muestran concentraciones promedio en el siguiente orden: bazo>riñón>corazón>cerebro>músculo>hígado con diferencias significativas entre ellos ( $H= 140.9$ ,  $p<0.05$ ). Entre el hígado y músculo no se presentaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ), por otro lado, el riñón, cerebro y el corazón no presentaron diferencias significativas entre sus medias ( $p>0.05$ ) y finalmente, en el bazo se obtuvo el nivel promedio mayor de Zn, pero estadísticamente ( $p>0.05$ ) este valor es igual al Zn en riñón (Tabla VII). En el análisis estadístico aplicado con la finalidad de observar diferencias en el comportamiento de Zn en los tejidos entre machos y hembras, no se presentaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ).

**Tabla VII. Concentraciones máximas y mínimas y promedio de Zn ( $\pm$  desviación estándar  $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en los tejidos de *Rhinoptera steindachneri*.**

Tejido	Min-Max	$\bar{X}\pm\text{DS}$	Mediana
Corazón	4.0-15.5	10.4 $\pm$ 2.3 <sup>b</sup>	10.6
Bazo	6.8-15.0	13.4 $\pm$ 1.5 <sup>c</sup>	13.4
Cerebro	7.6-13.9	9.5 $\pm$ 1.4 <sup>b</sup>	9.3
Riñón	9.4-13.4	11.6 $\pm$ 1.0 <sup>b,c</sup>	11.7
Hígado	2.0-10.6	5.3 $\pm$ 1.7 <sup>a</sup>	5.4
Músculo	4.7-6.7	5.3 $\pm$ 0.5 <sup>a</sup>	5.2

Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) Kruskal-Wallis.

Las comparaciones de las concentraciones de Zn entre juveniles y adultos mostraron diferencias significativas ( $p<0.05$ ) en los tejidos músculo, bazo y cerebro, lo cual es indicativo que las concentraciones de este metal esencial en los tejidos ya mencionados podrían estar relacionados con la madurez de los individuos. ( $p<0.05$ ) (Fig. 22a, 22b y 22c).

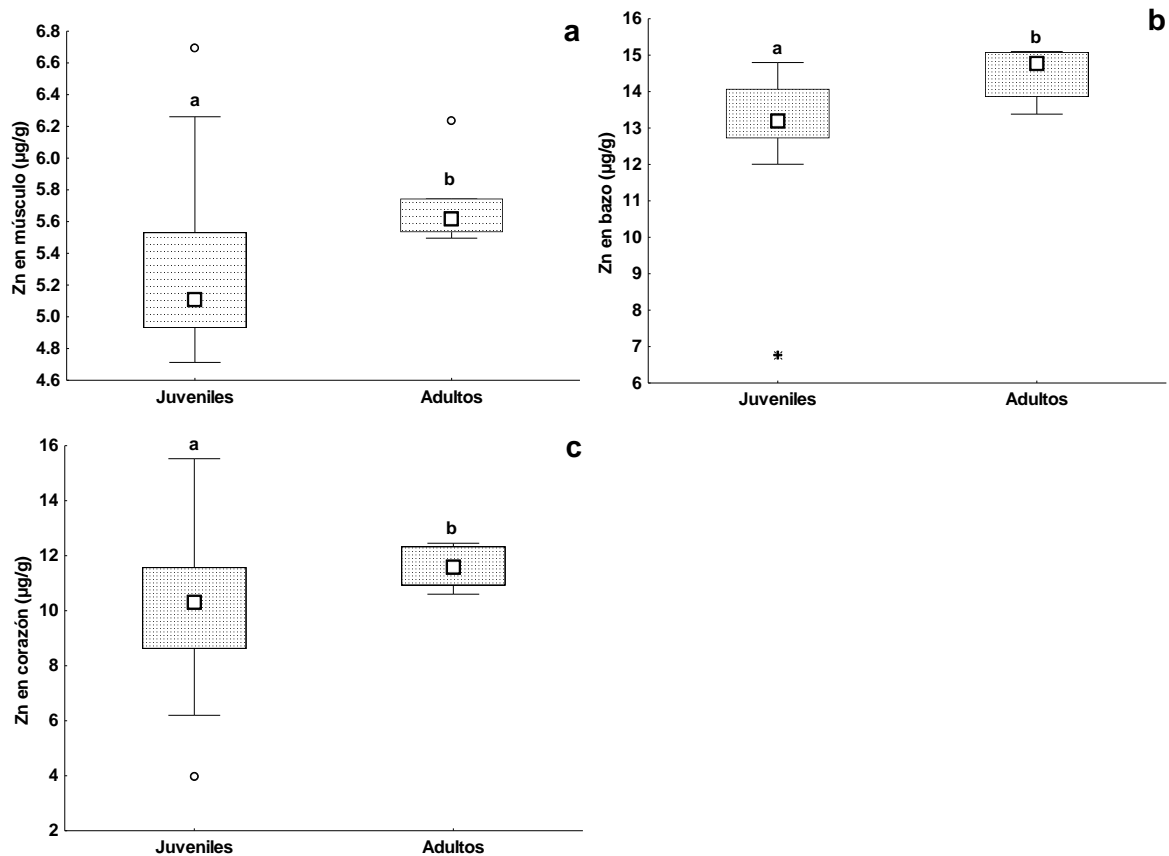


Figura 22. Comparación de promedios de concentraciones de Cu entre juveniles y adultos: a) músculo, b) bazo, c) corazón. Subíndices a y b indican diferencias significativas entre grupos de *Rhinoptera steindachneri*.

## 7.8 Riesgos a la Salud

Por lo que se refiere a riesgos a la salud por el consumo de músculo (tejido comestible) de *R. steindachneri*, estos fueron calculados con el coeficiente de peligrosidad (HQ) y el índice de riesgo (HI), solo para As, Cd, Pb y Zn. Adicionalmente, se determinó el riesgo de contraer cáncer (RCC) para As<sub>i</sub> y para Pb. Así mismo, para calcular los índices antes mencionados y el (RRC), se consideraron los valores de consumo per cápita de pescado a nivel mundial de la FAO (2020) con un valor total 20.5 kg, también se realizó el cálculo a nivel nacional, tomando el valor de 11.31 kg (CONAPESCA, 2018). Las dependencias de gobierno mexicanas han establecido un valor para el consumo de batoides a nivel nacional, por lo tanto, para realizar la estimación del cálculo se tomó el valor del consumo rayas y similares de 0.74 kg (SEMARNAT, 2020). Los valores utilizados para las dosis de referencia y el SF para Pb y As<sub>i</sub> se muestran en el apartado de la metodología “6.4. Evaluación de riesgo para la salud”. Los promedios de la concentración total de contaminante en músculo utilizados para el cálculo fueron: As<sub>i</sub>= 7.261 (10% del As total), Cd= 0.011, Pb= 0.05, y Zn= 5.34 µg/g.

Acerca de los riesgos por ingesta del tejido muscular de *R. steindachneri* y en concordancia con el coeficiente de peligrosidad que indica que cuando HQ>1 representa un riesgo por exposición; teniendo en cuenta que la dosis de consumo diario para especies como tiburón y cazón de acuerdo con CONAPESCA (2018) y los promedios de las concentraciones de los elementos detectadas en el músculo de la especie en estudio, existe un riesgo por consumo para el caso del As, de acuerdo con el consumo estimado diario publicado por la FAO, el consumo nacional proporcionado por la CONAPESCA y el consumo de tiburón y cazón (Fig. 23a). Por

otro lado, el consumo de esta especie no presenta riesgo a la salud a partir de los resultados obtenidos en el cálculo de HQ para Cd, Pb y Zn, así mismo un individuo de 20 o 30 kg puede consumir más de 20.5 kg al año, lo que equivale a una ración de 393 g a la semana de esta especie y no tendrá ningún efecto adverso para el caso de Cd, Pb y Zn (Fig. 23b, 23c, 23d), sin embargo, para el caso del As una persona de 20 kg deberá de consumir menos de 0.74 al año, kg diarios del músculo de esta especie ya que sobrepasa el umbral de riesgo con un consumo semanal máximo de 14.2 g .

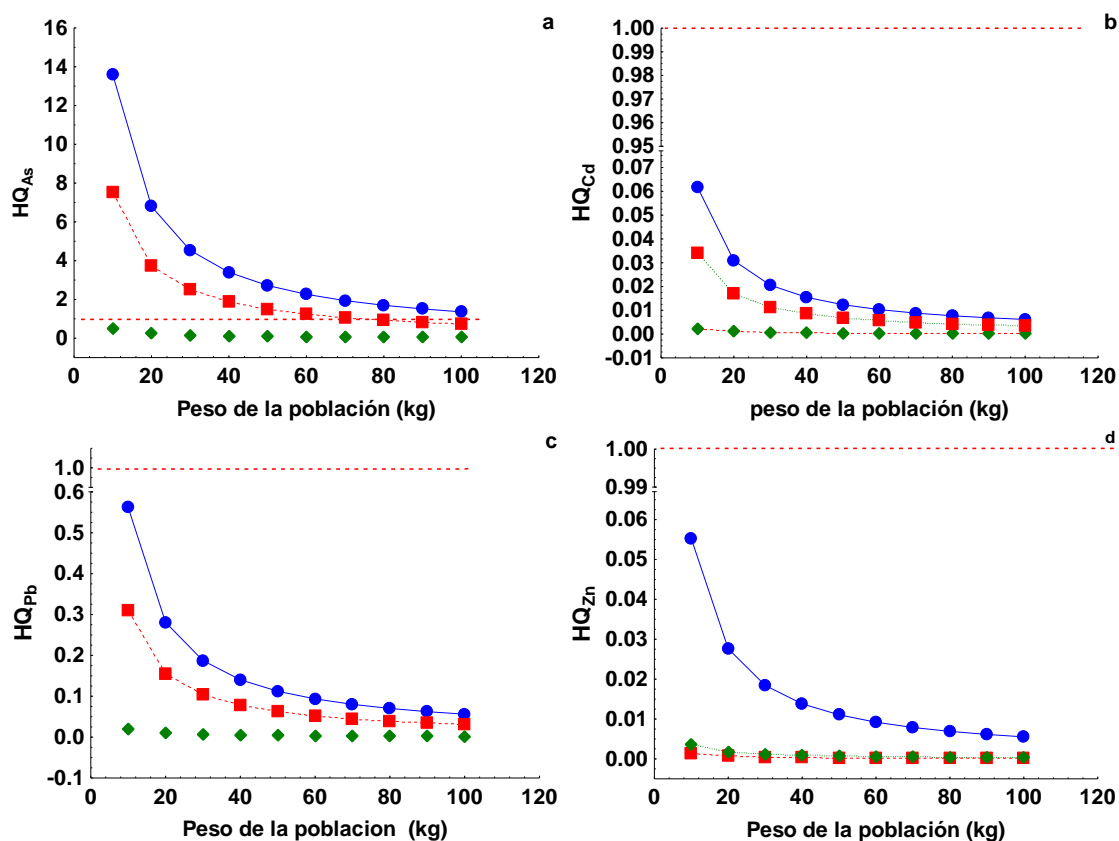


Figura 23. Curvas de exposición. a) As inorgánico, b) Cd, c) Pb, d) Zn, de acuerdo al consumo diario y peso de la población. Línea horizontal indica HQ=1. Valores por debajo de la línea no representan un riesgo para la población. ● Consumo anual percapita FAO (20.5 kg), ■ Consumo nacional de pescado CONAPESCA (11.31 kg), ◆ Consumo rayas y similares (0.74 kg).



De acuerdo con el valor del índice de riesgo (HI) calculado, existe un riesgo cuando el HI es >1. En la (Tabla VIII) se puede deducir que al aplicar en al cálculo el consumo per cápita según la FAO; escenario A, existe un riesgo en la población con un peso <100 kg. Adicionalmente para el escenario B, donde se tomó en cuenta el consumo total de productos de la pesca, presenta un riesgo para la población con un peso <70 kg. Por otro lado, el escenario C correspondiente al consumo de rayas y similares, no implica riesgo para ninguno de los casos en los pesos de la población. Por otra parte, el RCC para  $As_i$  y  $Pb$  (Tabla VIII), no representa un riesgo de acuerdo con el consumo per cápita de pescado indicado por la FAO y CONAPESCA, adicionalmente se incluyó para este cálculo el consumo de rayas y similares en donde los resultados muestran que no representa un riesgo de contraer cáncer.

Tabla VIII. Índice de riesgo y riesgo de contraer cáncer.

Peso (kg)	HI			RCC					
	$\sum HQ$			$As_i$			$Pb$		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10	14.32	7.91	0.52	$6.12 \times 10^{-3}$	$3.38 \times 10^{-3}$	$8.65 \times 10^{-5}$	$2.39 \times 10^{-6}$	$1.32 \times 10^{-6}$	$3.38 \times 10^{-8}$
20	7.16	3.95	0.26	$3.06 \times 10^{-3}$	$1.69 \times 10^{-3}$	$4.33 \times 10^{-5}$	$1.19 \times 10^{-6}$	$6.59 \times 10^{-7}$	$1.69 \times 10^{-8}$
30	4.77	2.64	0.17	$2.04 \times 10^{-3}$	$1.13 \times 10^{-3}$	$2.88 \times 10^{-5}$	$7.96 \times 10^{-7}$	$4.39 \times 10^{-7}$	$1.13 \times 10^{-8}$
40	3.58	1.98	0.13	$1.53 \times 10^{-3}$	$8.44 \times 10^{-4}$	$2.16 \times 10^{-5}$	$5.97 \times 10^{-7}$	$3.30 \times 10^{-7}$	$8.44 \times 10^{-9}$
50	2.86	1.58	0.10	$1.22 \times 10^{-3}$	$6.76 \times 10^{-4}$	$1.73 \times 10^{-5}$	$4.77 \times 10^{-7}$	$2.64 \times 10^{-7}$	$6.75 \times 10^{-9}$
60	2.39	1.32	0.09	$1.02 \times 10^{-3}$	$5.63 \times 10^{-4}$	$1.44 \times 10^{-5}$	$3.98 \times 10^{-7}$	$2.20 \times 10^{-7}$	$5.63 \times 10^{-9}$
70	2.05	1.13	0.07	$8.74 \times 10^{-4}$	$4.83 \times 10^{-4}$	$1.24 \times 10^{-5}$	$3.41 \times 10^{-7}$	$1.88 \times 10^{-7}$	$4.82 \times 10^{-9}$
80	1.79	0.99	0.07	$7.65 \times 10^{-4}$	$4.22 \times 10^{-4}$	$1.08 \times 10^{-5}$	$2.98 \times 10^{-7}$	$1.65 \times 10^{-7}$	$4.22 \times 10^{-9}$
90	1.59	0.88	0.06	$6.80 \times 10^{-4}$	$3.75 \times 10^{-4}$	$9.62 \times 10^{-6}$	$2.65 \times 10^{-7}$	$1.46 \times 10^{-7}$	$3.75 \times 10^{-9}$
100	1.43	0.79	0.05	$6.12 \times 10^{-4}$	$3.38 \times 10^{-4}$	$8.65 \times 10^{-6}$	$2.39 \times 10^{-7}$	$1.32 \times 10^{-7}$	$3.38 \times 10^{-9}$

A= Consumo mundial de productos de la pesca (FAO-20.5 kg per cápita); B= consumo para el total de productos de la pesca en México (CONAPESCA-11.31 kg per cápita); C= Consumo nacional de rayas y similares (CONAPESCA-0.74 kg per cápita).

Por otra parte, la evaluación de consumo semanal de músculo de *R. steindachneri*, se determinó tomando en cuenta la dosis de consumo seguro sin que los metales

analizados en el presente estudio causen un impacto al ser humano (Tabla IX). Los valores aplicados de PTI se desarrollan en el numeral 6.4 del presente estudio.

**Tabla IX. Consumo seguro de músculo de *Rhinoptera steindachneri*.**

Peso	Consumo (kg) de <i>R. steindachneri</i> de acuerdo al consumo HQ=1				Consumo seguro de acuerdo al PTI (kg) según OMS			
	Asi	Cd	Pb	Zn	Asi	Cd	Pb	Zn
10	0.00	0.91	0.10	0.56	0.00	70	10.00	0.01
20	0.01	<b>1.82</b>	0.20	<b>1.12</b>	0.00	140	20.00	0.01
30	0.01	<b>2.73</b>	0.30	<b>1.68</b>	0.00	210	30.00	0.01
40	0.02	<b>3.64</b>	0.40	<b>2.25</b>	0.01	280	40.00	0.01
50	0.02	<b>4.55</b>	0.50	<b>2.81</b>	0.01	350	50.00	0.01
60	0.02	<b>5.45</b>	0.60	<b>3.37</b>	0.01	420	60.00	0.01
70	0.03	<b>6.36</b>	0.70	<b>3.93</b>	0.01	490	70.00	0.01
80	0.03	<b>7.27</b>	0.80	<b>4.49</b>	0.01	560	80.00	0.01
90	0.04	<b>8.18</b>	0.90	<b>5.05</b>	0.01	630	90.00	0.01
100	0.04	<b>9.09</b>	<b>1.00</b>	<b>5.61</b>	0.01	700	100.00	0.01

Valores en negrita sobrepasan el HQ=1 o <1.

## VIII. DISCUSIÓN

### 8.1. Concentración de As, Cd, Cu, Pb y Zn

Los batoideos son considerados organismos clave en la cadena trófica de los ambientes marinos, ya que funcionan como reguladores en dichos ecosistemas, así mismo son susceptibles a la contaminación por agentes tóxicos que se bioacumulan en tejidos y órganos a través del tiempo, debido a que estos organismos son considerados estrategas K (Baró-Camarasa *et al.*, 2021).

La raya tecolote se considera que posee una madurez que no difiere entre sexos cuando alcanzan la talla de 68 y 69 cm de AD, donde la edad de primera madurez es a los 5 años, esto en el litoral sinaloense (Gámez-Moedano *et al.*, 2007). Sin embargo, en un trabajo realizado por Carrillo-Colín (2019), se reportó un máximo de 13 años con un promedio de 96.9 cm AD para hembras y 92.9 cm AD para machos. En cuanto a los datos obtenidos en las biometrías de *R. steindachneri* de la zona de muestreo de MNM, presentaron variabilidad en el AD, ya que en machos se mostró un mínimo de 42.1 cm y un máximo de 75.4, por otro lado, las hembras exhibieron un mínimo de AD de 43.7 cm y un máximo de 56.5 cm.

Con respecto a las concentraciones de As detectadas en el presente estudio, se encontró que posiblemente están relacionadas directamente con el tamaño del organismo. Así mismo, las elevadas concentraciones de este metaloide en el tejido muscular e hígado están asociadas directamente con tasas metabólicas y excreción por órganos reguladores (Ooi *et al.*, 2015). Por otra parte, el As muestra una fuerte correlación con la edad, principalmente en el músculo, donde las concentraciones son más altas en adultos que en juveniles, esto fue similar en el estudio realizado por Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009).

En cuanto a las concentraciones de As en músculo, cerebro, riñón y corazón, no presentaron una correlación significativa en relación con el tamaño del organismo,

posiblemente estén asociadas a patrones de alimentación y metabolismo. Si bien, *R. steindachneri* es considerada durofaga, ya que tiene preferencia por presas como moluscos, teleósteos pequeños y crustáceos, cuyo hábitat se encuentra en zonas de deltas y desembocaduras de ríos, que son las principales zonas de alimentación de la especie en estudio (Ehermann, 2017). Los estados de Sinaloa y Nayarit son zonas de alta producción agrícola, donde se utilizan productos con aditivos que contienen EPT que llegan por escorrentías hasta las zonas costeras (Frías-Espericueta *et al.*, 2010). Teniendo en cuenta lo anterior, los moluscos bivalvos son organismos sésiles, filtradores bénticos que tienden a la acumulación de metales (Góngora-Gómez *et al.*, 2018). Así mismo, *R. steindachneri* es bentopelágica, tiende a formar agregaciones y migraciones en zonas arenosas, fangosas y lagunas costeras (Vélez-Tacuri, 2018), por lo tanto, se puede inferir que las concentraciones de As pueden ser atribuidas a la ingesta de presas de zonas impactadas.

Por otra parte, la actividad ganadera en la zona de Marismas Nacionales México es de menor importancia económica, en comparación con la acuicultura y la agricultura, sin embargo, esta tiene un aporte considerable, ya que suele ser de tipo extensivo (CONAP, 2016). La mayor parte del agua utilizada en esta actividad retorna a las cuencas donde previamente fue expuesta a contaminación por nutrientes, metales y metaloides, residuos de medicamentos y patógenos. Además, la contaminación del agua se da por medio de escurrimientos, filtraciones de establos y materia fecal, lixiviación a través del suelo y flujos superficiales (FAO, 2009). La producción del sector ganadero en 2018 fue de 129,546 t (CODESIN, 2018), en ese mismo año hubo una producción de 6,760 t de cabezas de ganado en la zona sur de Sinaloa que abarca los municipios de Mazatlán, Concordia, El Rosario y Escuinapa, donde los especímenes de *R. steindachneri* fueron capturados. Por tal motivo puede inferirse que hay un considerable aporte de elementos como el As, Cd, Cu y Zn a la zona costera de MNM, dando lugar a la acumulación de estos metales en los organismos que habitan esta zona, como es el caso de la especie en estudio.

Otro rasgo importante que señalar, es que los niveles más altos de As se presentaron en el tejido muscular seguido del hígado. El As tiene una gran afinidad a compuestos lipídicos, por lo tanto, tenderá a almacenarse en este órgano regulador donde se llevan a cabo fases como la metilación por la acción de las enzimas As-metil-transferasas. Es importante mencionar que, mientras más altas sean las tasas metabólicas, debido a que los elasmobranchios son organismos que presentan una movilidad, distribución y rangos de hábitat muy grandes (Alderete-Macal, 2019), mayor será el requerimiento en la cantidad del alimento (Bergés-tiznado, 2016). Además, las principales presas de las que se alimenta *R. steindachneri* en un 80% son bivalvos (Vélez-Tacuri, 2018), y debido a la naturaleza filtradora de los bivalvos, estos poseen altas concentraciones de As (Osuna-Martínez *et al.*, 2021).

De acuerdo con los resultados de las concentraciones de hígado y músculo en el presente estudio con relación a otros estudios (Tabla X), podemos comparar con el de Gutiérrez-Mejía (2007) en muestras de juveniles de *R. Steindachneri*, pero del Golfo de San Lorenzo y en el Alto Golfo de California, donde las concentraciones de As en músculo e hígado en juveniles fueron similares a las analizadas en el presente estudio; esto puede ser atribuido a que los organismos comparten el mismo hábitat en las zonas de agregación con fines de alimentación, migración y reproductivos. En otro estudio similar, realizado por Murillo-Cisneros (2014), en las especies *Raja velezi*, *Rhinobatos productus*, *Gymnura marmorata*, presentaron concentraciones para As por debajo de los LMP de la NOM-242-SSA1-2009, pero los encontrados en el presente estudio son más elevados, a pesar de que *R. steindachneri* y *R. productus* pertenecen a la misma familia. Los niveles de As encontrados por Windom *et al.* (1973) en el músculo e hígado de *Rhinoptera bonasus* en el Atlántico Norte son similares a los encontrados en el presente estudio, es importante resaltar que *R. bonasus* y *R. steindachneri* pertenecen a la misma familia, por lo tanto, las similitudes pueden estar relacionadas con la conexión de las especies ya mencionadas (Tabla XI).

En relación con las interacciones que presenta el Cd en peces, la principal vía de entrada son las branquias por el contenido de Cd en agua contaminada, causando trastornos en el tracto digestivo de los organismos expuestos, adicionalmente se ha identificado una reducida concentración en la piel, en comparación con otros órganos como en riñones, hígado, intestino, branquias y en menos concentración en tejido muscular. Además, el Cd no presenta una distribución de manera conservativa en el tejido de los organismos, ya que muestra una tendencia a la acumulación en órganos diana (Anabí *et al.*, 2013).

Como se mencionó anteriormente *R. steindachneri* es considerado un organismo durófago que se alimenta principalmente de presas como bivalvos y crustáceos (Vélez-Tacuri, 2018) y se reportan altas concentraciones de Cd en bivalvos y camarón (Frías-Espericueta *et al.*, 2010). También, se han encontrado altas concentraciones de Cd y Pb en las almejas del género *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* (Tobar *et al.*, 2017), por tal motivo se puede inferir que las concentraciones de Cd en el presente estudio están relacionadas tanto a la ingesta de presas con altas concentraciones de este elemento, como a la dinámica que presenta el Cd en los organismos.

Tabla X. Concentraciones de As, Cd, Cu, Pb, Zn ( $\mu\text{g/g}$ , peso seco) en distintas especies de rayas y tiburones a nivel nacional.

Órgano/especie	n	NT	Localización	As	Cd	Cu	Pb	Zn
<b>Músculo</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.2	Alto Golfo de California <sup>1</sup>	21.68-59.92	-	-	-	-
<i>P. glauca</i>	44	4.5	Baja California Sur <sup>2</sup>	0.22	0.2	-	<LD	-
<i>Raja velezi</i>	40	3.6	Baja California Sur <sup>4</sup>	-	0.06	-	-	-
<i>Rhinobatos productus</i>	45	3.7	Baja California Sur <sup>4</sup>	-	0.04	-	-	-
<i>Gymnura marmorata</i>	24	4.0	Baja California Sur <sup>4</sup>	-	0.03	-	-	-
<i>Sphyrna lewini</i>	40	4.5	Golfo de California <sup>5</sup>	10.0	-	-	-	-
<i>Pseudobatos buthi</i>	2	3.7 <sup>7</sup>	Golfo de California <sup>6</sup>	-	-	4.02	-	1.72
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	7.3	0.011	0.59	0.050	5.3
<b>Bazo</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	0.5	0.083	0.80	0.097	13.04
<b>Corazón</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	0.9	0.014	1.78	<LD	10.4
<b>Riñón</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	1.1	0.263	2.38	0.042	11.6
<i>Sphyrna lewini</i>	40	4.5	Golfo de California <sup>5</sup>	4.2	-	-	-	-
<b>Cerebro</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	1.9	0.095	1.65	0.039	9.5
<i>S. lewini</i>	40	4.5	Golfo de California <sup>5</sup>	4.5	-	-	-	-
<b>Hígado</b>								
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	Alto Golfo de California <sup>1</sup>	35.01-46.30	-	-	-	-
<i>Carcharhinus limbatus</i>	19	4.5	Golfo de México <sup>3</sup>	21.31	0.21	-	<LD	-
<i>S. lewini</i>	40	4.5	Golfo de California <sup>5</sup>	9.4	-	-	-	-
<i>P. buthi</i>	2	3.7 <sup>7</sup>	Golfo de California <sup>6</sup>	-	-	0.45	-	2.01
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	7.3	0.011	0.59	0.050	5.3

NT= Nivel trófico (FishBase, 2022), Gutiérrez-Mejía, 2007<sup>1</sup>; Barrera-García, 2013<sup>2</sup>; Mendoza-Díaz *et al.*, 2013<sup>3</sup>; Murillo-Cisneros, 2014<sup>4</sup>; Bergés-Tiznado, 2016<sup>5</sup>; Soto-López *et al.*, 2021<sup>6</sup>; Pérez-Durán, 2021<sup>7</sup>; presente estudio<sup>8</sup>

Así mismo, en un estudio realizado por Frías-Espéricueta *et al.* (2009) donde se analizaron siete lagunas costeras de Sinaloa, utilizaron ostiones *Crassostrea corteziensis* como biomonitores y encontraron concentraciones elevadas de Cd en seis de las siete lagunas estudiadas. Por lo tanto, se reafirma que la vía de entrada de Cd hacia los organismos del presente trabajo, podrían atribuirse a patrones alimenticios de la especie en estudio.

Las concentraciones de Cd encontradas en los órganos estudiados fueron bajas y se mostraron en el siguiente orden: hígado>riñón>cerebro>bazo>corazón>músculo. Por otro lado, los valores de Cd en hígado y riñón superan el LMP de 0.5 µg/g de la NOM-242-SSA1-2009. El resto de los órganos y el tejido muscular se encuentran por debajo del LMP. Las concentraciones de Cd encontradas por Murillo-Cisneros (2014) en Baja California Sur en el tejido muscular en las rayas *R. velezi*, *R. productus* y *G. marmorata* (Tabla XI), son concentraciones bajas al igual que las del presente estudio, lo cual puede estar relacionado con mecanismos de regulación y detoxificación de cada especie.

De acuerdo con el trabajo de Pentreath (1977), el Cd presentó una dinámica similar al presente estudio. Las concentraciones de Cd en varios órganos y tejidos de la especie *Raja clavata* del Golfo de San Lorenzo fueron bajas, en comparación con las encontradas en *R. steindachneri*, pero a diferencia de este trabajo, los autores no pudieron relacionar las concentraciones con variables ambientales, por ejemplo, con el contenido de Cd en el agua de mar ya que eran concentraciones muy bajas y asimismo carecían de estudios de ecología trófica y de concentraciones de Cd en crustáceos ya que era la principal presa de consumo para esta especie analizada (Tabla XI).



Tabla XI. Concentraciones de As, Cd, Cu, Pb, Zn ( $\mu\text{g/g}$ , peso seco) en distintas especies de rayas y tiburones a nivel internacional.

Órgano/especie	n	NT	Localización	As	Cd	Cu	Pb	Zn
<b>Músculo</b>								
<i>R. eglanteria</i>	91	3.7	Atlántico norte <sup>1</sup>	19.0	-	3.2	-	20.0
<i>R. bonasus</i>	91	3.5	Atlántico norte <sup>1</sup>	11.0	-	2.3	-	8.0
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de San Lorenzo <sup>2</sup>	-	<0.005	-	-	-
<i>R. clavata</i>	10	3.5	Mar del Norte <sup>3</sup>	35.0	-	-	-	-
<i>Mobula japonica</i>	14	3.4	Sri Lanka <sup>4</sup>	20.0	0.082	-	0.062	-
<i>Manta alfredi</i>	12	3.6	Sri Lanka <sup>4</sup>	0.53	0.035	-	0.43	-
<i>Rhinobatis lentiginous</i>	91	3.6	Atlántico norte <sup>1</sup>	-	-	2.2	-	11.0
<i>R. clavata</i>	30	3.5	Atlántico medio <sup>5</sup>	133.38-177.93	<LD	-	-	-
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	7.3	0.011	0.59	0.050	5.3
<b>Cerebro</b>								
<i>R. eglanteria</i>	91	3.7	Atlántico norte <sup>1</sup>	-	-	-	10.0	-
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	1.9	0.095	1.65	0.039	9.5
<b>Bazo</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.0007	-	-	-
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	0.5	0.083	0.80	0.097	13.04
<b>Corazón</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	<LD	-	-	-
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	0.9	0.014	1.78	<LD	10.4
<b>Riñón</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.016	-	-	-
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	1.1	0.263	2.38	0.042	11.6
<b>Sangre</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.010	-	-	-
<b>Hígado</b>								
<i>R. eglanteria</i>	91	3.7	Atlántico norte <sup>1</sup>	6.0	-	44.0	13.0	44.0
<i>R. bonasus</i>	91	3.5	Atlántico norte <sup>1</sup>	16.0	-	13.0	-	9.0
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.030	-	-	-
<i>R. clavata</i>	10	3.5	Mar del Norte <sup>3</sup>	10.0	-	-	-	-

<i>Rhinobatis lentiginous</i>	91	3.6	Atlántico norte <sup>1</sup>	-	-	6.6	-	29.0
<i>R. clavata</i>	30	3.5	Atlántico medio <sup>6</sup>	18.54-26.98	1.5-1.2			
<i>R. steindachneri</i>	30	3.5	MNM <sup>8</sup>	7.3	0.011	0.59	0.050	5.3
<b>Intestino</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.025	-	-	-
<b>Branquias</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.018	-	-	-
<b>Piel</b>								
<i>R. clavata</i>	3	3.5	Golfo de san Lorenzo <sup>2</sup>	-	0.030	-	-	-

NT= Nivel trófico (FishBase, 2022); Windom *et al.*, 1973<sup>1</sup>; Pentreath, 1977<sup>2</sup>; Gieter *et al.*, 2002<sup>3</sup>; Ooi *et al.*, 2015<sup>4</sup>; Torres *et al.*, 2016<sup>5</sup>; presente estudio<sup>8</sup>.

En otras especies de raya (Tabla XI), como las del género *Mobula* que habitan en Sri Lanka y otras, como *Manta Alfredi* de la isla Lady Elliot en Australia (Ooi *et al.*, 2015), las concentraciones totales de Cd obtenidas estuvieron muy por debajo de los valores encontrados en el presente estudio; pero las concentraciones encontradas en el músculo no cumplen con los límites establecidos por la Comisión Europea y el Codex Alimentarius.

Esto fue similar a otro estudio realizado por Torres *et al.* (2016), donde el Cd analizado en machos y hembras de rayas *R. clavata* capturadas en el Atlántico medio, presentaron bajas concentraciones de Cd en el tejido muscular, pero los valores en el tejido hepático fueron altos; estos resultados son comparables con el presente estudio, ya que se cuantificaron altas concentraciones de Cd en hígado y bajas en músculo (Tabla XI). Esta característica o tendencia en los niveles de Cd se atribuye a fenómenos naturales como las aportaciones por volcanes y por los patrones alimenticios de la especie de estudio, por lo tanto, podemos relacionar que las altas concentraciones de Cd en hígado se deben a los hábitos alimenticios de *R. steindachneri*.

En lo que se refiere al Cu, este es un elemento esencial ya que interviene en reacciones bioquímicas y como cofactor en diversas reacciones biológicas en los seres vivos (Taylor *et al.*, 2020). Por otra parte, existen muy pocos trabajos de metales traza en la especie *R. steindachneri* con los cuales comparar las altas concentraciones detectadas en el presente estudio.

Uno de estos pocos estudios fue el realizado por Windom *et al.* (1973), en rayas del Atlántico Norte (*R. eglanteria*, *R. bonasus*, *R. lentiginous*), donde el Cu encontrado fue más alto en músculo e hígado que el de este estudio, e inclusive el Cu medido en el tejido cerebral de *R. lentiginous* fue más alto que en el presente estudio (Tabla XI).

Sin embargo, las correlaciones significativamente negativas encontradas en riñón con respecto al AD, peso y edad (Fig. 16) indicaron una disminución en las concentraciones de Cu, conforme aumenta de tamaño o gana peso el organismo o se hace más longevo, por lo que se puede inferir que debido a que es un elemento esencial este patrón puede estar relacionado con requerimientos metabólicos de los organismos en su etapa de juveniles (Soto-López *et al.*, 2021). El Cu en bazo, al presentar una correlación similar con el peso (negativa), pudiese estar relacionada con mecanismos bioquímicos y que los organismos estén enviando el elemento a otros órganos donde los requerimientos de Cu sean mayores (Vizcarra-García, 2022).

Se han encontrado altas concentraciones de Cu en bazo, tal es el caso del tiburón Bambú (*Chiloscyllium punctatum*) capturado en Hong Kong (Cornish *et al.*, 2007), además realizaron una comparación entre elasmobranchios y las rayas presentaron las concentraciones más altas de Cu. La acumulación de Cu en el bazo fue mayor a la del hígado, en contraste con otros estudios donde el hígado suele acumular niveles más altos (Vizcarra-García, 2022). Los juveniles analizados presentaron mayores concentraciones de este elemento en riñón, esto puede deberse a que los organismos juveniles tienen mayores requerimientos nutricionales debido al alto metabolismo, en comparación con los adultos (Vizcarra-García, 2022). Aunque *R. steindachneri* no es estrictamente una especie demersal, pero se le atribuyen hábitos alimenticios bentónicos por el tipo de presas que consume, los altos niveles de Cu pueden relacionarse con este tipo de dietas, ya que los moluscos y crustáceos poseen altos contenidos de Cu (Cornish *et al.*, 2007).

En el Golfo de California (Tabla X), en la raya *Pseudobatos buthi*, se encontraron concentraciones más bajas de Cu en músculo e hígado, en comparación con este estudio (Soto-López *et al.*, 2021); este autor atribuye las concentraciones a factores antropogénicos como la minería, ya que la zona de Sinaloa y Nayarit presentan una importante actividad minera (SGM, 2020).

Existe muy poca literatura relacionada con las concentraciones de Pb en rayas para poder comparar los resultados obtenidos. Las concentraciones de Pb encontradas en el presente estudio están por debajo del LMP de la NOM-240-SSA1-2009, la cual establece el límite para pescados y mariscos de 0.5 µg/g. No obstante, las concentraciones obtenidas en el presente estudio fueron más altas en bazo seguido del músculo sin presentar correlaciones significativas con otras variables de estudio. El Pb en los tejidos analizados presentó el siguiente orden bazo>hígado>músculo>riñón>cerebro; es importante mencionar que casi el 80% de los datos obtenidos de Pb en corazón estaban por debajo del límite de detección del equipo utilizado.

En el estudio realizado (Ooi *et al.*, 2015) en rayas *M. japonica* y *M. alfredi* de Sri Lanka y Australia (Tabla XI), también se determinó Pb en el músculo de los organismos, y encontraron concentraciones más bajas que las de este estudio, esto pudiera estar relacionado con las diferencias entre especies. Así mismo, estos autores atribuyen las concentraciones a aportaciones antropogénicas, ambientales y a los hábitos alimenticios que tienen estas especies; sin embargo, también están las características particulares de las especies como mecanismos de regulación y detoxificación (Murillo-Cisneros, 2014).

Otro punto importante que se debe mencionar es que los patrones de acumulación de EPT en función de la edad y el tamaño están altamente influenciados por las tasas de crecimiento de los organismos (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009, Martins *et al.*, 2020). Sin embargo, el hábitat donde se desarrollan puede incidir en los patrones de acumulación, así mismo las migraciones de las especies son un factor importante que se debe añadir (Martins *et al.*, 2020).

Por otra parte, estudios como el de Vizcarra-García (2022), explican el contraste entre las altas concentraciones en bazo con respecto al hígado, debido a que los mecanismos de eliminación de compuestos tóxicos, en este caso el Pb, se lleva a cabo principalmente en el tejido hepático, este tipo de mecanismos se pueden

atribuir a que el Pb tiene una alta afinidad a los ácidos grasos. Por lo tanto, los metales tienen una mayor afinidad a compuestos proteicos donde suelen unirse a átomos de oxígeno, fósforo y azufre.

En relación con el Zn, las concentraciones más altas se presentaron en el bazo, riñón y corazón, seguido del cerebro, músculo y la menor concentración en el hígado. Los altos niveles de Zn en el presente estudio se pueden relacionar con el porcentaje de juveniles analizados, ya que en esta etapa los organismos poseen requerimientos nutricionales más exigentes al tener un metabolismo más elevado y, por consecuencia, requerir altas concentraciones de metales esenciales para un óptimo desarrollo (Vizcarra-García, 2022).

Los niveles de Zn en otros organismos que habitan en el área de estudio, así como aquellos que son de la misma familia y se desarrollan en otras regiones (Tabla X, XI), fueron variables con respecto a los obtenidos en el presente trabajo. Tal es el caso de *P. buthi* del Golfo de California, con concentraciones más bajas pero mucho más altas en rayas de la misma especie, como las altas concentraciones en el cerebro de *R. bonasus*. Estas diferencias en concentraciones podrían deberse a factores ambientales, así como al tamaño de los organismos, ya que el Zn es un elemento esencial, además de patrones de regulación y detoxificación en el caso de este metal.

Las asociaciones que presentó el Zn en bazo, cerebro y corazón con respecto al AD y edad, están directamente relacionadas con las necesidades fisiológicas y requerimientos nutricionales de los organismos (Soto-López *et al.*, 2021), así como con aportes ambientales (Soto-López *et al.*, 2021).

Es importante señalar que los organismos de estudio pueden estar expuestos a estos elementos a través de las aportaciones de EPT por actividad minera localizada en los municipios de Nayarit y Sinaloa, que forman parte del complejo de MNM; estos tienen aportes considerables a los ecosistemas costeros, donde los organismos fueron capturados. Por otra parte, de acuerdo con los sitios donde se

ha desarrollado dicha actividad, en el estado de Nayarit se encuentran los municipios de Huajicori donde se extrae principalmente oro (Au), Ag, Cu y Pb; en Acaponeta se extrae Au y Ag; en el municipio de Ruiz Au, Ag, Pb, Zn y Cu; en la Yesca se obtiene Au, Ag, Zn y Mn (SGM, 2020). En cuanto a los municipios relacionados con aportes de EPT por esta actividad en Sinaloa, se encuentran Mazatlán con extracción de Au, Ag y Cu; Concordia con Au, Pb y Au y El Rosario, extrayéndose Au y Ag (SGM, 2020).

Teniendo en cuenta que las aportaciones de estos elementos potencialmente tóxicos a los ecosistemas costeros están dadas por escorrentías (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010) y otro factor importante de transporte y aporte a estos ecosistemas son las cuencas de drenaje; estos dos factores están íntimamente relacionados con la minería y como dichos metales son transportados a los ecosistemas acuáticos. Algunas de las principales cuencas del estado de Nayarit que se pueden relacionar con el transporte de metales hacia la zona costera son la cuenca Presidio-San Pedro, abarcando municipios como Acaponeta, Huajicori y Ruiz (INEGI, 2021) y en el estado de Sinaloa, la cuenca del Río Quelite que desemboca en el océano Pacífico. Cabe señalar que en la zona de estudio se encuentra el Río Baluarte en Mazatlán, además dicha cuenca abarca los municipios de Concordia, El Rosario y Escuinapa (INECC, 2017). El sistema lagunar Huizache-Caimanero tiene importantes aportes de los ríos Presidio y Baluarte, a través de canales en los esteros angostos, de esta manera pudiera atribuirse el aporte de metales y metaloides a los ecosistemas costeros y por ende a las presas que consumen la especie en estudio (WWF, 2005).

## **8.2. Evaluación de riesgos**

Acerca de los riesgos a la salud humana determinados mediante el HQ para As<sub>i</sub>, Cd, Pb y Zn, de acuerdo con el análisis obtenido, tomando en cuenta el consumo per cápita de pescado indicado por la FAO, consumo nacional y el consumo de rayas y similares a nivel nacional, solo el As representa un riesgo potencial para la

salud humana en el estrato poblacional > 20 kg. En el caso de los metales como el Cd, Pb y Zn, estos no representan un riesgo en ninguno de los estratos poblacionales que se involucraron en el cálculo.

En cuanto al HI calculado para el consumo de pescado a nivel mundial, nacional y rayas y similares, solo el estrato poblacional <100 kg representa un riesgo a la salud por el consumo de esta especie, de acuerdo con la cantidad recomendada por la FAO. Así mismo, para el caso del consumo nacional representa un riesgo a la salud el estrato poblacional <70 kg y, finalmente, para el caso de consumo de rayas y similares, no representa un riesgo para las personas con ninguno de los pesos hipotéticos representados en cada uno de los escenarios.

Para el caso del RCC para As<sub>i</sub> y Pb, se reduce notablemente este índice en cada uno de los escenarios, tomando en cuenta los tres consumos que intervinieron en el análisis para este índice. En el escenario A y B para As<sub>i</sub>, el RCC para individuos es muy alto, va desde 1 por cada 1,000 personas con masas corporales menores a 30 kg, hasta 1 en 10,000 personas, en estratos poblacionales <40 kg (Tabla VIII). La probabilidad de contraer cáncer por exposición a As<sub>i</sub> disminuye en el escenario C, donde podría enfermar 1 por cada 100,000 personas con pesos <80 kg y aún se reduce la probabilidad si la persona pesa más de 90 kg (1 por cada 1,000,000 de personas). El RCC por exposición al Pb es mucho menor en comparación con el As<sub>i</sub> en los tres escenarios propuestos, que van desde probabilidades de 1 a 1,000,000 hasta 1 en 1,000,000,000 de personas (Tabla VIII). Por lo tanto, podría decirse que el consumo de *R. steindachneri* es seguro, con respecto al RCC.

En relación con las raciones máximas calculadas para As<sub>i</sub>, Cd, Pb y Zn, partiendo de las concentraciones promedio obtenidas en los análisis (Tabla IX), con la finalidad de no tener un efecto adverso por exposición crónica y considerando que el peso hipotético máximo utilizado para la población fue de 100 kg para As<sub>i</sub>, Cd, Pb y Zn, donde resulta que el consumo máximo de 0.04 kg para un estrato poblacional >90 kg, 0.91kg para individuos con un peso <10 kg después de este estrato



poblacional se considera un riesgo y finalmente 1.0 kg para un estrato poblacional > a 100 kg, 0.56 kg para individuos con un peso <10 kg, para As, Cd, Pb y Zn, respectivamente. Ahora bien, se realizó el cálculo de la ingesta tolerable permisible (PTI, por sus siglas en inglés), en el cual el consumo máximo para As<sub>i</sub> es de 0.001 kg para el estrato poblacional <30 kg, sin embargo para el estrato poblacional >40 kg, el consumo máximo seguro es de 0.01 kg por semana, (10 g a la semana). En el caso del Cd, el consumo máximo seguro para la población <100kg es de hasta 700 kg; para el caso del Pb, el consumo máximo seguro para el estrato poblacional <100 kg es hasta de 100 kg y para el Zn la población <100 kg el consumo seguro es 0.01 kg.

Sobre los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-242-SSA1-2009 de acuerdo con dichas directrices, los items de músculo analizados, tanto para As<sub>T</sub> y Pb, no sobrepasan el límite establecido (80 µg/g) para As total, sin embargo, supera los límites establecidos por Food standard Australia New Zealand (FASANZ,) (2.0 µg/g) y los de China (0.1 µg/g). Para Pb, los resultados obtenidos en músculo no sobrepasan los límites señalados en México (0.5 µg/g), FAO/OMS (0.3 µg/g), Unión Europea (0.3 µg/g), India (5.0 µg/g) y Nueva Zelanda (2.0 µg/g). En el caso del Cd, los promedios obtenidos en las concentraciones sobrepasan los LMP de la normatividad mexicana (0.5 µg/g), FAO/OMS (0.5 µg/g), Unión Europea (0.05 µg/g), FASANZ (0.3 µg/g), por otro lado, no sobrepasa el límite establecido por FASANZ. En la normatividad mexicana no existe un límite máximo permisible para elementos esenciales como el Cu y el Zn en pescado. Así mismo de acuerdo con los resultados obtenidos en las concentraciones de estos metales para el caso de Zn y Cu, no sobrepasan los límites establecidos por Nueva Zelanda (Zn=40 y Cu=10 µg/g) e India (Zn=50 y Cu=30 µg/g).

## IX. CONCLUSIONES

Bajo las premisas encontradas en los análisis realizados y considerando los puntos importantes de este estudio, objetivos generales y particulares, hipótesis, es de donde se desprenden las siguientes conclusiones.

- Las concentraciones de As en los órganos de *R. steindachneri* ( $\mu\text{g/g}$  en peso húmedo) fueron mayores en músculo ( $7.261 \pm 3.613$ ) > hígado ( $8.042 \pm 3.613$ ) > cerebro ( $0.786 \pm 0.340$ ) > riñón ( $1.056 \pm 0.301$ ) > corazón ( $0.925 \pm 0.418$ ) > bazo ( $0.527 \pm 0.195$ ).
- Los niveles de Cd ( $\mu\text{g/g}$  en peso húmedo) fueron mayores en hígado ( $0.707 \pm 1.037$ ) > riñón ( $0.263 \pm 0.195$ ) > cerebro ( $0.095 \pm 0.066$ ) > bazo ( $0.083 \pm 0.064$ ) > músculo ( $0.011 \pm 0.012$ ) > corazón ( $0.014 \pm 0.015$ ).
- El Cu ( $\mu\text{g/g}$  en peso húmedo) fue mayor en cerebro ( $1.654 \pm 1.062$ ) > riñón ( $2.384 \pm 1.370$ ) > bazo ( $0.801 \pm 0.571$ ) > músculo ( $0.591 \pm 0.572$ ) > corazón ( $0.776 \pm 0.425$ ) > hígado ( $1.259 \pm 0.807$ ).
- El Pb ( $\mu\text{g/g}$  en peso húmedo) en los tejidos analizados fue mayor en bazo ( $0.097 \pm 0.099$ ) > músculo ( $0.050 \pm 0.088$ ) > hígado ( $0.071 \pm 0.047$ ) > cerebro ( $0.039 \pm 0.050$ ) > riñón ( $0.111 \pm 0.063$ ).
- El Zn ( $\mu\text{g/g}$  en peso húmedo) fue más elevado en corazón ( $10.387 \pm 2.305$ ) > bazo ( $13.354 \pm 1.523$ ) > cerebro ( $9.516 \pm 1.355$ ) > riñón ( $11.606 \pm 1.041$ ) > hígado ( $5.309 \pm 1.700$ ) > músculo ( $5.343 \pm 0.494$ ).
- Las concentraciones de As presentaron correlación significativa con respecto a las concentraciones de As en bazo, AD, peso y edad; no se exhibieron correlaciones significativas con el resto de los órganos, donde las concentraciones más altas se exhibieron en músculo.

- De acuerdo con las concentraciones de Cd encontradas, muestran una correlación entre el bazo y el AD, otra correlación significativa se dio entre las concentraciones de Cd en cerebro y el AD, sin embargo, las concentraciones más altas de Cd se dieron en hígado y riñón.
- Las concentraciones más altas de Cu se presentaron en cerebro, riñón, bazo y se correlacionaron significativamente con las variables de AD, peso y edad.
- El Pb no tiene ninguna importancia en los mecanismos y rutas metabólicas de los organismos; así mismo este metal no evidenció correlación alguna con las variables biométricas y la edad.
- El Zn exhibió un comportamiento similar al del Cu, esto debido a que ambos metales están relacionados con funciones biológicas vitales en los organismos. Este elemento mostró altas concentraciones en corazón, bazo, cerebro y riñón correlacionándose negativamente con el riñón.
- El análisis de riesgo a la salud mostró que existe un riesgo por consumo de músculo de *R. steindachneri* para el caso del As; para el estrato poblacional <20 kg presentando un HI >1, y para el caso del Cd, Pb y Zn no representan un riesgo para la salud.
- El As y el Pb no sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-242-SSA1-2009, sin embargo, sobrepasan los lineamientos establecidos por FASANZ y China. Para el caso del Cd, este sobrepasa los límites establecidos por la normatividad mexicana, la Unión Europea y FASANZ. Los elementos esenciales Cu y Zn están por debajo de los límites establecidos por Nueva Zelanda y China.

## X. REFERENCIAS

- Aguirre-García, B. (2009). Edad y crecimiento de la raya gavián *Myliobatis californica* en la parte norte del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. México. 1-63.
- Ali, H. y Khan, E. (2017). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term "heavy metals"- proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry.*, 100: 6-19.
- Annabi, A., Said, K. y Messaoudi, I. (2013). Cadmium: Bioaccumulation, histopathology and detoxifying mechanisms in fish. *American Journal Research communication.*, 1: 60-79.
- Arriaga-Cabrera, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., Loa, E (coordinadores). (2000). Regiones terrestres prioritarias de México. Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 61.
- Arriaga-Cabrera, L.E., Vázquez-Domínguez, J., González-Cano, R., Jiménez-Rosenberg, E., Muñoz-López, V y Aguilar-Sierra (coordinadores). (1998). Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 198.
- Azcona-Cruz, M.I., Ramírez y Ayala, R., Vicente-Flores, G. (2015). Efectos tóxicos del plomo. *Revista Especialidades Médico Quirúrgicas.*, 20: 72-77.
- Baró-Camasara, I., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Cobelo-García, A. D. Palacios, M., Murillo-Cisneros, D.A., Galván-Magaña, F. (2021). Essential and non-essential trace element concentrations in muscle and liver of a pregnant Munk's pygmy devil ray (*Mobula munkiana*) and its embryo. *Environmental Science and Pollution Research.*, 41: 1-7.
- Barrera-García, A. (2013). Elementos traza e indicadores de estrés oxidativo en el tiburón azul (*Prionace glauca*) de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado., CIBNOR. La Paz, Baja California Sur, México. 26-58.
- Bergés-Tiznado, M. (2016). Arsénico, mercurio y selenio en pez vela (*Istiophorus platypterus*), dorado (*Coryphaenahippurus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el sureste del Golfo de California: distribución, biomagnificación y riesgos

a la salud. Tesis de Doctorado.,UNAM.Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica Mazatlán.Mazatlán, Sinaloa. México.26-60.

- Bergés-Tiznado, M.E., Bojórquez-Sánchez, C., Acosta-Lizárraga, L.G., Zamora-García, O. G., Márquez-Farías, J.F., Páez-Osuna, F. (2022). tissue dynamics of potential toxic elements in the Pacific hake (*Merluccius productus*): distribution and the public health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research.*, 51: 1-13.
- Bezerra, M.F., Lacerda, L.D y Chun-Ta L. (2019). Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. *Environmental Pollution.*, 248: 684-695.
- Burgos-Vázquez, M.I., Chavéz-García, V.W., Cruz-Escalona,V.H., Navia, A.F y Mejía-Falla, P.A. (2019). Reproductive characteristics and reproductive tract anatomy of the California butterfly ray *Gymnura marmorata* (Myliobatiformes: Gymnuridae). *Journal of Fish Biology.*, 95: 93-106.
- Carillo-Colín, L. (2019). Demografía y vulnerabilidad de la raya tecolote *Rhinoptera steindachneri* (Elasmobranchii:Rhinopteridae) en el golfo de California, México.Tesis de Maestría. UNAM. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica Mazatlán. México. 11-47.
- Carrillo-Colín, L. (2016). Edad y crecimiento de la raya tecolota *Rhinoptera steindachneri* (Elasmobranchii:Rhinopteridae) del sur este del Golfo de California.Tesis de Licenciatura.Universidad del Mar Campus Puerto Ángel Oaxaca. México. 26-27.
- Carrillo-Colin, L.D., Marquez-Farías, F., Lara-Mendoza, R.E., Zamora-Garcia, O.G. (2021). Bayesian estimation of the age and growth of the golden cownose ray (*Rhinoptera steindachneri*) in the southern Gulf of California in Mexico. *Fishery bulletin.*, 119: 10-20.
- Castro-Aguirre, J.L., Espinoza-Pérez, H y Schmitter-Soto, J.J. (1999). Ictiofauna Estuario-Lagunar y vicaria de México.Limnusa.México.77-79.
- Chasapis, C.T., Ntoupa, P-S.A., Spiliopoulou, C.A y Stefanidou, M.E. (2020). Recent aspect of the effects of zinc on human health. *Archives of Toxicology.*, 95: 1443-1460.
- Climático, I. I. (2017 ). Plan de acción de manejo integral (PAMIC) cuenca del Río Balarte. México. 15-16.

- CODESIN. (2018). Sinaloa en números. Obtenido de (consultado 8 de mayo 2022, [sinaloaennumeros.codesin.mx](http://sinaloaennumeros.codesin.mx))
- CODESIN. (2019). Sinaloa en números agricultura en Sinaloa al 2019. Obtenido de (consultado 7 mayo 2022, <https://sinaloaennumeros.codesin.mx/agricultura-en-sinaloa-2019/>)
- CODESIN. (2020). Sinaloa en Números. Producción pecuaria en Sinaloa. Obtenido de (consultado el 7 de mayo 2022, <https://sinaloaennumeros.codesin.mx/produccion-pecuaria-en-sinaloa-2020/>)
- CONAP., NCCCC, A.C. (2016). Programa de adaptación al cambio climático del complejo de Marisma Nacionales, Nayarit y Sinaloa. Secretaria de Medio Ambiente y Recusos naturales. México. 33.
- CONAPESCA. (2018). Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. Capítulo II. 23-281.
- Cornish, A., Ng, W.C., Wong, H.L., Lam J.C.L., Lam, P. K. S y Leung, K.M.Y. (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.
- Covarrubias, S.A. y Peña-Cabriales, J.J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de Fitorremediación. *Revista Internacional Contaminación Ambiental.*, 33: 7-21.
- De Gieter, M., Leermakers, M., Van Ryssen, R y Noyen, J. (2002). Total and toxic arsenic levels in North Sea. *Archives of environmental Contamination and toxicology.*, 43: 406-417.
- Del Moral-Flores, L.F., Monrrone, J.J., Alcocer-Duran, J., Espinoza-Pérez, H y Pérez-Ponce de León, G. (2016). Lista Patrón de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Arxius de Miscelánia Zoológica.*, 13: 47-163.
- DOF. (2022). 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. Obtenido de (Revisada el 8 de marzo de 2022, <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4295/salud2a/salud2a.htm#:~:text=Productos%20y%20servicios->)

,NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM%2D242%2DSSA1%2D2009%2C%20Productos,que%20dice%3A%20Estados%20Unidos%20Mexicanos.)

- EC. (2006). Commission Regulation (EC) No 1881/2006, Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs. European Union Commission, Off J Eur Communities L.
- Ehermann, N. (2017). Nicho trófico de *Rhinoptera steindachneri* en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. México. 26-27.
- EPA. (2017a). United States Environmental Protection Agency. IRIS. Arsenic, Inorganic. Obtenido de (Consultado 25 abril 2022, [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=278](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=278))
- EPA. (2017b). United States Environmental Protection Agency. IRIS. Cadmium. Obtenido de (consultado 16 abril 2022, [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=141](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=141))
- EPA. (2017c). United States Environmental Protection Agency. IRIS. Zinc and Compounds. Obtenido de (consultado 16 abril 2022, [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=426](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=426))
- EPA. (2017d). United States Environmental Protection Agency. IRIS. Copper. Obtenido de (consultado 20 abril 2022, [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=368](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=368))
- EPA. (2017e). United States Environmental Protection Agency. IRIS. Lead and compounds (inorganic). Obtenido de (Consultado 24 abril 2022, [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=277](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=277))
- Escobar-Sánchez, O. (2010). Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, BCS, México. 1-12.
- Espinoza-Ortiz, D. y Falero-Alama, A. (2015). Niveles de mercurio, cadmio, plomo y arsénico en peces del río Tumbes y riesgos para salud humana por su

- consumo. Instituto de investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas.,18: 35-36.
- EURACHEM. (2014). The Fitness for Purpose of Analytical Methods A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics. 2 ed. Ohio. 52-73.
- FAO. (2009). La larga sombra del ganado: Problemas ambientales y opciones. Roma, Italia. 153-154.
- 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. (2018). El estado mundial de la pesca y acuicultura. La sostenibilidad en acción, 25.
- Frias-Espéricueta, M.G., Osuna-López, I., Bañuelos-Vargas, I., López-López, M.D., Muy-Rangel, G., Izaguirre-Fierro, G., Rubio-Carrasco, W., Meza-Guerrero, P.C. y Voltolina, D. (2009). Cadmium, copper, lead and zinc contents of the mangrove oyster *Cassostrea corteziensis* of seven coastal lagoons NW Mexico. Bulletin of environmental contamination and Toxicology., 83: 595-599.
- Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M y Voltolina, D. (2010). Lead and cadmium in organisms of commercial importance in the coastal zone of Sinaloa, Mexico: 20 years of studies. Oceánides., 25: 121-134.
- FSANZ. (2021). Food Standards Australia & New Zealand, Arsenic. Obtenido de (revisada el 8 de marzo de 2022, <https://www.foodstandards.gov.au/consumer/chemicals/arsenic/Pages/default.aspx#:~:text=Maximum%20levels%20for%20arsenic%20in%20food&text=Foods%20sold%20in%20Australia%20and,a%20level%20of%202mg%2Fkg>)
- Fund-México, W. W. (2017, 37-40). Plan de acción para el uso eficiente de agua dulce en el Golfo de California.
- Gámez-Modeano, L., Anislado Tolentino, V., Corro-Espinoza, D. (2006). Estudio preliminar de la historia de vida del gavián negro, *Rhinoptera steindachneri*



- (everman y henkins, 1982) en el estado de Sinaloa México. Memorias del III Foro Científico de Pesca Rivereña, Puerto Vallarta, Jalisco. México, 23-24.
- Góngora-Gómez, A.M., Domínguez-Orozco, A.L., Villanueva-Fonseca, B.P., Muñoz-Sevilla, N.P y García-Ulloa, M. (2018). Seasonal levels of heavy metals in soft tissue and muscle of the pen shell *Atrina maura* (Sowerby, 1835) (Bivalvia: Pinnidae) from a farm in the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.*, 34: 57-68.
- Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin.*, 45: 46-52.
- Gutierrez-Mejia, E. (2007). Mercurio y Arsénico en tejido muscular y hepático de *Rhinoptera steindachneri* (Everman y Jenkins, 1982) en el Alto golfo de California. Tesis de Maestría., Centro de investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. México. 50.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., Pérez-Rodríguez, J.C y Muños-Barbosa, A. (2014). Cadmio, cobre y zinc en el mejillón *Mytilus californianus* (Conrad 1983) de la costa oeste de Baja California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.*, 30: 285-295.
- Gutiérrez-Mejía, E., Lares, M.L y Sosa-Nishizaki. (2009). Mercury an arsenic in muscle and liver of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri*, Everman and Jenkins, 1981, from the upper Gulf of California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.*, 83: 230-234.
- Gutierrez, R. (2014). Edad y crecimiento de la raya tecolota *Rhinoptera Steindachneri* (Everman y Jenkins, 1981) en las costas de Sonora y Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa. Facultad de Ciencias del Mar, Mazatlán. México. 1-50.
- Herrera, V., Carrasco, C., Areneda, P., Varas, V.y Rojo, C. (2018). Ecological potential risk by in the Loa's river mouth, north of Chile. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.*, 35: 609-622.
- INEGI. (2021). Obtenido de (Revisada 25 de abril 2022, [https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva\\_estruc/702825109417.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825109417.pdf))

- Izaguirre-Fierro, G., Páez-Osuna, F y Osuna-López, I. (1992). Heavy metals in fish from Culiacan Valley, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas.*, 18: 143-151.
- JECFA. (2011). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, LEAD (revisada el 8 de marzo de 2022, <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfadatabase/chemical.aspx?chemID=3511>).
- Langston, W. J. (1990). Toxic Effects of Metals and the Incidence of Metal Pollution in Marine Ecosystems. En R. Furness, *Heavy Metals in the Marine Environment*. New York.: CRC Press. 20.
- Last, P.R., White, W.T., Jones, C.M. (2016). Cownose rays, family Rinopteridae. En: Last, P.R., White, W.T., de Carvalho M.R. Sèret, B., Sthemann, M.F.W., Naylor, G.J. (Editores). *Rays of the World*. CSIRO. Australia. 1477-1493.
- Londoño-Franco, L.F., Londoño-Muñoz, P.T y Muñoz-García, F.G. (2016). Risk of heavy metals in human and animal health. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial.*, 53: 145-151.
- Martins, M.F., Costa, P.G., Gadig, O.B.F y Bianchini, A. (2020). Metal contamination in threatened esasmobranchs from an impacted urban coast. *Science of the Total Environment.*, 376: 1-3.
- Medina-Pizzali, M., Robles, P., Mendoza, M y Torres, C. (2018). Arsenic uptake: impact in human nutrition and health. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública.*, 35: 93-102.
- Mendoza-Díaz, F., Serrano, A., Cuervo-López, L., López-Jiménez, A., Galindo, J.A y Basañez-Muñoz, A. (2013). Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y As en hígado de *Carcharhinus limbatus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) capturado en Veracruz, México. *Biología Tropical.*, 61: 821-828.
- Moreno-Sierra, D. (2015). Distribución y concentración de cadmio, plomo, cobre y zinc en los tejidos del pez vela (*Istiophorus platypterus*) capturado en el sureste del Golfo de California. Tesis de Doctorado. UNAM. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica Mazatlán. México. 93.
- 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 Doctorado., CICIMAR-IPN. México. 34.
- Muto, E.Y., Solares, L.S.H y Goiten, R. (2001). Food and resource utilization of the skates *Rioraja agassizii* (Muller and Henle, 1984) and *Pasammobatis exenta*

- (Garman, 1913) on the continental Shelf off Ubatuba, south-eastern Brazil. *Brasil Biología.*, 61: 2017-238.
- Nauen, C. (1983). Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fisheries Circular (FAO)*. no. 764.
- Navarro-Garcia, G., González-Félix, M.I., Marquez-Farías, F., Bringas-Alvarado, L., Pérez-Velazquez, M., Montoya-Laos, J.M y Moreno-Silva, B. (2014). Lipid content and fatty acid composition of liver from the rajiforms *Urotrygon chilensis*, *Rhinobatos glaucostigma*, *Rhinoptera steindachneri*, *Disyatis dipterura* captured in Sinaloa, México. *International Food Research Journal.*, 21: 229-235.
- Newman, C y Unger, M. (2003). *Fundamentals of Ecotoxicology*. Fourth edition. CRC Press. 397-407.
- Nordberg, N. (2012). *Enciclopedia de Salud e Higiene en el Trabajo*. Tomo II. Capítulo 63 metales: propiedades químicas y toxicidad. Instituto de Seguridad e Higiene en el Trabajo. España. 14-15.
- OEHHA. (2011). Office of Environmental Health Hazard Assessment, Lead and Lead Compounds. (Revisada el 2 de marzo de 2022, <https://oehha.ca.gov/chemicals/leads-and-lead-compounds>).
- Ooi, M.S.M., Townsend, K.A., Bennett, M.B., Richardson, Anthony, J.R., Fernando, D., Villa, C.A y Gaus, C. (2015). Levels of arsenic, cadmium, lead and mercury in the branchial plate and muscle tissue of moribund rays. *Marine Pollution Bulletin.*, 94: 251-259.
- Osuna-Martínez, C.C., Armienta, María Aurora., Bergéz-Tisnado, M.E y Páez-Osuna, F. (2021). Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: an environmental review. *Science of the Total Environment.*, 752: 1-23.
- Páez-Osuna, F., García, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruiz-Fernández, A.C. (2003). Shrimp aquaculture development and environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin.*, 46: 806-815.
- Pentreath, R. (1977). The accumulation of cadmium by the plaice, *Pleuronectes platessa* L., and the thornback L. *J. Experimental Marine Biology and Ecology.*, 30: 223-232.

- Pérez-Durán, J. (2019). Hábitos alimenticios de la raya guitarra *Pseudobatos buthi* (Rutledge, 2019), en Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Tesis de maestría., CICIMAR-IPN. México. 1.
- Pérez-García, P.E y Azcona-Cruz, M.I. (2012). Los efectos del cadmio en la salud. Revista de especialidades Médico Quirúrgicas., 17: 199-205.
- Rahman, M., Hasegawa, H y Lim, R. (2012). Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. Environmental Research., 116: 118-135.
- Ramírez-Rodríguez, M. (2019). Comparación de tres especies de rayas capturadas incidentalmente en arrastres de camarón en Sinaloa y norte de Nayarit. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Tuxpan. Veracruz. México. 1-7.
- Rendón-Martínez, J.R., Frías-Espéricueta, M.G., Green-Ruíz, C.R., Páez-Osuna, F y Voltolina, D. (2019). Arsenic content, grain sizes and chemical characteristics in surface sediments of the Urías lagoon, NW Mexico. Revista Intencional de Contaminación Ambiental., 35: 772-779.
- Reyes, Y.C., Vergara, I., Torres, O.E., Díaz, M y González, E.E. (2016). Heavy metals contamination: implications for health and food safety. Ingeniería, Investigación y Desarrollo., 16: 66-77.
- Rodríguez-Heredia, D. (2017). Occupational poisoning due to heavy metals. Revista Médica de Santiago de Cuba., 21: 1-15.
- Ruelas-Insunza, J.R. Y Páez-Osuna, F. (2008). Trophic distribution of Cd, Pb and Zn in a food web from Altata-Encenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. Archives Environmental Contamination and Toxicology., 54: 584-596.
- SADER. (2019). Programa de concurrencia con las entidades federativas. Compendio de indicadores. Nayarit., México. 9-13.
- Santos, E.E., Cárdenas, J., Torres, M.E., Martínez, V.M., Rodríguez, A y Acosta, I. (2017). Biosorption of arsenic (III) in aqueous solution by modified *Aspergillus niger* biomass. Avances en Ciencias e Ingeniería., 8: 1-10.
- SEMARNAT. (2020). Consulta temática. Consumo nacional y aparente por destino y especie. Obtenido de (Revisada el 8 de marzo de 2022, [http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi\\_apps/WFServlet?IBIF\\_ex=D2\\_PE](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D2_PE)

SCA03\_02&IBIC\_user=dgeia\_mce&IBIC\_pass=dgeia\_mce&NOMBREANIO=\*)

- SGM. (2019). Anuario estadístico de la minería mexicana. México. 41-80.
- SGM. (2020). Servicio Geológico Mexicano. Panorama minero del estado de Sinaloa, 16.
- SGM. (2020). Servicio Geológico Mexicano. Panorama minero del estado de Nayarit, 15.
- Soto-López, K., Gracia-Vázquez, G., Martínez-Ayala, J.C., Galván-Magañam F y Ochoa-Báez, R.I. (2021). First record of clasper malformation of *Pseudobatos buthi* (Chondrichthyes:Rhinobatidae) in the Gulf of California. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.*, 101: 1-7.
- Taylor, A.A., Tsuji, J.s., Garry, M.R., McArdele, M.E., Goodfellow Jr, W.L., Adams, W.J y Menzie, C.A. (2020). Critical review of exposure and effects: implications for setting regulatory health criteria for ingested copper. *Environmental Management.*, 65: 131-159.
- Tobar, J., Ramírez-Muños, M., Fermín, I., Senior, W. (2017). Concentración de metales pesados en bivalvos *Anadara Tuberculosa* y *Anadara similis* del estero Húayala, provincia de El Oro, Ecuador. *Boletín del Centro de investigaciones Biológicas.* 51: 97-116.
- Torres, P., Tristão de Cunha, R., Micaelo, C y dos Santos-Rodriguez, A. (2016). Bioaccumulation of metals and PCBs in *Raja clavata*. *Science of the Total Environment.*, 573: 1021-1030.
- Underwood, E. (1971). *Trace Elements in Human and Animal Nutrition* (5th Edition). New York. 499 .
- USDA. (2018). China Releases the Standard for Maximum Levels of Contaminants. Obtenido de (Revisada el 8 de marzo de 2022, <https://www.fas.usda.gov/data/china-china-releases-standard-maximum-levels-contaminants-foods>)
- USGS. (2021). United States Geological Survey. Mineral Commodity summaries 2021.52-53, 191-192.

- Valette-Silver, N. (1993). The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries.*, 53: 577-588.
- Velez-Tacuri, J. (2018). Estrategias alimenticias y coexistencia de las principales especies de batoideos en la bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de Ciencia Marinas. La Paz, Baja California Sur. México. 1-55.
- Vizcarra-García, I. (2022). 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 de maestría. UNAM. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica Mazatlán. Mazatlán, Sinaloa. México. 1-68.
- WHO. (2021a). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Arsenic. (Revisada el 8 de marzo 2022, <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1863>).
- WHO. (2021b). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Zinc. (Revisada el 8 de marzo de 2022, <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), Zinc. (Revisada el 8 de marzo de 2022, <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=4197>).
- WHO. (2021d). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Copper. (revisada el 8 de marzo de 2022, <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database-chemical.aspx?chemID=2824>).
- Windom, H., Stickney, R., Smith, R., White, D y Taylor, F. (1973). Arsenic, cadmium, copper, mercury, and zinc in some species of North Atlantic finfish. *Journal of the Fisheries Board of Canada.*, 30: 275-279.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Brioagro.*, 20: 193-199.

