



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

**Distribución de Hg, Se y As en tejidos de *Galeus piperatus* del
Norte del Golfo de California**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

KARINA DE JESÚS MACHUCA PÉREZ

TUTOR PRINCIPAL:

DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

COMITÉ TUTOR:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ
Instituto de Geofísica, UNAM
DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

CD. MX., SEPTIEMBRE DE 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**Distribución de Hg, Se y As en tejidos de *Galeus piperatus* del
Norte del Golfo de California**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

KARINA DE JESÚS MACHUCA PÉREZ

TUTOR PRINCIPAL:

DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

COMITÉ TUTOR:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ
Instituto de Geofísica, UNAM
DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

MÉXICO, CD. MX., SEPTIEMBRE DE 2020

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias de Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero brindado durante mis estudios de posgrado; con número de registro CVU: 932532. Así como a la Coordinación de Estudios de Posgrado por apoyos económicos con número de oficio CEP/PCML-00281/19 y CEP/PCML-001166/19.

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

A mi directora de tesis, la Dra. Magdalena E. Bergés Tiznado, a la Dra. Ma. Aurora Armienta, el Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Jorge Ruelas Inzunza y el Dr. Fernando Márquez Farías, por aceptar formar parte del Jurado de Examen de Grado y del Comité Tutoral, por sus valiosas aportaciones, observaciones, correcciones y comentarios al trabajo, pero sobre todo, gracias por siempre motivarme a buscar respuestas en los cuestionamientos planteados con el objetivo de enriquecer el trabajo y mi formación.

A la Unidad Académica Mazatlán de Ciencias de Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México y al Dr. Federico Páez Osuna, por abrirme las puertas de su laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera y darme la oportunidad de realizar los análisis de cuantificación de los elementos.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva quien con mucha paciencia y sabiduría me brindó su apoyo en los análisis. Gracias por compartir su conocimiento profesional y de vida conmigo.

A mis profesores, el Dr. Federico Páez Osuna, el Dr. Carlos René Green Ruiz, el Dr. José Luis Carballo, el Dr. José Antonio Cruz, el Dr. Guillermo Fernández, el Dr. Felipe Amezcua, el Dr. Alberto Abreu, el Dra. Ma. Nuria Méndez, el Dr. Yovani Montaña, el M. en C. Marino Sánchez, la Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez y el Dr. Luis Antonio Salcido Guevara quienes con sus conocimientos y formación en distintas áreas me aportaron conocimiento el cual fue importante para el enriquecimiento del proyecto y para mi vida personal.

A la unidad académica de Ingeniería en Tecnología Ambiental de la Universidad Politécnica de Sinaloa, a la Dra. Carolina Bojórquez Sánchez y a sus estudiantes, por permitirme hacer uso de sus instalaciones, material y tiempo durante el procesamiento de las muestras, por los pequeños pero valiosos momentos de convivencia de los que me hicieron parte. A la IBT. Gloria Berenice Loaiza Aguilar quien amablemente me apoyo en todo lo que necesité en el laboratorio, pero además de un trato profesional, me brindo una muy linda amistad. A Aries Careaga, quien formo parte de este proyecto, tuve la oportunidad de convivir y conocerla como estudiante y como la gran persona que es.

A la Facultad de Ciencias del Mar, de la Universidad Autónoma de Sinaloa y al Posgrado de Ciencias del Mar por abrirme sus puertas y permitirme el acceso a algunas asignaturas de su plan de estudios. Al Dr. Fernando Márquez Farías, al M. en C. Oscar Zamora y a sus estudiantes, por el apoyo en la identificación de la especie y sus valiosas observaciones en el área estadística.

A la Dra. Vicenta Devesa Pérez y Dinoraz Vélez Pacios por abrirme las puertas de su laboratorio de Elementos Traza durante la estancia académica en el Laboratorio de Elementos Traza del Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos (IATA), Valencia, España, para la capacitación del análisis de especies de arsénico, siendo la Dra. Vélez la que me guio en la metodología, me ayudo a instalarme, a integrarme, me brindo su amistad y un trato familiar. A Luzmila, Pilar,

Alicia, Elena, Carmen, Alex y Adrián por su compañía y amistad dentro y fuera del laboratorio.

A Margarita Cordero, a la M. en C. Diana Juárez Bustos, a Gabriela Almaraz Mejía, a la Biol. Yazmín Valenzuela Velázquez y a Guadalupe Godoy Medina por siempre brindar una asesoría de calidad durante los trámites administrativos y esclarecer mis dudas con paciencia y amabilidad. A la Lic. Herlinda Rojas por sus agradables charlas y su apoyo para encontrar bibliografía. Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez y a la Lic. Herlinda Rojas, por su trabajo en el centro de cómputo y por el soporte técnico brindado.

Dedicatoria

A Dios, por iluminar mis pensamientos y darme la fortaleza necesaria para continuar siempre.

A mi madre, Alejandrina Pérez C. que siempre me brinda todo ese amor incondicional que una madre le puede dar a una hija, por apoyar y respetar cada decisión con la paciencia y amor que la caracteriza, en cada proyecto y aventura siempre hay una pequeña parte de ti en él. A mi padre, Guillermo Machuca por hacer que algunos días se conviertan en retos interesantes llenos de aprendizaje. A mi hermano, José Guillermo que sin darse cuenta me llena de alegría y saca sonrisas en los momentos menos esperados. A Marcos Leva, quien forma parte importante de mi familia, me proporciona distintas formas de ver las cosas y me da excelentes consejos.

Al mejor regalo que mis padres pudieron darme, mi hermanita, mi compañera de travesuras y de vida, Mariana Guadalupe Machuca Pérez, quiero dedicarte con todo mi amor este trabajo del que tú fuiste parte en muchos aspectos, estuviste en todo momento a mi lado, siempre atenta escuchando lo que tenía para decir, creyendo en mí, brindándome otro punto de vista de la vida, dándome tus consejos llenos de amor y haciéndome reír sin importar la hora o la situación, a tu lado las risas nunca faltan. Gracias por ser la mejor hermanita que alguien puede tener y alimentar ese vínculo tan especial que nos une. Te amo mamer.

A la parte medular de este trabajo, la mejor directora de tesis que puedo tener, Dra. Magdalena E. Bergés Tiznado. A usted tengo tanto que agradecerle, sin usted nuestro trabajo no fuera una realidad, muchas gracias por inducirme a este mundo de la investigación y guiarme en todo momento con su infinita paciencia y sabiduría, explicándome todas las veces que fue necesario. Gracias por todo el amor, tiempo, esfuerzo y dedicación, por creer en mí cuando yo no lo hacía y por motivarme a seguir. Gracias por esas tazas de café, por la comida y los

maravillosos momentos de charla que han impactado de una forma positiva en mi vida, los atesoro con un gran cariño.

A mis amigos. Paola Reséndiz y Pamela Velarde que en todos estos años de amistad me han apoyado, escuchado y me acompañan en todo momento sin condición alguna; a Ángel Vaquereño, la voz de la conciencia que continuamente me recuerda lo que es importante; a Gilyry Acosta, quien vivió todo el proceso conmigo, me apoyo y apporto más de a mi vida de lo que ella imagina. Por ultimo pero no menos importante a mis compañeros de maestría con quienes viví maravillosos momentos dentro y fuera del posgrado, Carlos, quien me dio la oportunidad de conocer más sobre su cultura y Kenia, el solecito que iluminaba mis mañanas.

Al di là

Índice General

1. Introducción.....	1
1.1. Metales y metaloides.....	4
1.1.1. Mercurio (Hg).....	5
1.1.2. Arsénico (As).....	7
1.1.3. Selenio (Se).....	9
1.1.4. Antagonismo y sinergismo de selenio y mercurio.....	11
1.2. <i>Galeus piperatus</i>	12
2. Antecedentes.....	15
3. Justificación e importancia.....	20
4. Hipótesis.....	22
5. Objetivos.....	22
5.1. Objetivo general.....	22
5.2. Objetivos particulares.....	22
6. Materiales y métodos.....	23
6.1. Área de estudio.....	23
6.2. Muestreos.....	24
6.3. Preparación de las muestras.....	24
6.4. Análisis químicos.....	25
6.4.1. Arsénico y selenio.....	25
6.4.2. Mercurio.....	26
6.5. Estimación de efecto de protección Se:Hg.....	26
6.6. Análisis estadísticos.....	26
7. Resultados.....	27

7.1. Mediciones morfométricas y porcentaje de humedad en los tejidos.....	27
7.2. Concentraciones de Hg, Se y As.....	29
7.2.1. Concentración de Hg total en <i>G. piperatus</i>	29
7.2.2. Concentraciones de Se en <i>G. piperatus</i>	33
7.2.3. Concentración de As total en <i>G. piperatus</i>	36
7.2.4. Relación entre elementos.....	40
7.3. Relación molar Se:Hg.....	43
8. Discusión general.....	46
9. Conclusiones.....	61
10. Literatura citada.....	63
11. Anexo fotográfico.....	78

Índice de figuras y tablas

Índice de figuras

Figura 1. <i>Galeus piperatus</i>	13
Figura 2. Distribución de <i>G. piperatus</i> (tomado de Compagno, 1984).....	14
Figura 3. Área de estudio, Norte del Golfo de California, el polígono indica la zona de pesca de merluza.....	23
Figura 4. Histograma de frecuencias de variables biométricas de <i>G. piperatus</i> , a) peso y b) LT.....	28
Figura 5. Porcentaje de humedad en músculo e hígado de <i>G. piperatus</i> ; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.....	28
Figura 6. Histograma de frecuencias de la concentración de Hg en <i>G. piperatus</i> en a) músculo y b) hígado.....	30
Figura 7. Correlaciones de la LT de <i>G. piperatus</i> con a) Hg en músculo, con b) Hg en músculo de hembras por año de captura y c) Hg en músculo de machos por año de captura; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018.....	31
Figura 8. Correlación de Hg en músculo entre Hg en hígado de <i>G. piperatus</i> ; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	32
Figura 9. Comparación entre años de los niveles de Hg en a) músculo y b) en el hígado; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.....	33
Figura 10. Distribución en intervalos de las concentraciones de Se en <i>G. piperatus</i> , a) en músculo y b) en hígado.....	33
Figura 11. Comparación de niveles de Se en a) el hígado de machos y hembras, así como b) entre tejidos; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.....	34
Figura 12. Correlación de Se en músculo e hígado; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	35

Figura 13. Comparación entre años de los niveles de Se en a) músculo y b) en el hígado; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.....	35
Figura 14. Histograma de frecuencias de la concentración de As en <i>G. piperatus</i> en a) músculo y b) hígado.....	36
Figura 15. Comparación del contenido de As en hígado entre sexos de <i>G. piperatus</i> ; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.....	37
Figura 16. Correlaciones del peso de <i>G. piperatus</i> con a) As en músculo, b) As en músculo de hembras por año de captura y c) As en músculo de machos por año de captura; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018.....	38
Figura 17. Correlaciones de LT de <i>G. piperatus</i> con a) As en músculo, b) As en músculo de hembras por año de captura y c) As en músculo de machos por año de captura; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos, = o, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018.....	39
Figura 18. Correlación del contenido de As entre tejidos de <i>G. piperatus</i> ; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	40
Figura 19. Relación entre Hg en músculo con a) Se en músculo, b) Se en hígado, c) As en músculo y d) As en hígado; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	41
Figura 20. Relación entre As en músculo con a) Hg en hígado, b) Se en músculo y c) Se en hígado; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	42
Figura 21. Relación entre As en hígado con a) Hg en hígado y b) Se en hígado; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.....	42
Figura 22. Correlaciones de la LT de <i>G. piperatus</i> con la relación molar Se:Hg en a) músculo, en b) músculo de hembras por año de captura y en c) músculo de machos por año de captura; r= coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativa; ●= hembras, ○= machos, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018; línea punteada indica valor Se:Hg= 1.....	44

Índice de tablas

Tabla 1. Mediciones morfométricas de <i>G. piperatus</i> (promedio \pm DE).....	27
Tabla 2. Porcentajes de recuperación y límites de detección de las pruebas analíticas de Hg, As y Se.....	29
Tabla 3. Concentraciones promedio (\pm desviación estándar) y relaciones molares de Se:Hg en músculo e hígado de <i>G. piperatus</i> por temporada de muestreo.....	43
Tabla 4. Correlaciones de Spearman (r , $p < 0.05$) de las relaciones molares Se:Hg de <i>G. piperatus</i> en músculo e hígado.....	45
Tabla 5. Concentraciones de Hg y Se (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones de la familia Scyliorhinidae. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.....	49
Tabla 6. Estudios de determinación de Hg y Se (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones del Golfo de California. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.....	51
Tabla 7. Estudios de determinación de Hg (mg/kg peso húmedo) en músculo y partes blandas de diferentes especies de crustáceos y moluscos. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.....	53
Tabla 8. Estudios de determinación de AsT (mg/kg peso húmedo) en tiburones de diferente nivel trófico. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.....	55
Tabla 9. Estudios de determinación de AsT y Asi (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones de la familia Scyliorhinidae. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.....	58

Resumen

En este trabajo se determinaron los niveles de Hg, Se y As en músculo e hígado de *G. piperatus* del norte del Golfo de California y su relación con los parámetros biológicos. Se recolectaron 70 organismos de *G. piperatus* en los años 2015 y 2018 a través de pesca incidental en embarcaciones de pesquería de merluza, desarrollada en el norte del Golfo de California; la longitud total (LT) promedio de los organismos capturados fue de 31.4 ± 3.4 cm con un peso promedio de 102.8 ± 70.8 g. Las concentraciones de los elementos se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica por generación de vapor en frío para Hg y con horno de grafito para Se y As. Se calculó la relación molar Se:Hg en cada organismo. La concentración de Hg fue mayor en músculo (0.39 ± 0.22 mg/kg) que en hígado (0.16 ± 0.10 mg/kg); Se en hígado (1.54 ± 0.66 mg/kg) presentó una acumulación mayor que Se en músculo (0.37 ± 0.08 mg/kg), mientras que en As las concentraciones fueron similares para músculo (15.1 ± 7.0 mg/kg) e hígado (14.3 ± 7.2 mg/kg). Además se observó una correlación positiva ($p < 0.05$) de la LT y el peso con el As en músculo; Hg en músculo presentó una correlación positiva con la LT. El Se no presentó correlaciones significativas al igual que As y Hg en hígado. Las relaciones molares Se:Hg fueron >1 en ambos tejidos (hígado $>$ músculo; $p < 0.05$), sin embargo estas disminuyen al aumentar la LT. El sexo no fue un factor determinante en la acumulación de Hg, pero si en la de As y Se en hígado, tejido en el cual los machos presentaron una mayor concentración de estos elementos. Las diferencias en las concentraciones de elementos entre tejidos se deben sus funciones fisiológicas, considerando la dieta como un aporte importante de estos elementos a pesar de ser aún desconocida. Es necesario continuar con investigaciones referentes a la biología de *G. piperatus* y la concentración de los elementos en sus tejidos para conocer mejor su potencial como especie biomonitora de profundidad en la zona del norte y Alto Golfo de California.

Palabras clave: Hg, Se, As, *Galeus piperatus*, Golfo de California, relación molar

Abstract

Abstract

In this study the levels of Hg, Se and As in muscle and liver of *G. piperatus* from the northern Gulf of California and their relationships with the biological parameters were determined. A total of 70 organisms of *G. piperatus* were collected through bycatch of hake fisheries developed in the northern Gulf of California from two seasons (2015 and 2018). The average total length (LT) and weight of the captured organisms were 31.4 ± 3.4 cm and 102.8 ± 70.8 g, respectively. The studied elements were determined by atomic absorption spectrophotometry; cold vapor generation for Hg and graphite furnace for Se and As. The molar ratio Se:Hg was evaluated in each organism. The Hg concentrations were higher in muscle (0.39 ± 0.22 mg/kg) than in liver (0.16 ± 0.10 mg/kg); Se in liver (1.54 ± 0.66 mg/kg) showed higher accumulation than Se in muscle (0.37 ± 0.08 mg/kg). Arsenic levels were similar for muscle (15.1 ± 7.0 mg/kg) and liver (14.3 ± 7.2 mg/kg). A positive correlation of As in muscle ($p < 0.05$) was observed between LT and weight; Hg in muscle presented a positive correlation with LT. No significant correlations ($p > 0.05$) were found between Se and the studied variables. The Se:Hg molar ratios were >1 in both tissues (liver $>$ muscle; $p < 0.05$), however the molar ratio tended to decrease as LT increased. Sex was not a determining factor in the accumulation of Hg; As and Se levels in the males liver showed higher accumulation of these elements than female. The differences in the levels of the studied elements between tissues might be due to their physiological functions. The diet was considered as an important contribution pathway of these elements despite the fact that *G. piperatus* feeding habits are still unknown. More research is necessary to clearly understand the interactions between the biology of *G. piperatus* and the bioavailability of Hg, Se and As and use this endemic shark species as a potential deep-sea biomonitor in the northern and upper Gulf of California.

Key words: Hg, Se, As, *Galeus piperatus*; Gulf of California; molar ratios

1. Introducción

Gran parte de la diversidad de especies en México se constituye de especies endémicas confinadas a un área geográfica particular. Tales especies se encuentran en lugares que han tenido una historia de aislamiento geográfico que puede incluir montañas, cuevas, ríos, lagos e islas (SEMARNAT, 2018; CONABIO, 2019).

El Golfo de California (GC) es un mar marginal localizado en la parte noroeste de México. Es de gran importancia para el país debido a que su alta productividad biológica y condiciones oceanográficas son la base de una gran biodiversidad de flora y fauna; cuenta con aproximadamente 922 islas e islotes y 40 lagunas costeras, además de cuencas marinas profundas, montes submarinos, pendientes pronunciadas y ventilas hidrotermales. Ello proporciona hábitats ideales para el endemismo. El GC es reconocido como uno de los cinco mares más productivos y biológicamente diversos del mundo (Enríquez-Andrade *et al.*, 2005; Wilkinson *et al.*, 2009; Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Sin embargo, como sucede con muchos ecosistemas marinos, el GC se ve afectado por las actividades humanas, las cuales impactan negativamente a la atmósfera, los suelos, la biota y los ecosistemas marinos. Por un lado, actividades como la agricultura y minería en zonas adyacentes al GC generan residuos como plaguicidas, nutrientes y metales pesados. Por otro lado, la sobrepesca y el turismo, representan una amenaza potencial para la zona, llevando consigo a la degradación del hábitat costero (Enríquez-Andrade *et al.*, 2005; Páez-Osuna *et al.*, 2017). La contaminación de los ecosistemas marinos, la preservación y calidad de estos son una prioridad a escala global y uno de los problemas más arduos de afrontar actualmente (García-Beltrán, 2018; Mendoza-Díaz *et al.*, 2013).

El GC puede ser dividido por su grado de contaminación y modificación del hábitat en tres zonas: i) la costa occidental, ii) la costa oriental, y iii) la zona norte. La costa occidental cuenta con una densidad de población relativamente baja y con

atractivo turístico. En contraste, la costa este se encuentra sujeta a la contaminación de desechos industriales y humanos, residuos de acuicultura y escorrentías agrícolas (Lluch-Cota *et al.*, 2007). En cuanto a la zona norte (incluyendo el Alto Golfo de California) se le considera un refugio natural para muchas especies, es un área de importancia biológica que a través del tiempo se ha visto afectada negativamente por actividades humanas como el turismo, pesca y la agricultura, entre otras, generando cambios en los procesos biológicos de las especies que se encuentran en este hábitat (Enríquez-Andrade *et al.*, 2005; CONANP, 2007).

Unos de los contaminantes que amenazan la zona del norte y el Alto Golfo de California son las sustancias tóxicas como los pesticidas (DDE, DDT y DDD) y elementos como mercurio (Hg), selenio (Se) y arsénico (As) que pueden llegar por fuentes directas como son las descargas industriales, escorrentías de agricultura, acuicultura, efluentes municipales y por fuentes difusas como contaminantes atmosféricos de las actividades terrestres alejadas de la costa. Se ha reportado aumento de los niveles de metales y metaloides en las aguas fluviales, suelos y sedimentos de las cuencas de los ríos adyacentes al GC (Lluch-Cota *et al.*, 2007; Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Existe un equilibrio muy delicado entre los organismos y su entorno, el cual está influenciado por la abundancia y disponibilidad de los metales en la corteza terrestre; por cambios que ocurren en los organismos relacionados con las propiedades químicas de los metales; la presencia de otros metales o contaminantes, y factores biológicos, como la edad, tamaño, peso, sexo, la etapa del desarrollo, la maduración, la capacidad de adaptación y los hábitos alimenticios (Villanueva y Botello, 1998).

En los ecosistemas acuáticos, los peces son extremadamente sensibles a la perturbación ambiental, ocasionando impactos negativos en la economía y en el ambiente, debido a que algunos organismos son de interés comercial y otros

sirven de alimento para otros organismos (García-Beltrán, 2018). Los organismos acuáticos acumulan metales en diferentes tasas y a diferentes niveles, proceso conocido como bioacumulación, incluso diferentes metales se acumulan de diferente manera dentro de la misma especie de pez, así como también un metal específico se acumula a diferentes niveles en diferentes tejidos dentro de un pez; estas características de los metales en los organismos puede inducir a un aumento en las concentraciones de los metales a los niveles tróficos más altos, dando por resultado una biomagnificación (Villanueva y Botello, 1998; Bosch *et al*, 2015; Macías, 2015; Senior *et al.*, 2016; Mohammed y Mohammed, 2017).

Los metales pesados llegan a afectar las funciones a nivel respiratorio, excretor, nutricional, osmorregulador, en el crecimiento y en el comportamiento de peces o de otros organismos marinos; el comportamiento de estos elementos en los organismos depende de diferentes factores como su absorción, excreción, almacenamiento y eficiencia de los mecanismos de regulación o desintoxicación (García-Beltrán, 2018). Sin embargo, es importante considerar que no todos los metales ingresados a los ecosistemas acuáticos son considerados tóxicos; solo una fracción de los aportes naturales y antropogénicos se encuentra disponible para la biota (Villanueva y Botello, 1998).

Por tal motivo, para evaluar el nivel en el que se ve afectada un área determinada, es necesario analizar la columna de agua, sedimentos y biota con especial énfasis en los organismos de hábitos bentónicos (debido a su estrecha interacción con los sedimentos) y a los pelágicos mayores como el atún, el pez espada y los tiburones, todas ellas especies que pueden ser utilizados como biomonitores de contaminación (Villanueva y Botello, 1998; Mendoza-Díaz *et al.*, 2013; Bosch *et al*, 2015; Espinoza-García, 2016).

El medio marino es monitoreado constantemente por organismos internacionales, los cuales analizan agua, sedimentos y/o biota, sin embargo el uso de bioindicadores y biomonitores para verificar la presencia de metales en el medio

ambiente ha ganado importancia, puesto que no solo proporcionan el nivel de contaminación por metales pesados, sino que además revelan el impacto de estos metales en el ecosistema (Selvin *et al.*, 2008). En el Golfo de California la información sobre los niveles de algunos metales como Hg y As en organismos de profundidad y/o depredadores tope resulta poco conocida (Páez-Osuna *et al.*, 2017; Cruz-Acevedo *et al.*, 2019), entre estos organismos se encuentra *Galeus piperatus*, el cual es un elasmobranquio demersal poco conocido que habita en el Norte del Golfo de California, por su longitud total (LT) es agrupado como tiburón cazón que a pesar de no pertenecer a los depredadores tope, puede proporcionar información sobre la presencia y niveles de metales como Hg, As y Se.

1.1. Metales y metaloides

Los metales y metaloides son elementos en la naturaleza, presentes tanto en la corteza terrestre como en ambientes marinos. En pequeñas concentraciones, algunos de estos pueden ser esenciales para algunas funciones metabólicas de los organismos y otros pueden ser tóxicos. Estos elementos se convierten en contaminantes cuando sus concentraciones exceden los niveles y distribución natural (Newman y Unger, 2003). Esto puede ocurrir en ecosistemas afectados por la minería y refinerías de petróleo, o por medio de la liberación de los efluentes industriales, emisiones vehiculares al ambiente y el uso de pesticidas en la agricultura, además de la disposición descuidada de residuos metálicos, los cuales contaminan el suelo y los ambientes acuáticos (Villanueva y Botello, 1998; Jaishankar *et al.*, 2014).

Los metales pesados son elementos metálicos conocidos por su apariencia lustrosa, maleabilidad, ductilidad y conductividad. Poseen una densidad específica mayor de 5 g/cm^3 , afectan al ambiente y los organismos de forma adversa, como es el caso del mercurio, plomo y cadmio (Newman y Unger, 2003; Jaishankar *et al.*, 2014). Mientras que los metaloides poseen propiedades intermedias de los elementos metálicos y no metálicos, estos tienen una apariencia menos lustrosa

que los metales, son semiconductores e incluyen elementos como el silicio, arsénico, antimonio y selenio (Newman y Unger, 2003).

1.1.1. Mercurio (Hg)

El Hg es un metal que se encuentra en la naturaleza con un color blanco-plateado brillante, es un líquido inodoro y puede llegar a ser incoloro e inodoro como gas, es un metal tóxico y de especial preocupación para la salud humana (Jaishankar *et al.*, 2014). Este existe en una variedad de formas orgánicas e inorgánicas, producidas de fuentes naturales y antropogénicas, estas formas pueden poseer diferente, toxicidad, biodisponibilidad y capacidad para acumularse y excretarse dentro de los organismos (Harmon, 2008; Jaishankar *et al.*, 2014; Bosch *et al.*, 2015).

Debido a sus características químicas y físicas este metal se encuentra en todos los compartimentos ambientales en varias formas, las cuales pueden ser organizadas en mercurio metálico, mercurio inorgánico y mercurio orgánico (Godin y Costes, 2005; Selin, 2009). El mercurio metálico es la forma elemental o pura del mercurio el cual es líquido, a temperatura ambiente, sin embargo, parte de este metal se evapora, formando vapores de mercurio. Presenta tres estados de oxidación: 0, +1 y +2, de los cuales, Hg^0 (elemental gaseoso) es el de mayor abundancia en la atmósfera, seguido por Hg^{2+} (forma gaseosa o partículas), mientras que Hg^+ no es observado en la atmósfera (Godin y Costes, 2005).

Las fuentes naturales de este elemento son incendios forestales y actividad volcánica, mientras que las antropogénicas son principalmente equipos eléctricos, amalgamas dentales, minería de oro y pinturas, así como compuestos de fenilmercurio y sales de mercurio, las cuales son usadas como fungicidas para tratamiento de semillas y en la industria de celulosa (Newman y Unger, 2003; Jaishankar *et al.*, 2014).

El ciclo biogeoquímico natural del Hg involucra el transporte atmosférico, la deposición a la tierra u océano y la volatilización, para finalmente enterrarse en los sedimentos de las profundidades marinas, el cual es considerado un proceso lento (Selin, 2009). A causa de las actividades humanas como la quema de carbón, minería y actividades industriales, este ciclo natural se ha visto alterado en los flujos de Hg circulando en la atmósfera, suelo y océano. De este modo, el Hg es emitido a la atmósfera como Hg^0 en las fuentes naturales y como Hg^{2+} y Hg asociado al material particulado [Hg(P)] en las fuentes antropogénicas (D'Itri, 1993; Selin, 2009).

Mediante la deposición seca y húmeda las principales especies de Hg que ingresan a los ecosistemas acuáticos son Hg^{2+} y Hg(P) por su tiempo de residencia en la atmósfera, a pesar de ello en el medio acuático el mercurio disuelto se presenta en 4 formas importantes: Hg^0 , Hg^{2+} , Hg^+ y metilmercurio (MeHg o $\text{CH}^3\text{-Hg}^+$), esta última, su forma más tóxica. Una vez en el cuerpo de agua, el Hg^{2+} se puede reducir a Hg^0 mediante procesos biológicos, fotoquímicos o de oxidación, además puede adsorberse en partículas o metilarse (D'Itri, 1993; Godin y Costes, 2005; Harmon, 2008; Selin, 2009).

En las capas superiores del océano, el Hg que se adsorbe a partículas puede ser transportado a áreas con bajos contenidos de oxígeno para posteriormente ser metilado. El MeHg es producido en las regiones anóxicas del ecosistema producido por algunas cepas de bacterias reductoras de sulfato y hierro, en el océano la metilación puede ocurrir debajo de la termoclina (<100 m) y los sedimentos. Una fracción del MeHg producido se convierte en Hg^0 al ser movilizado a las aguas superiores del océano mediante las surgencias (Godin y Costes, 2005). Por tanto las surgencias constituyen una fuente de Hg para las aguas superficiales.

En organismos acuáticos, la bioacumulación de MeHg es influenciada por la disponibilidad del Hg (inorgánico y orgánico) y la biomasa del organismo, la

principal vía de acumulación es a través de la alimentación, por lo que el nivel trófico de los organismos es de relevancia, además de la duración e intensidad de la exposición y los factores ambientales. De esta forma, el Hg es un metal que induce a cambios necróticos en órganos y tejidos como branquias, hígado, riñón, páncreas, células del conducto biliar y eritrocitos (Sorensen, 1948).

La principal vía de ingreso de MeHg en humanos es mediante la ingesta de alimentos, principalmente pescados y mariscos, en estos alimentos se estima que alrededor del 95% del Hg total (HgT) se encuentra en su forma más tóxica como MeHg representando un riesgo a la salud. Esta especie química del Hg en cuanto ingresa al organismo es transportada por la sangre y distribuida en los tejidos y órganos objetivos, por lo cual el MeHg es depositado en la región del cerebro, glándula pituitaria, hígado y riñón, cruzando barreras placentarias y hematoencefálica, ocasionando pérdida de células en áreas específicas del cerebro, como el cerebelo; entre los síntomas por intoxicación se encuentra la afectación a la capacidad visual, falta de coordinación, dificultad de movimientos y al sistema nervioso (INS, 2015; Bosch *et al.*, 2016).

1.1.2. Arsénico (As)

El As es un metaloide color gris de material cristalino caracterizado por el número atómico 33 y peso atómico de 74.92, comúnmente encontrado en el aire, agua, suelo y en tejido vivo, el cual dependiendo de la especie química es sumamente tóxico, cancerígeno y teratógeno. Se puede encontrar en forma de óxidos o sulfuros, o como sales de hierro, sodio, calcio, cobre, etc. Este elemento ocupa el lugar 20 en abundancia de los elementos en la corteza terrestre, el 14 en el agua de mar y el 12 en los cuerpos humanos (Eisler, 1988).

Por siglos los humanos han utilizado compuestos de arsénico en una gran variedad de productos como pigmentos, medicina, aleaciones, pesticidas, herbicidas, cristalería, conservadores de madera, fluidos para embalsamar y como un depilatorio en la manufactura de cuero (Henke, 2009).

Este elemento tiene 4 estados de valencia (-3, 0, +3 y +5), por lo que se puede encontrar como arseniuro As (-III), As elemental (0), arsenito As (III) y arseniato (V), siendo las formas inorgánicas las más letales para el ambiente. Por lo que el arsenito puede llegar a ser 70 veces más tóxico que las especies metiladas y 10 veces más tóxico que el arseniato, el cual tiene poca movilidad en el agua, lo que lo hace menos biodisponible (Rangel-Montoya *et al.*, 2015).

El ser humano ha modificado el ciclo global del As a tal grado de causar altas concentraciones de este metaloide en algunos sitios, a pesar de ello, este ciclo presenta cambios constantes, es ubicuo en el ambiente y en el tejido vivo, se oxida, reduce o metaboliza constantemente, contando con sus principales reservorios en el magma, sedimentos, aguas profundas, tierra y capas oceánicas mixtas. Cabe señalar que en el agua subterránea el arsénico proviene principalmente de fuentes naturales. De esta forma, el As es movilizado del suelo a la atmósfera de forma natural y antropogénica, estas formas volátiles de As en la atmósfera son rápida y totalmente disueltas en la deposición húmeda, las cuales llegan al suelo o a los cuerpos de agua (Cutter *et al.*, 2001). Las formas de As presentes en el agua dependen de potencial redox (Eh), pH, contenido orgánico, sólidos en suspensión, oxígeno disuelto, entre otras variables, encontrándose principalmente como arseniato, arsenito y ácido dimetilarsínico (Eisler, 1988; Cutter *et al.*, 2001; Pérez, 2015).

En los océanos las fuentes de entrada de As son los ríos, la atmósfera y el vulcanismo submarino y ventilas hidrotermales, la mayoría del As es depositado en los sedimentos y rocas asociadas con las costras oceánicas en donde una fracción de este elemento es retirado por la subducción de las placas oceánicas y reciclado por las ventilas hidrotermales mediante erupciones. Cuando los fluidos de estas erupciones entran en contacto con aguas suficientemente oxigenadas y con organismos oxidantes, el As (III) y otras especies reducidas se pueden oxidar y precipitar. La ad/absorción y coprecipitación con los óxidos de hierro puede

eliminar el As de los fluidos hidrotermales, estos eventualmente se incorporan a las rocas volcánicas, repitiendo el ciclo en cada subducción (Henke, 2009).

El As en su forma inorgánica es uno de los elementos más tóxicos en peces, su exposición puede causar una muerte casi inmediata al sofocar al organismo al incrementar la producción mucosa o puede tener efectos perjudiciales sobre el epitelio branquial (Sorensen, 1948). En estos organismos, el arsénico puede ser absorbido por ingestión, inhalación o mediante la penetración de la piel o por las membranas mucosas; las células toman el arsénico mediante el sistema de transporte activo normalmente usado en el transporte de fosfato (Eisler, 1988). Sin embargo, generalmente la biota marina puede convertir los compuestos de As inorgánico a compuestos orgánicos (Newman y Unger, 2003; Hong *et al.*, 2014) y a menudo muchas especies de plantas y animales marinos contienen concentraciones naturalmente altas de As en forma orgánica, la cual es mucho menos tóxica (Eisler, 1988; De Gieter *et al.*, 2002; Taylor *et al.*, 2017).

Los humanos se ven expuestos al As por inhalación, penetración de la piel y por ingestión de alimentos y agua, puede provocar varias formas de cáncer, enfermedades cardiovasculares, diabetes, lesiones cutáneas y cambios en la pigmentación. Este puede atravesar las barreras placentarias y producir muerte fetal y malformaciones en muchas especies de mamíferos (Eisler, 1988; Henke, 2009; Järup, 2003).

1.1.3. Selenio (Se)

El Se es un elemento mineral ampliamente distribuido en la naturaleza en la mayoría de las rocas y suelos, puede ser un elemento esencial al requerirse para el funcionamiento apropiado de algunas enzimas llamadas selenoproteínas, la reducción de cáncer, la prevención de necrosis hepática y es un componente importante de la glutatión peroxidasa, pero dependiendo de la dosis de ingesta, este puede ser tóxico (Sorensen, 1948; Tinggi, 2003). En su forma pura existe como cristales hexagonales grises metálicos a negros, no obstante es común

encontrarlo asociado a otros elementos; se conocen unos 50 minerales de selenio. De esta forma es común encontrar al Se asociado con sulfuros o con minerales de plata, cobre, plomo y níquel, por lo que se puede encontrar de forma natural en el medio geológico y como resultado de la extracción de estos materiales, así como en cenizas volátiles de carbón (ATSDR, 2003; ILP, 2017).

La mayor parte del Se que se procesa es utilizado en la industria electrónica, pero también es usado como suplemento nutritivo, en la industria del vidrio, como componente de pigmentos en plásticos, pinturas, esmaltes, tinturas y caucho, en la preparación de medicamentos, como aditivo nutricional en alimentos para aves de corral y el ganado, en formulaciones de pesticidas y componente de fungicidas (Newman y Unger, 2003; ATSDR, 2003). La toxicidad del Se depende de su forma química, siendo el selenito más tóxico que el selenato y las formas orgánicas (dimetilselenuro, ion trimetilselenonio, selenoéteres, selenobetaína) menos tóxicas que las inorgánicas (IPCS, 2001).

Este elemento puede ser liberado en el ambiente tanto por fuentes naturales al ser un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, así como por fuentes antropogénicas como minería, quema de carbón y petróleo, desperdicios agrícolas e industriales. Este eventualmente se deposita sobre la tierra y agua, en donde los compuestos solubles de Se son disueltos, mientras que los no solubles se depositarán en el fondo en forma de partículas, además de acumularse en la cadena alimenticia (Newman y Unger, 2003; ATSDR, 2003).

El Se está presente en los cuerpos de agua en solución, adsorbido en material particulado o formando complejos con la materia orgánica. En las aguas profundas y sedimentos marinos se considera que existen grandes cantidades de Se debido a una retención por adsorción, mientras que la inmovilización de Se se da por la reducción de selenito a selenio elemental, mientras que los selenatos son estables en agua alcalinas (Trudinger *et al.*, 1979). Este elemento sufre una transformación

microbiana para producir selenuros de alquilo, la cual es su forma más tóxica (Newman y Unger, 2003).

En la biota la absorción de Se puede ser mediante el agua o la dieta. La adsorción de Se soluble en agua por los peces y la vida silvestre puede ser por branquias, epidermis o intestino (Sorensen, 1984). La deficiencia de Se en peces puede provocar un incremento en la mortandad y reducir el crecimiento de los organismos, además puede ocurrir lesiones hepáticas y musculares y una depresión en la actividad de la glutación peroxidasa (Sorensen, 1984; Tinggi, 2003; Burger *et al.*, 2013). El exceso de este metal interfiere con la formación de hemoglobina en peces, puede ser más tóxico en vertebrados juveniles al impedir la capacidad de almacenamiento de vitamina E e inducir a la anorexia (Sorensen, 1948). Se ha documentado que el Se tiene propensión a bioacumularse en la base de las redes alimenticias, desde aguas y sedimentos hasta plantas acuáticas e invertebrados acuáticos (Hamilton, 2004).

Las altas y breves exposiciones a este metaloide en humanos pueden producir náuseas, vómitos y diarrea, mientras que la exposición crónica produce una enfermedad llamada selenosis, que se manifiesta con pérdida de cabello, uñas quebradizas y anormalidades neurológicas (ATSDR, 2003). Por otro lado, la deficiencia de este elemento esencial puede afectar negativamente la actividad de las enzimas sensibles al selenio y la deficiencia prolongada contribuye a las enfermedades de Keshan y Kashin-Beck (ILP, 2017).

1.1.4. Antagonismo y sinergismo de selenio y mercurio

Existe una preocupación en el mundo por la fácil presencia del Hg en el ambiente, su falta de funciones biológicas y toxicidad, en particular el MeHg al ser la principal especie de Hg en ambientes acuáticos, por lo que se encuentra presente en cantidades variables en pescados y mariscos y atraviesa la barrera hematoencefálica (Yang *et al.*, 2008; Branco *et al.*, 2012). Se ha probado que el Se tiene un efecto antagónico con el Hg, dependiendo en gran medida de sus

formas químicas y la relación molar de estos elementos (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015a). El mecanismo más aceptado para explicar el antagonismo de Se sobre la toxicidad de Hg es por la formación in vivo de complejos de Hg-Se esencialmente no tóxicos, como el selenuro mercuríco (Yang *et al.*, 2008; Branco *et al.*, 2012).

Estudios sugieren que cuando los peces se co-exponen a MeHg y Se, la acumulación es menor que cuando solo se ven expuestos a MeHg, esto debido a que el exceso de Se induce la producción de selenoproteína, con la selenocisteína en esta proteína que actúa como una trampa para MeHg manteniéndola en circulación y evitando su entrada a los diferentes órganos; el Se evita las interacciones de MeHg con las proteínas al competir por los sitios de unión, de este modo el Se se une al MeHg durante la coexposición potenciando su excreción (Kaneko y Ralston, 2007; Sørmo *et al.*, 2011; Burger *et al.*, 2013; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015b).

Los primeros reportes de este fenómeno antagónico entre el Se y Hg fueron hechos por Parizek y Ostadalova en 1967, quienes demostraron el efecto de protección del Se mediante experimentos con ratas expuestas a Hg. Durante las siguientes décadas se han demostrado las interacciones entre estos dos elementos en mamíferos, incluyendo humanos, las cuales son factores importantes para la evaluación de riesgos asociados a la exposición de Hg por dieta y el efecto protector del Se, el cual depende de la relación de masa total Se:Hg (Yang *et al.*, 2008; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015a; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015b).

1.2. *Galeus piperatus*

El tiburón *Galeus piperatus* es una especie pequeña perteneciente a la familia Scyliorhinidae, de orden Carcharhiniformes también conocido como pejegato pimienta (Fig. 1), su distribución geográfica se encuentra restringida en el Golfo de California desde el norte de la ciudad de Guaymas, Sonora hasta el norte de las Islas Tiburón y Ángel de la Guarda (Fig. 2), es una especie endémica poco

conocida, demersal con un amplio rango de profundidad que va desde los 130 a 1,326 m. Su reproducción es ovípara alcanzando un tamaño de hasta 36 cm LT. Se considera que las hembras alcanzan su madurez sexual aproximadamente a los 18 cm LT y en machos aún se desconoce. Su temporada reproductiva es entre mayo y septiembre. Se cree que tienen migraciones estacionales relacionadas con la reproducción, siendo más abundantes en todas las aguas al norte de las islas Tiburón y Ángel de la Guarda en verano, pero ausentes en invierno, lo que puede involucrar movimientos hacia aguas más profundas en esta época del año, aunque son desconocidos los detalles sobre su migración, así como se desconocen sus hábitos alimenticios, pero se estima que se encuentra en un nivel trófico de 3.5-3.8 (Matthews, 1975; López-Martínez *et al.*, 2012; FishBase, 2020).



Figura 1. *Galeus piperatus*.

Esta especie comúnmente es parte de la pesca incidental en la pesquería de merluza del norte del GC, por lo que se reporta como parte de la fauna de acompañamiento, sin ser de interés comercial (Hubbs y Taylor, 1969; Matthews, 1975; Compagno, 1984; Heupel, 2006; López-Martínez *et al.*, 2012; FishBase, 2020).

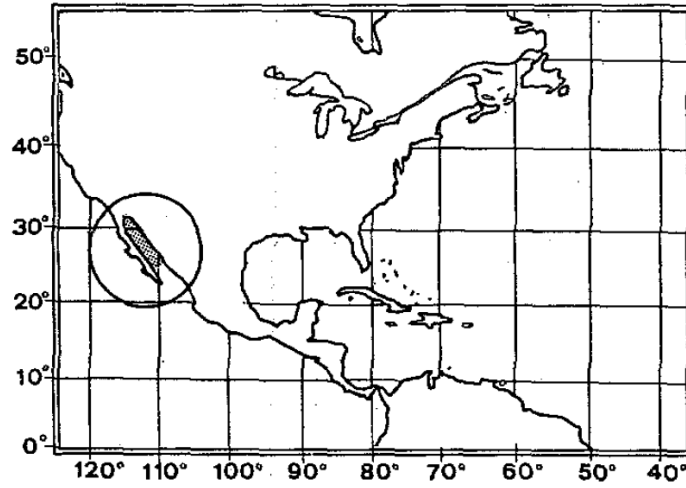


Figura 2. Distribución de *G. piperatus* (tomado de Compagno, 1984).

2. Antecedentes

Existen pocos estudios relacionados con las especies de profundidad como *G. piperatus* puesto que es un elasmobranquio poco conocido. Los estudios publicados para esta especie se encuentran enfocados en su ocurrencia, delimitación de su hábitat y reproducción (FishBase, 2020). Entre los estudios destacados se encuentra la descripción morfológica de la especie, sus huevos e historia de vida (Hubbs y Taylor, 1969), las observaciones de migración y reproducción (Matthews, 1975), la evaluación de la Lista Roja de las Especies Amenazadas (Heupel, 2006) y un estudio taxonómico en donde se determina la presencia y distribución de esta especie (López-Martínez *et al.* 2012).

Son casi nulos los estudios enfocados a la presencia de sustancias tóxicas en esta especie, hasta el momento solamente se ha encontrado una investigación realizada por Cruz-Acevedo *et al.* (2019), en el cual analizaron Hg total (THg) en músculo (n=5) e hígado (n=3) de 6 organismos de *G. piperatus* los cuales presentaron concentraciones promedio de 0.51 ± 0.37 mg/kg peso húmedo en músculo y 1.00 ± 0.05 mg/kg en hígado.

Por otro lado, es importante destacar la existencia de estudios enfocados a la toxicidad publicados para especies de la familia Scyliorhinidae a la cual pertenece *G. piperatus*, entre estos estudios se encuentra el de Vas y Gordon (1988), quienes observaron las concentraciones de Cu, Mn, Fe, Cd y Ni en piel, vértebras, bazo, músculo, hígado, corazón, gónadas, riñones y branquias de *Galeus melastomus* (n=6) encontrando valores de Cu entre 0.02-3.07 mg/kg, valores de Mn <0.02-0.73 mg/kg, Cd <0.02-0.95 mg/kg, sin diferencias significativas entre tejidos, mientras que en Ni se encontró un intervalo de concentraciones de <0.02-7.34 mg/kg, detectando niveles significativamente menores en vertebras.

Hornung *et al.* (1993), determinaron las concentraciones de Hg, Cd, Zn, Pb, Fe y Mn en músculo, hígado, riñón, gónadas, cerebro, intestinos y contenido estomacal de 6 especies de tiburones bentónicos, entre ellos *Galeus melastomus* (n=63)

capturados en el Mediterráneo en donde se encontró que el contenido de Hg en músculo (0.99 – 8.76 mg/kg peso húmedo), hígado (0.28 – 17.2 mg/kg) y riñón (1.1 – 24.7 mg/kg) incrementa con la longitud y el peso. Además en el músculo de esta especie se encontró una relación casi exponencial entre el contenido de Hg y el peso corporal. Así mismo se encontró que los hígados pequeños y oscuros se encontraban en los individuos más grandes, que eran los que tenían las concentraciones altas de Hg.

Storelli y Marcotrigiano (2002), evaluaron la concentración de mercurio total (THg), MeHg y Se en hígado de *G. melastomus*, (n=450). Las concentraciones encontradas en THg presentaron un promedio de 0.60 ± 0.95 mg/kg peso húmedo, en MeHg 0.28 ± 0.42 mg/kg, y en Se 0.92 ± 0.36 mg/kg. Además observaron una correlación positiva entre el peso y mercurio total en las concentraciones de Hg en hígado, así como también encontraron que el proceso de demetilación de MeHg y la transformación de Hg inorgánico por reacción con Se para formar seleniuro mercúrico podría ser un mecanismo eficaz para contrarrestar la acción perjudicial de Hg.

Así mismo, Storelli *et al.* (2002), evaluaron la concentración de THg y MeHg en músculo de *G. melastomus* y *Scyliorhinus canicula* recolectados de las profundidades del Mar Mediterráneo en donde los niveles de THg encontrados variaban geográficamente en un intervalo de 0.25 – 5.47 mg/kg peso húmedo para *G. melastomus* y 0.79 – 2.56 mg/kg en *S. canicula*. En estos organismos la especie química de Hg predominante es MeHg con un 70-93%, además se presentaron correlaciones positivas en las concentraciones de Hg con respecto al peso.

De Gieter *et al.* (2002), determinaron los niveles de contaminación por As total en músculo e hígado de 29 especies de peces y mariscos del Mar del Norte, entre ellos el tiburón *S. canicula*, presentando uno de los valores promedios más altos

de As en músculo (>20 mg/kg peso húmedo As) y concentraciones variables de As inorgánico en músculo (0.046 – 0.60 mg/kg As).

Se analizó As total en la cuenca sudoriental del mar Mediterráneo en 9 especies de tiburones y tiburones fantasmas, en donde las concentraciones de As en músculo variaron ampliamente entre las especies. *G. melastomus* mostró variaciones entre sus puntos de su captura, con promedios desde 5.57 a 13.07 mg/kg peso húmedo de As en músculo y de 2.04 a 10.05 mg/kg en hígado, mientras que la especie *Scyliorhinus canicula* presentó una concentración de 13.60 mg/kg de As en músculo y 4.09 mg/kg de As en hígado, mostrando una relación positiva As en músculo con la talla en ambas especies (Storelli y Marcotrigiano, 2004).

Domi *et al.* (2005), determinaron la presencia de metales y metaloides como Se y Hg en riñón y músculo de 5 especies de tiburón del Mar Céltico, entre ellos *G. melastomus* y *S. canicula*. Hg solo fue determinado en los músculos de las especies, en donde las concentraciones promedio de Hg que presentaron *G. melastomus* y *S. canicula* fueron de 2.1 ± 1.4 y 1.9 ± 0.8 mg/kg en peso seco respectivamente, mientras que Se si fue determinado en ambos tejidos (riñón y músculo) para la especie *G. melastomus* mostrando concentraciones promedio de Se en riñón de 45.0 ± 0.6 mg/kg y en músculo de 1.1 ± 0.2 mg/kg en peso seco. Para la especie *S. canicula* solo se determinó Se en músculo, presentando un promedio de 1.7 ± 0.8 mg/kg en peso seco. En todas las especies de tiburón analizadas no fue posible encontrar correlaciones entre estos Se y Hg, por lo que podría no estar ocurriendo un proceso de desintoxicación en los organismos.

Pethybridge *et al.* (2010), analizaron Hg y MeHg en 16 especies de tiburones y quimeras demersales de aguas continentales alrededor del este y sur de Tasmania, sur de Victoria y Australia del sur. La especie *Aspristurus* sp. presentó valores de Hg de 1.5 – 1.7 mg/kg peso húmedo adultos (n=2) y 0.2 – 0.9 mg/kg en juveniles (n=3) y la especie *Figaro boardmani* mostró un rango de valores de 0.2 –

1.2 mg/kg en adultos (n=11). A ninguna de estas dos especies de la familia Scyliorhinidae se les realizó mediciones de MeHg, sin embargo a las especies que si se les realizó esta medición, MeHg representó más del 91% del Hg total en músculo.

En 2013, Olmedo *et al.*, analizaron Hg, Cd, Pb, Sb y As en 43 especies de peces y mariscos frescos, congelados y enlatados de España, en donde *G. melastomus* (n=11, Valencia, España) fue de las especies con los valores más altos de Hg en músculo con un promedio de 0.698 mg/kg peso húmedo y un 99% de ese Hg era MeHg y los niveles de As se encontraban con un promedio de 0.340 mg/kg.

Gaion *et al.* (2016), determinaron la concentración de metales y metaloides como As, Cd, Cu, Hg y Pb en tejidos de *G. melastomus* (n=34) capturados en el norte del Mar Tirreno. Las concentraciones promedio presentadas de Hg en músculo e hígado de las hembras fue de 12.5±4.2 y 4.1±2.9 mg/kg en peso seco, mientras que en machos el promedio de Hg en músculo e hígado fue de 9.2±3.5 y 4.0±2.3 mg/kg en peso seco. Las concentraciones promedios observadas en hembras en músculo e hígado fueron de 192.5±23.3 y 101.6±66.1 mg/kg en peso seco, mientras que en machos los promedios de As en músculo e hígado fueron de 156±58.5 y 107.5±65.4 mg/kg en peso seco.

Para la especie *G. piperatus* no se encuentran publicados estudios que evalúen un posible efecto de protección de Se ante la toxicidad de Hg, mediante la relación molar Se:Hg, no obstante, en especies pertenecientes a la familia Scyliorhinidae, Storelli y Marcotrigiano (2002) evaluaron este posible efecto antagónico en hígado de *G. melastomus*, obteniendo una relación molar Se:Hg promedio >1. Este posible efecto de protección de Se ante toxicidad de Hg, también fue reportado a través de la relación molar Se:Hg en tejidos de otras especies de elasmobranquios, observando resultados de una relación molar promedio Se:Hg >1 en músculos e hígados de *Sphyrna lewini* (Bergés *et al.*, 2015b), *Rhincodon*

typus (Pancaldi *et al.*, 2019), *Mustelus henlei* (Medina-Morales *et al.*, 2020) y en *Etmopterus pusillus* (Teixeira *et al.*, 2020).

Además, esta misma relación molar Se:Hg >1 fue reportada en hígados de *Sphyrna zygaena* (Storelli *et al.*, 2003) y de *Prionace glauca* (Branco *et al.*, 2007); así como en músculos de las especies *Isurus oxyrinchus* (Kaneko y Ralston, 2007; Mirlean *et al.*, 2019), *S. lewini* (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2020), *P. glauca* (Matos *et al.*, 2015), *Galeorhinus galeus*, *Sphyrna spp.* (Mirlean *et al.*, 2019), y en músculos de hembras preñadas y embriones de *Alopius vulpinus* (Dutton y Venuti, 2019). A su vez, se reportaron algunas especies de elasmobranquios con relaciones molares Se:Hg <1 en músculo de *Alopius vulpinus* (Kaneko y Ralston, 2007), *Carcharhinus limbatus*, (Schmidt *et al.*, 2018) y *Deania calcea* (Teixeira *et al.*, 2020).

3. Justificación e importancia

El GC es un mar muy productivo y de alta diversidad, sin embargo en la parte norte es impactado por la contaminación de los canales de irrigación del Valle de Mexicali, los humedales del Delta, la Ciénaga de Santa Clara, Laguna el Indio y el propio cauce principal del Río Colorado. Estos ecosistemas dañados por diversos elementos tóxicos derivados de acciones humanas alteran los ciclos biológicos de las especies que ahí habitan (Rodríguez, 2008; Espinoza *et al.*, 2010; Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Por consiguiente, existen registros de la presencia de metales y metaloides (Hg y As) en el agua y en sedimentos en el GC, de la acumulación y antagonismo de estos en tejidos de organismos de diferentes niveles tróficos y de las afectaciones que estos elementos pueden ocasionar al ambiente, a los organismos y a los humanos (Sorensen, 1948; Yang *et al.*, 2008; Branco *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015a; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015b; Páez-Osuna *et al.*, 2017). No obstante, es poco conocida la bioacumulación de Hg que pueden llegar a tener los organismos de profundidad que habitan la parte norte del GC (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019), además de que la presencia de As en el Golfo de California por fuentes naturales y antropogénicas como las ventilas hidrotermales, actividad geotermal y minería puede significar un riesgo para los organismos marinos y los humanos (Eisler, 1988; Henke, 2009).

Estos elementos de interés ocupan un lugar prioritario en la lista de sustancias peligrosas que elaboró la CERCLA (The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act), la ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) y la EPA (Environmental Protection Agency) de Estados Unidos, debido a su toxicidad conocida o sospechada y al potencial de exposición humana, por lo que As encabeza la lista y Hg ocupa el tercer lugar (ATSDR, 2017).

La especie propuesta, *G. piperatus* se encuentra registrada como endémica en el Norte del Golfo de California (Compagno, 1984), se ve afectada por la pesca incidental en embarcaciones de merluza (EDFM, 2017) y a pesar de no ser una especie de interés comercial y consumo humano, es parte de la riqueza biológica de México y de la red trófica del medio marino. La información para esta especie es muy limitada y escasa, su dieta es desconocida, por lo que su nivel trófico se ha establecido en 3.5-3.8 de acuerdo a modelos matemáticos tomando en cuenta otras especies del género *Galeus* (FishBase, 2020), lo que lo posiciona como un depredador, sin embargo también puede llegar a ser presa, puesto que se han encontrado restos parcialmente descompuestos de *G. piperatus* en el contenido estomacal de un organismo de *Merluccius angustimanus* (Hubbs y Taylor; 1969), lo que puede significar presencia de metales pesados como Hg, Se y As dentro de este organismo de profundidad, haciéndolo participe en la transferencia de los mismos a depredadores tope o especies de consumo humano.

Además la determinación de Hg, Se y As en *G. piperatus* puede representar un área de oportunidad para futuros trabajos de biomonitorio, al proporcionar información sobre los niveles de estos metales en las profundidades del Norte del Golfo de California. Por lo que es importante y necesario complementar el conocimiento de esta especie, de la cual prácticamente son nulos los estudios acerca de la distribución de los oligoelementos en tejidos objetivo como son el músculo e hígado. Por lo que la información desarrollada pretende generar las bases en esta área del conocimiento para esta especie endémica de profundidad del Norte del Golfo de California.

4. Hipótesis

Las concentraciones de Hg, Se y As en *Galeus piperatus* van a depender de factores como el tipo de tejido, el sexo, talla y peso del organismo. Por tanto las concentraciones más altas de estos elementos se van a encontrar en hembras y organismos de mayor peso y talla.

Las relaciones molares de Se y Hg serán superiores a 1, mostrando un efecto de protección de Se.

5. Objetivos

5.1. Objetivo General

Determinar los niveles de Hg, Se y As en músculo e hígado de *G. piperatus* del Norte del Golfo de California y su relación con los parámetros biológicos.

5.2. Objetivos particulares

- Determinar las concentraciones de Hg, Se y As en músculo e hígado de *G. piperatus* por espectrofotometría de absorción atómica (EAA).
- Evaluar las diferencias de concentración encontrados de Hg, Se y As en los tejidos con respecto al sexo del organismo y entre tejidos.
- Definir la existencia de correlaciones de las concentraciones de Hg, Se y As con los parámetros biológicos y entre elementos.
- Estimar el efecto de protección mediante la relación molar Se:Hg

6. Materiales y métodos

6.1. Área de estudio

La especie *G. piperatus* se encuentra ubicada y distribuida geográficamente en un área restringida al Norte del Golfo de California, al norte de la ciudad de Guaymas, Sonora y aguas más profundas de la vecindad de Isla Tiburón y Ángel de la Guarda (Heupel, 2006).

En esta zona subsisten especies de alto valor económico, así como ecológico y en peligro de extinción. La zona adyacente tiene alrededor de 10 millones de habitantes y soporta importantes actividades humanas, como el turismo, minería, pesquería, entre otras, las cuales suponen una amenaza para la zona (Lluch-Cota *et al.*, 2007; Páez-Osuna *et al.*, 2017). Entre las pesquerías que operan en esa zona, se encuentra la pesquería de merluza, la cual se desarrolla en un 90% en la sección central del Norte del Golfo de California, al norte de las islas Tiburón y Ángel de la Guarda (Fig. 3).

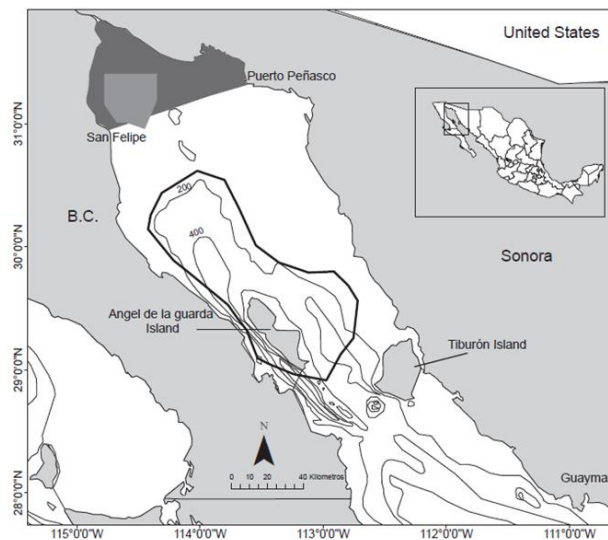


Figura 3. Área de estudio, Norte del Golfo de California, el polígono indica la zona de pesca de merluza.

6.2. Muestreos

Las muestras fueron recolectadas por observadores a bordo de embarcaciones de la pesquería de merluza que se desarrolla en el norte del Golfo de California donde *G. piperatus* es capturado incidentalmente. Las muestras provienen de las temporadas de pesca del año 2015 y 2018. El sistema de captura de esta pesquería es la red de arrastre a 2 bandas operando a profundidades de 200-300 m. De cada lance, se obtuvieron los datos incluyendo fecha, nombre de la embarcación, tipo de embarcación, equipo utilizado, tiempo efectivo de pesca, especies objetivos, zona de pesca, distancia a la costa, profundidad de captura y duración del viaje (EDFM, 2017).

Una vez en tierra, estas especies fueron trasladadas en hieleras para su inmediata congelación y posterior análisis. Se tomaron las mediciones morfométricas como la longitud total (LT), la cual se tomó desde la punta del morro hasta la punta de la cola y el peso total (PT), además de observaciones de sexo mediante la ausencia o presencia de claspers en cada organismo en la Facultad de Ciencias del Mar, de la Universidad Autónoma de Sinaloa. La preparación y procesamiento de las muestras se llevó a cabo en el Laboratorio de Ingeniería y Estudios Ambientales de la Universidad Politécnica de Sinaloa.

6.3. Preparación de las muestras

En el laboratorio, las muestras se descongelaron a temperatura ambiente, una vez descongelada la muestra, se seleccionaron los tejidos de interés, se separó el músculo e hígado del resto del organismo y se tomó el peso individual de cada tejido. En la preparación de las muestras para la determinación de metales, cada tejido fue lavado con agua milli-Q y fue puesto a secar en un horno a 50°C durante 72 horas, se tomó el peso final del tejido ya seco y posteriormente se homogeneizó la muestra de forma manual en morteros.

Se determinaron los porcentajes promedio de humedad por tejidos de cada especie, después se sometieron a una digestión ácida (por duplicado) en vasos de

digestión de teflón con capacidad de 60 mL. Para ello se utilizó 0.250 g de tejido seco en cada vaso de digestión y se adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , ultrapuro >65% Trace metal Analysis, Baker) a cada muestra. En el caso de los hígados, las muestras se sometieron a una predigestión debido a la composición grasa del tejido, en donde se adicionaron 5 mL de HNO_3 y 2 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 , conc. $\geq 30\%$), dejándose 24 horas. Posteriormente las muestras se colocaron en un baño de arena a 120°C , manteniéndolas a esa temperatura por 3 horas. Una vez digeridas las muestras, se llevaron a un volumen final de 20 mL con agua milli-Q y se almacenaron en frascos de polietileno previamente acondicionados para su análisis.

6.4. Análisis químicos

La determinación de las concentraciones de Hg, Se y As fue realizada en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Unidad Mazatlán siguiendo la metodología descrita por Bergés-Tiznado (2016). La exactitud y precisión de los métodos se determinaron mediante el uso del material de referencia DORM-4 fish protein con un valor certificado de 6.87 ± 0.44 mg/kg masa seca para As, 3.45 ± 0.40 mg/kg para Se y 0.412 ± 0.036 mg/kg para Hg (NRCC, 2019).

6.4.1. Arsénico y selenio

As total y Se fueron analizados mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección efecto Zeeman acoplado a horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer). Para la cuantificación de ambos metaloides se preparó un modificador de matriz, con el fin de obtener una mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal del analito, por lo que se adicionaron 5 μL del mismo en cada atomización. El modificador se preparó a partir de 1 mL de solución de nitrato de paladio ($[\text{Pd}(\text{HNO}_3)_2]$; 10,000 mg Pd/L en HNO_3 al 15%, Merck), 0.1 mL de nitrato de magnesio ($\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$; 10,000 mg/L, Merck), y 8.9 mL de agua acidificada (HNO_3 al 0.2%). Todas las soluciones y/o diluciones fueron preparadas con agua acidificada.

6.4.2. Mercurio

La determinación de Hg total se realizó por EAA por generación de vapor en frío (GVF, VARIAN modelo VGA-110). Para la cuantificación de Hg total o elemental, las muestras se prepararon agregando 2 mL del tejido digerido, 1 mL de HNO₃ al 50% (v/v) y 0.1 mL de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) al 1% (p/v), se llevaron a un volumen final de 8 mL con agua milli-Q y se dejaron reaccionar durante 4 horas.

6.5. Estimación de efecto de protección Se:Hg

La relación molar Se:Hg se calculó como el cociente del contenido de moles de Se con respecto a los moles de Hg, de acuerdo a la concentración promedio por individuo con base al peso húmedo en mg/kg ($\mu\text{g/g}=\text{ppm}$). Para esta estimación se utilizaron los pesos moleculares 200.59 g/mol para Hg y 78.96 g/mol para Se.

6.6. Análisis estadísticos

Una vez que se obtuvieron las concentraciones de Hg, Se y As en músculo e hígado de *G. piperatus*, se organizaron por tallas, peso y sexo, se realizó un análisis exploratorio a los datos empleando el paquete estadístico Statistic 10, en donde se aplicaron pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro-Wilk W); al no pasar los supuestos de normalidad, se aplicaron diversas pruebas no paramétricas como la prueba U de Mann-Whitney con la cual se realizaron comparaciones de las biometrías y de las concentraciones de los elementos tomando como factores el sexo y el tipo de tejido, determinando de esta forma si estos factores intervienen estadísticamente en los niveles de Hg, Se y As encontrados en músculo e hígado de *G. piperatus*. Además se realizó la correlación de Spearman para establecer asociaciones entre talla, peso y la concentración de Hg, Se y As en los tejidos, así como un análisis de covarianza (ANCOVA) para establecer interacciones entre los parámetros morfométricos (LT y PT) y el factor sexo en las variables de respuesta (Zar, 2010).

7. Resultados

7.1. Mediciones morfométricas y porcentaje de humedad en los tejidos

Se recolectaron 70 organismos de *G. piperatus*, durante los años 2015 y 2018 en un periodo de enero a mayo de cada año. Del total de los organismos recolectados, 28 pertenecen al año 2015 de los cuales 13 eran machos y 15 hembras; en cambio en 2018 se recolectaron 42 individuos en donde 22 eran machos y 20 hembras. Se realizaron las medidas morfométricas de LT y peso, y se determinó el sexo (Tabla 1).

Tabla 1. Mediciones morfométricas de *G. piperatus* (promedio \pm DE)

	n	Longitud Total (cm)			Peso (g)		
		Min	Max	Promedio	Min	Max	Promedio
Machos	35	19.6	33.4	29.6 \pm 2.8 ^a	20.0	118.0	79.6 \pm 19.8 ^a
Hembras	35	27.7	41.6	33.2 \pm 2.9 ^b	48.0	634.0	127.3 \pm 94.1 ^b
Total	70	19.6	41.6	31.4 \pm 3.4	20.0	634.0	102.8 \pm 70.8

Diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias por sexo; n= número de muestras; DE= desviación estándar.

Las medidas biométricas promedio (peso y talla) de los organismos capturados fueron diferentes estadísticamente entre machos y hembras ($p < 0.0001$), es decir, las hembras presentaron mayor peso y talla. Al realizar comparaciones de talla y peso de los organismos capturados por año de captura (2015 y 2018), estas no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sus medias, pero si entre sexos ($p < 0.05$), indicando que estos organismos presentaban tallas y pesos similares durante el año de su captura, presentando las hembras un mayor tamaño en ambos años de captura.

Entre los individuos de este estudio, los pesos que predominan son los que se encuentran en un rango de 69.1 – 93.7 g, con 30 organismos (Fig. 4a), mientras que las tallas predominantes son las que se encuentran en el intervalo 30 – 32 cm con 24 organismos (Fig. 4b).

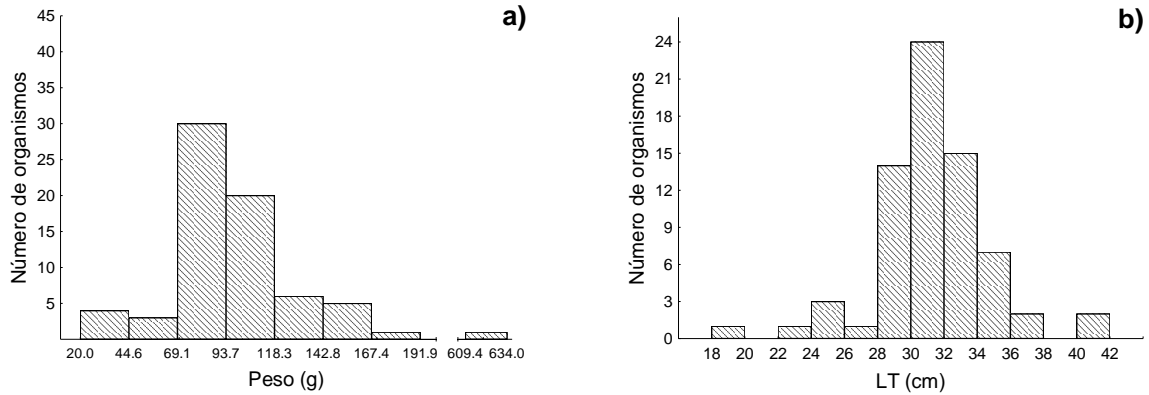


Figura 4. Histograma de frecuencias de variables biométricas de *G. piperatus*, a) peso y b) LT.

En cuanto a los tejidos de interés, músculo e hígado, el tamaño de muestra fue de $n=69$ para ambos. El contenido de humedad de estos tejidos presentan diferencias significativas ($p<0.05$) entre ellos, por lo que fue músculo el tejido con un mayor porcentaje de humedad, con un intervalo de 74.9-87.1%, mientras que el hígado, al ser un órgano graso presentó un menor intervalo de 23.5-62.5 % (Fig. 5).

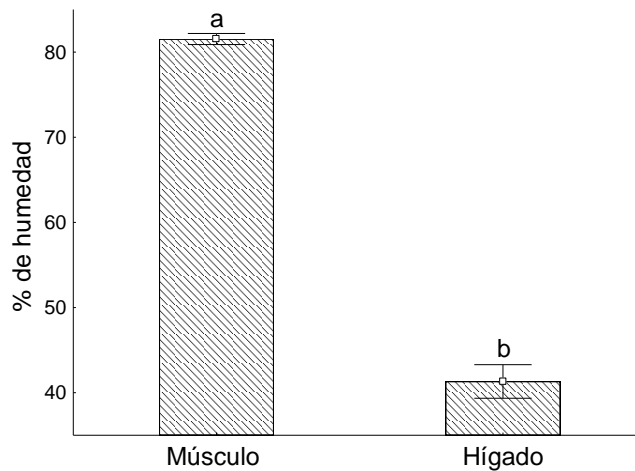


Figura 5. Porcentaje de humedad en músculo e hígado de *G. piperatus*; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.

7.2. Concentraciones de Hg, Se y As

Los porcentajes de recuperación y límites de detección obtenidos del material de referencia DORM-4 para cada prueba analítica en cada elemento se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Porcentajes de recuperación y límites de detección de las pruebas analíticas de Hg, As y Se.

Elemento	Material certificado (mg/kg)	Medición (mg/kg)	% de recuperación	Límite de detección (μ /L)
Hg	0.412 \pm 0.036	0.41 \pm 0.04	101.2 \pm 0.1	0.11
As	6.87 \pm 0.44	6.88 \pm 0.50	100.1 \pm 6.6	3.04
Se	3.45 \pm 0.40	3.62 \pm 0.30	105.0 \pm 7.4	2.14

\pm desviación estándar.

7.2.1. Concentración de Hg total en *G. piperatus*

Los niveles de Hg encontrados en músculo de *G. piperatus* se encuentran en un orden de magnitud de mg/kg de peso húmedo, con una concentración promedio de 0.39 \pm 0.22 mg/kg. Las concentraciones más frecuentes se encuentran en el intervalo 0.20 – 0.30 mg/kg con 21 organismos y la concentración menos frecuente se presenta en un rango menor a 0.1 mg/kg con 1 organismo (Fig. 6a).

En cambio, en hígado los niveles de Hg encontrados presentaron un promedio de 0.16 \pm 0.10 mg/kg de peso húmedo, encontrando las concentraciones más frecuentes en el intervalo 0.10 – 0.20 mg/kg con 27 organismos y la menos frecuente en el intervalo de 0.5 – 0.6 mg/kg con 1 organismo (Fig. 6b).

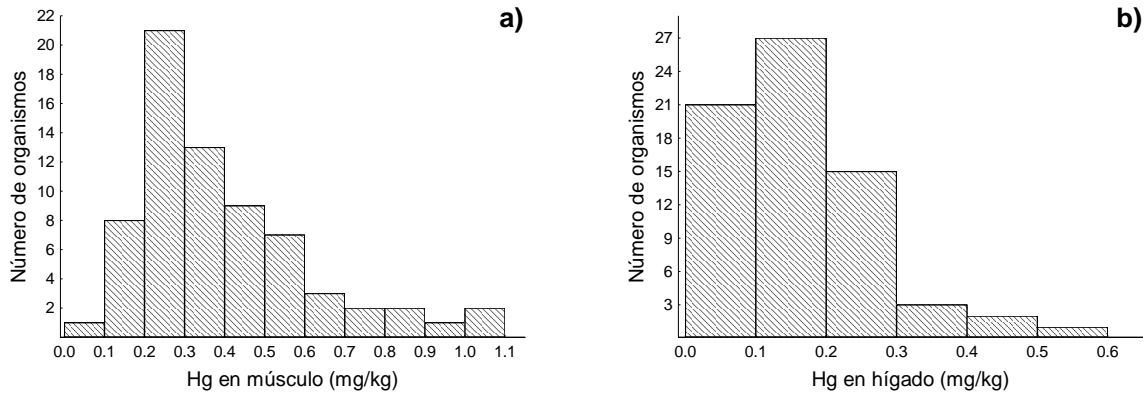


Figura 6. Histograma de frecuencias de la concentración de Hg en *G. piperatus* en a) músculo y b) hígado.

El contenido de Hg en músculo e hígado de hembras y machos no presentó diferencias estadísticamente significativas en *G. piperatus* ($p > 0.05$), por lo que el factor sexo no resulta determinante en la acumulación de Hg en músculo e hígado para este estudio. Por otro lado, la acumulación de Hg en los tejidos de interés si presentó diferencias significativas entre ellos ($p < 0.05$), siendo músculo el tejido con una mayor acumulación de este elemento.

Acercas del comportamiento del Hg con respecto a los factores biométricos, el músculo ($n=70$) presentó una correlación significativa positiva con la longitud total (Fig. 7a); sin embargo, el ANCOVA mostró que el Hg en el músculo varió significativamente por la LT, pero esto es independiente del sexo ($F=0.89$; $p > 0.05$) del organismo. Al dividir a los individuos por sexo, los músculos de las hembras también presentaron tal correlación para ambos años de muestreo (Fig. 7b), sin embargo, la correlación de la LT y el Hg en el músculo de los machos no fue significativa (Fig. 7c) en ninguno de los casos.

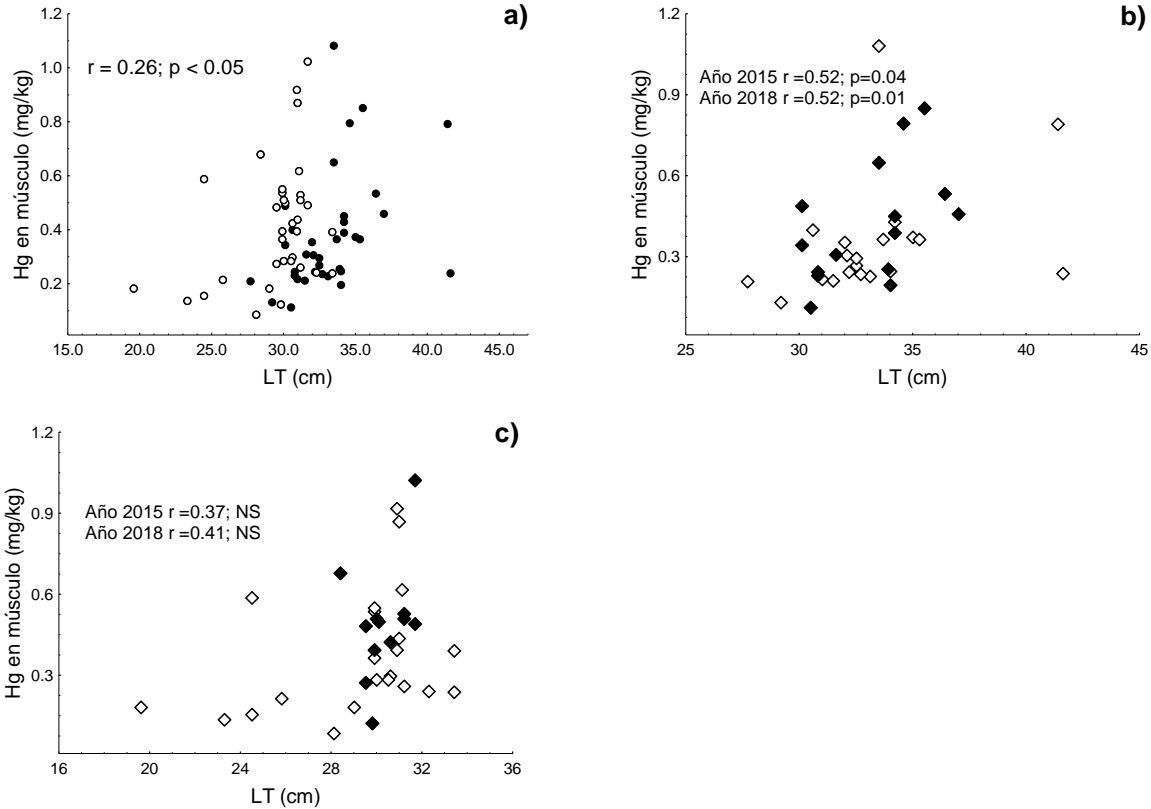


Figura 7. Correlaciones de la LT de *G. piperatus* con a) Hg en músculo, con b) Hg en músculo de hembras por año de captura y c) Hg en músculo de machos por año de captura; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018.

El Hg en músculo con el peso mostró una correlación positiva no significativa ($r=0.20$; $p>0.05$), mientras que el hígado presentó correlaciones negativas pero no significativas con la LT ($r= -0.05$; $p=0.66$) y el peso ($r= -0.10$; $p=0.39$). Sin embargo, entre tejidos músculo e hígado presentaron una correlación positiva significativa en la acumulación de Hg (Fig. 8), indicando que al aumentar los niveles de Hg en un tejido, también aumentarían en el otro.

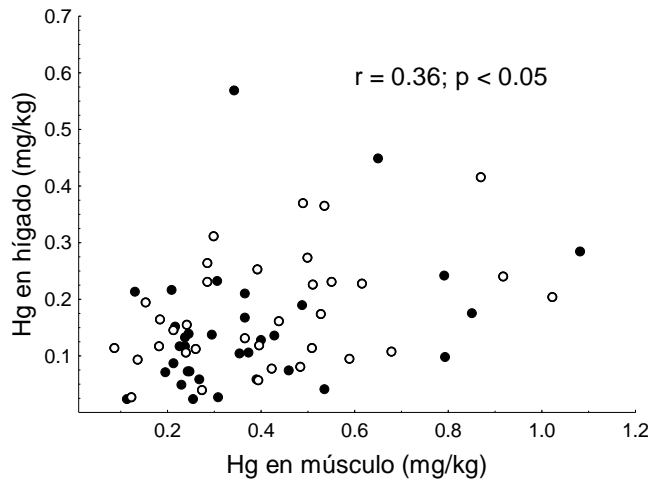


Figura 8. Correlación de Hg en músculo entre Hg en hígado de *G. piperatus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.

Se observó que la distribución de Hg en músculo e hígado de *G. piperatus* durante el año 2015 y 2018 presenta intervalos comparables, no obstante, estadísticamente los promedios de los años fueron diferentes uno con respecto al otro ($p < 0.05$; Fig. 9). De esta forma, en el año 2015 los músculos de *G. piperatus* contenían mayor concentración promedio de Hg (0.11 a 1.02 mg/kg) que los capturados en 2018 (0.08 a 1.08 mg/kg). Lo opuesto sucedió para los hígados, que durante el primer año de muestreo las concentraciones promedio fueron menores (0.02 a 0.56 mg/kg) que las de 2018 (0.05 a 0.41 mg/kg). A su vez, tanto para 2015 como para 2018 existen diferencias significativas de los niveles de Hg entre los tejidos, por lo que músculo es quien presenta las concentraciones más altas ($p < 0.00001$). Sin embargo, en ninguno de los años el sexo fue un factor influyente en la acumulación Hg en los tejidos de interés ($p > 0.05$).

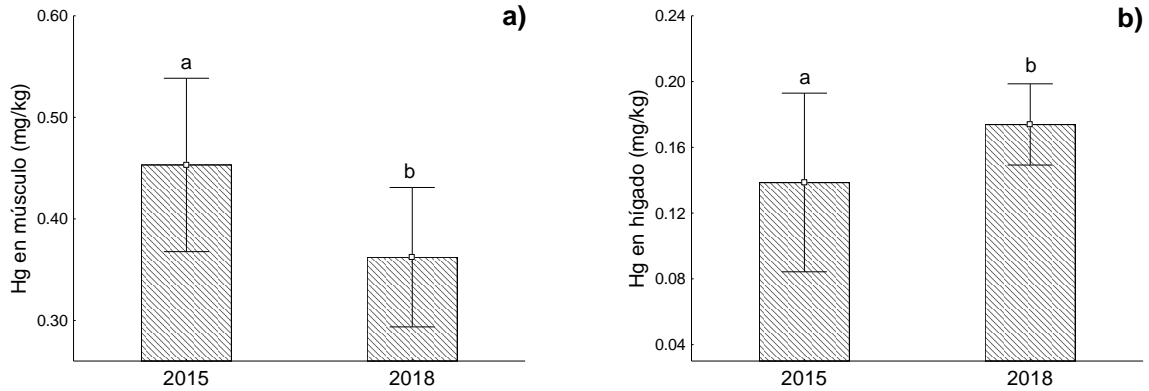


Figura 9. Comparación entre años de los niveles de Hg en a) músculo y b) en el hígado; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.

7.2.2. Concentraciones de Se en *G. piperatus*

Las concentraciones de Se en músculo presentaron un promedio de 0.37 ± 0.08 mg/kg (peso húmedo), con concentraciones predominantes que van en un rango de 0.30 a 0.35 mg/kg con 16 organismos, seguida de 15 organismos con concentraciones en un intervalo de 0.40 a 0.45 mg/kg (Fig. 10a). Por otra parte la concentración promedio de Se en hígado es de 1.54 ± 0.66 mg/kg en donde las concentraciones frecuentes se encontraron en un rango que va de 1.00 a 1.50 mg/kg con 21 organismos, seguidos de 19 organismos que se encontraron en un rango de 1.50 a 2.00 mg/kg (Fig. 10b).

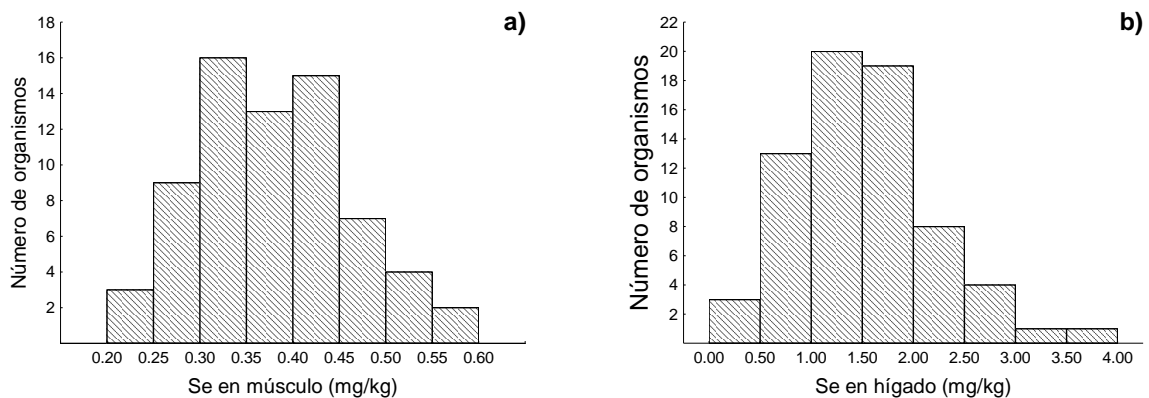


Figura 10. Distribución en intervalos de las concentraciones de Se en *G. piperatus*, a) en músculo y b) en hígado.

Las concentraciones de Se en músculo no presentaron diferencias significativas con respecto al sexo ($p>0.05$), al contrario en el hígado los machos presentaron mayores niveles de Se en comparación con las hembras ($p<0.008$; Fig. 11a). Mientras tanto, en las comparaciones entre tejidos, las concentraciones promedio de Se en músculo fueron significativamente menores ($p<0.001$) que las de Se en hígado (Fig. 11b).

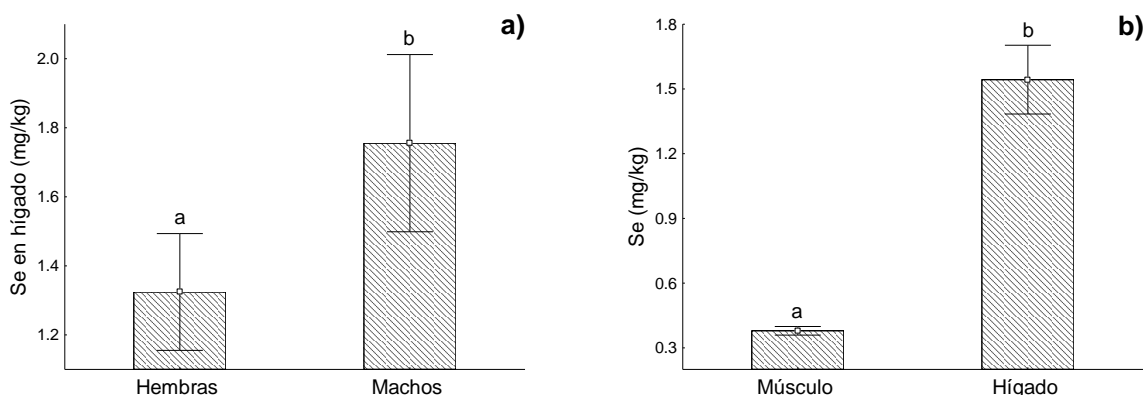


Figura 11. Comparación de niveles de Se en a) el hígado de machos y hembras, así como b) entre tejidos; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.

Las correlaciones de Se en músculo no fueron estadísticamente significativas ($p>0.05$) con respecto al peso ($r=0.08$) y talla ($r=0.06$), así como tampoco lo fueron las correlaciones de Se en hígado con respecto al peso ($r=0.04$) y talla ($r=0.04$). No obstante, se encontró una correlación estadísticamente positiva significativa de Se entre tejidos (Fig. 12).

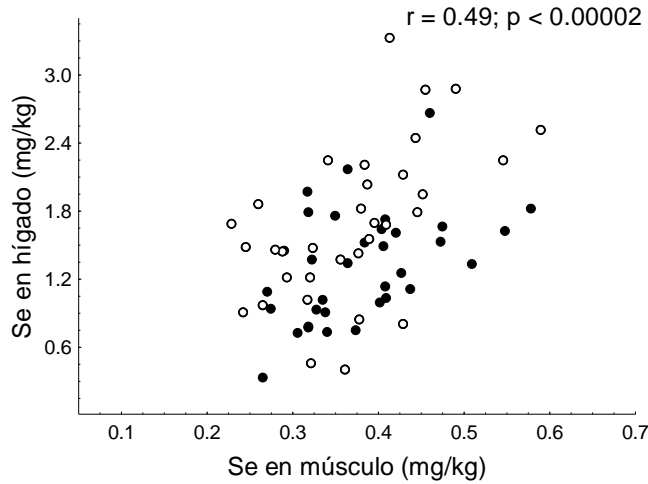


Figura 12. Correlación de Se en músculo e hígado; r= coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.

Al igual que el Hg, el Se presentó diferencias significativas en sus tejidos entre los años 2015 y 2018. Los organismos pertenecientes al primer año de muestreo (2015) presentaron los niveles más altos de este elemento esencial en músculo e hígado ($p < 0.0001$; Fig. 13). Por otro lado, en 2015 la acumulación de Se en hígado fue significativamente mayor en machos que en hembras ($p < 0.05$), mientras que en 2018 no existieron tales diferencias. En cuanto a la comparación entre tejidos, para ambos años el hígado fue el órgano con mayor acumulación de Se en comparación con el músculo ($p < 0.00001$).

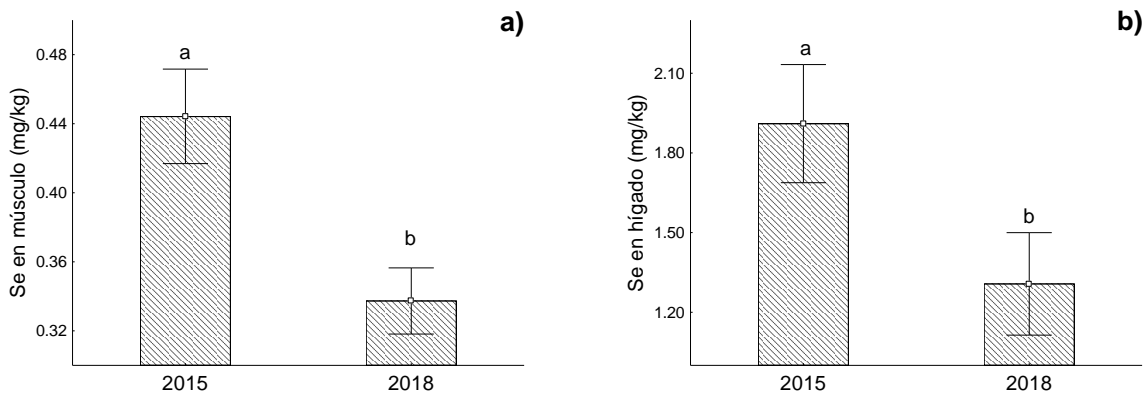


Figura 13. Comparación entre años de los niveles de Se en a) músculo y b) en el hígado; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.

7.2.3. Concentración de As total en *G. piperatus*

El contenido de As en músculo de *G. piperatus* presentó un promedio de 15.08 ± 7.04 mg/kg en peso húmedo y una mayor frecuencia en las concentraciones que se encuentran en el intervalo de 10 – 15 mg/kg con 23 organismos, seguida de 15 organismos con un intervalo de concentración de 15 – 20 mg/kg y una menor frecuencia en organismos con concentraciones menores a 5 mg/kg (Fig. 14a). Mientras que As en hígado exhibió un promedio de 14.31 ± 7.16 mg/kg y las concentraciones más frecuentes al igual que As en músculo se encontraban en el intervalo 10 – 15 mg/kg con 28 organismos, seguida de 21 organismos en el intervalo 15 – 20 mg/kg (Fig. 14b).

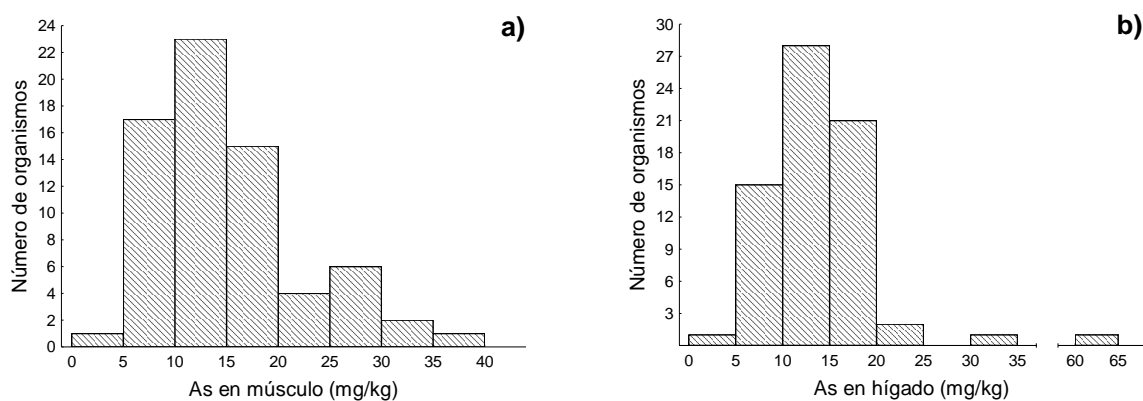


Figura 14. Histograma de frecuencias de la concentración de As en *G. piperatus* en a) músculo y b) hígado.

Cabe mencionar que las concentraciones de As en músculo de *G. piperatus* no presentaron diferencias significativas entre machos y hembras ($p > 0.05$), pero los niveles de As en hígado en los machos fueron mayores que en las hembras ($p < 0.0009$; Fig. 15). En la comparación entre tejidos, no existen diferencias significativas en los niveles de As entre músculo e hígado de *G. piperatus* ($p = 0.57$).

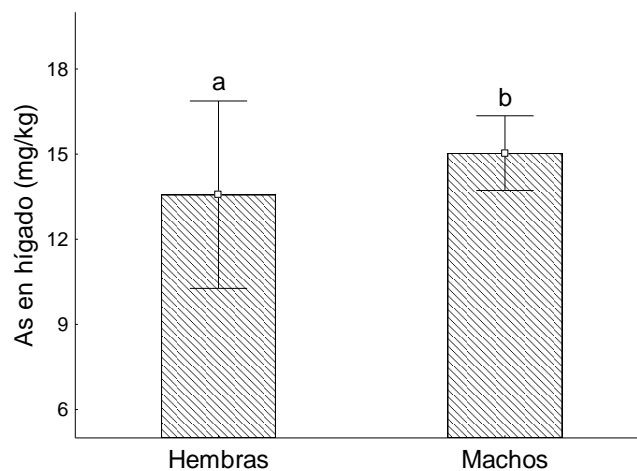


Figura 15. Comparación del contenido de As en hígado entre sexos de *G. piperatus*; diferente superíndice alfabético indica diferencias significativas entre las medias.

El As en músculo presentó una correlación positiva significativa, tomando en cuenta el total de los organismos, con el peso (Fig. 16a), al igual que las hembras capturadas en 2015 y 2018 (Fig. 16b), en cambio los machos no presentaron tal correlación en ambos años (Fig. 16c).

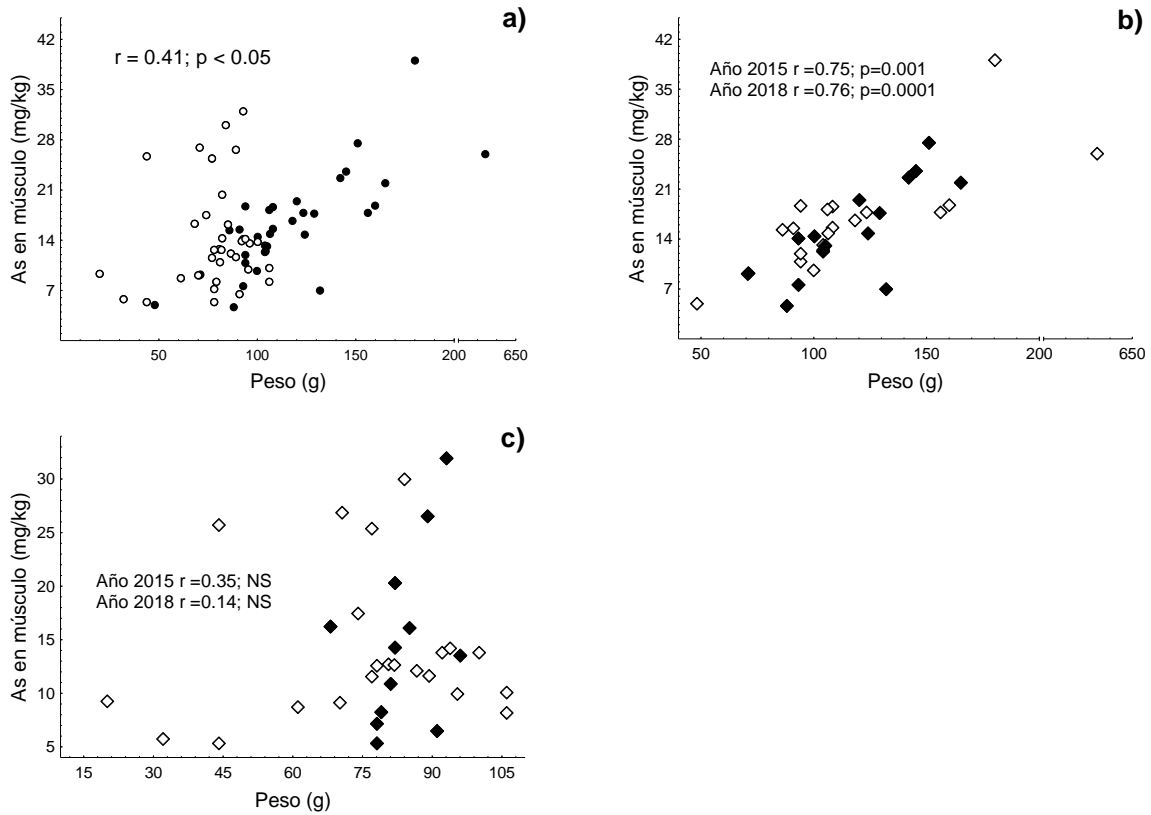


Figura 16. Correlaciones del peso de *G. piperatus* con a) As en músculo, b) As en músculo de hembras por año de captura y c) As en músculo de machos por año de captura; r = coeficiente de correlación de Spearman; ● = hembras, ○ = machos, ◆ = organismos capturados en 2015, ◇ = organismos capturados en 2018.

El As en músculo ($n=70$) también mostró una correlación significativa positiva con la LT (Fig. 17a), mientras que por sexos se observó una asociación positiva de la acumulación de As en los músculos de las hembras con la LT (Fig. 17b), pero no significativa con As en músculo de los machos capturados en 2018 (Fig. 17c). En el análisis de varianza el factor sexo y la covariable LT mostraron una interacción significativa con la concentración de As en músculo ($F=4.84$; $p=0.031$).

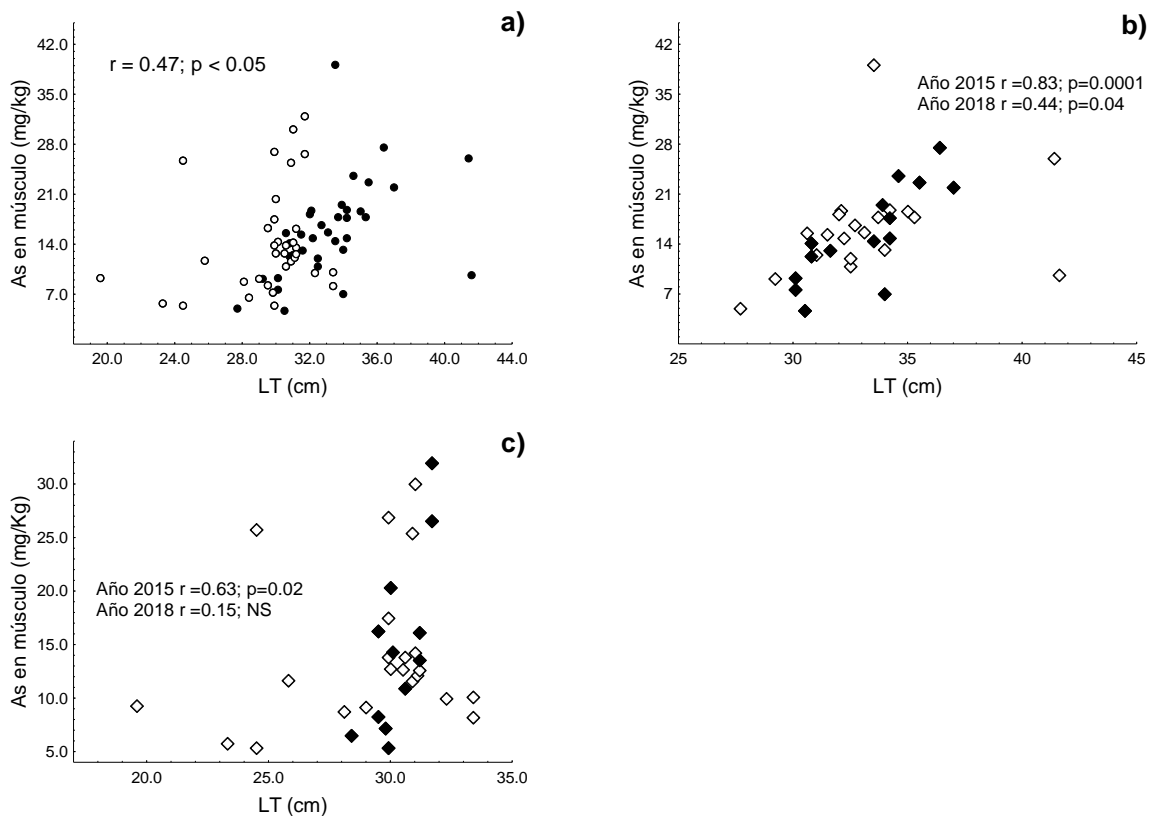


Figura 17. Correlaciones de LT de *G. piperatus* con a) As en músculo, b) As en músculo de hembras por año de captura y c) As en músculo de machos por año de captura; r = coeficiente de correlación de Spearman; ● = hembras, ○ = machos, ◆ = organismos capturados en 2015, ◇ = organismos capturados en 2018.

As en hígado solo se correlacionó significativamente con As en músculo ($r=0.36$; $p<0.001$; Fig. 18) al no presentar correlaciones significativas ($p>0.05$) con peso ($r=-0.01$) y LT ($r=0.04$).

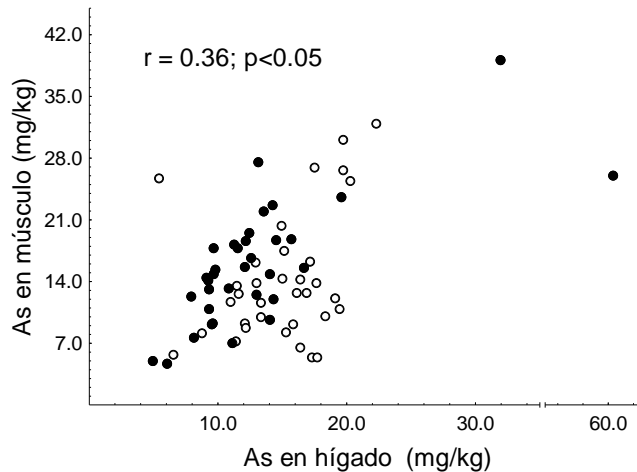


Figura 18. Correlación del contenido de As entre tejidos de *G. piperatus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; ● = hembras, ○ = machos.

El As a diferencia del Hg y Se, se mantuvo constante en cuanto a la acumulación en los tejidos estudiados de *G. piperatus*, presentando concentraciones similares en ambos años ($p > 0.05$). Así mismo, entre tejidos tampoco hubo diferencias significativas en la acumulación de As, tanto para 2015 como para 2018 ($p > 0.05$). No obstante, durante 2015 al igual que con Se, los machos presentaron niveles mayores de As en hígado ($p < 0.05$), mientras que en 2018 no hubo diferencias entre las concentraciones de As en hembras y machos en los tejidos ($p > 0.05$).

7.2.4. Relación entre elementos

Se encontraron correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre Hg, Se y As en los tejidos de interés, es decir, músculo e hígado. En el caso de Hg en músculo, este presentó correlaciones positivas con Se en músculo (Fig. 19a) e hígado (Fig. 19b), así como con As en ambos tejidos (Fig. 19c y 19d, respectivamente), por lo que al aumentar los niveles de Hg en músculo, aumentan los niveles de Se y As en los órganos estudiados.

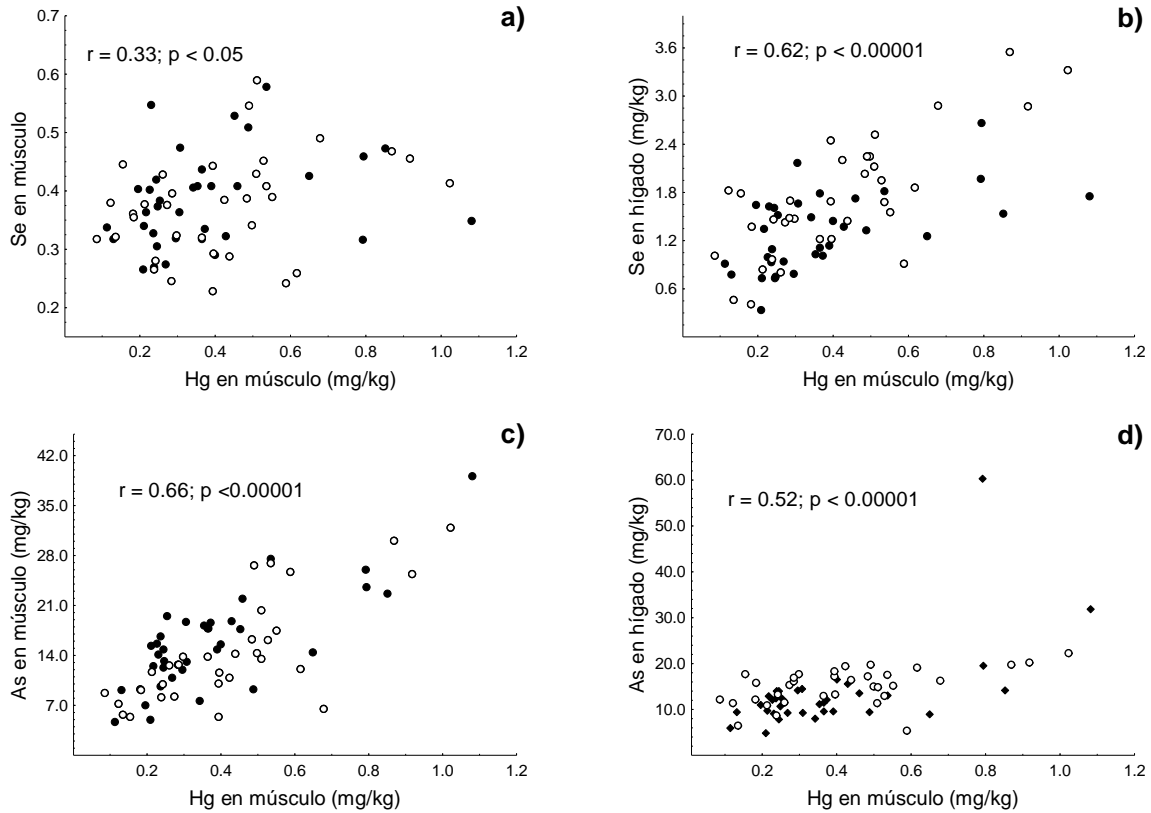


Figura 19. Relación entre Hg en músculo con a) Se en músculo, b) Se en hígado, c) As en músculo y d) As en hígado; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.

El As en músculo muestra correlaciones estadísticamente significativas con Hg en hígado (Fig. 20a) Se en músculo (Fig. 20b) y Se en hígado (Fig. 20c), aumentando las concentraciones de los mismos, al aumentar el As en músculo.

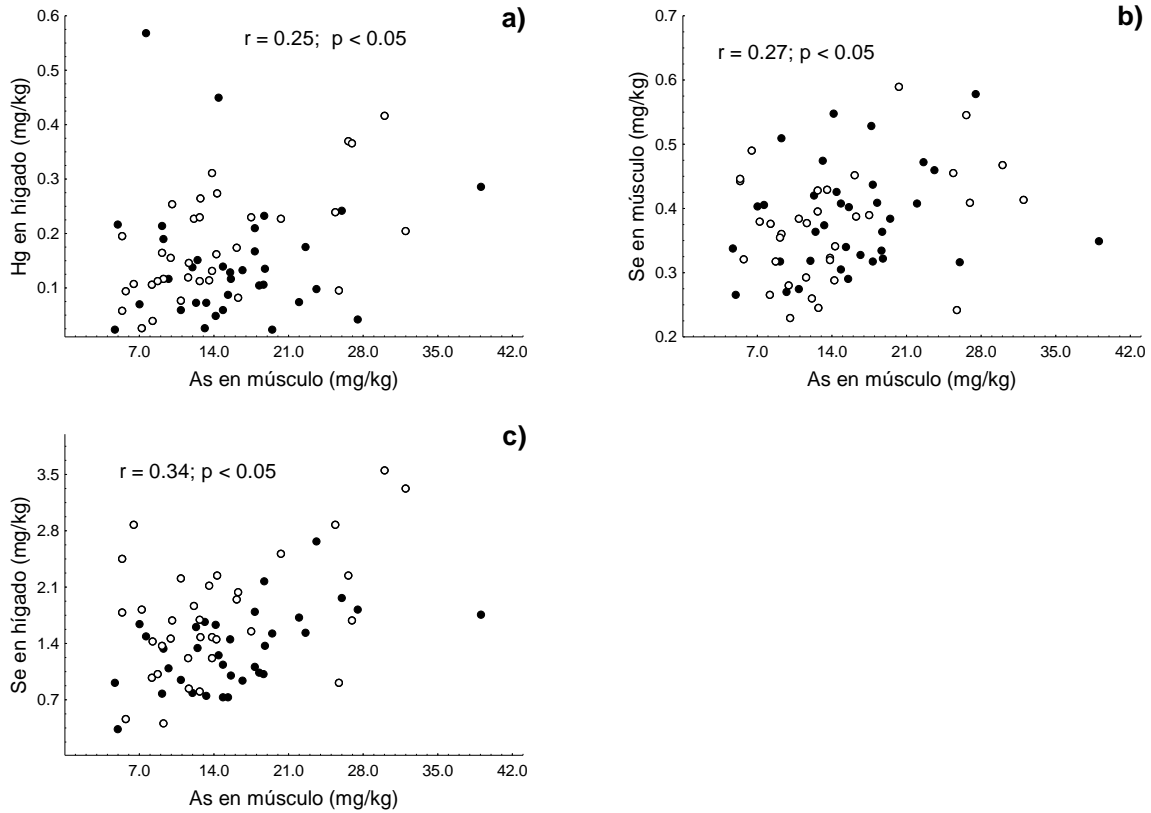


Figura 20. Relación entre As en músculo con a) Hg en hígado, b) Se en músculo y c) Se en hígado; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.

Así mismo, el As en hígado mostró una correlación positiva significativa con Hg en hígado (Fig. 21a) y Se en hígado (Fig. 21b).

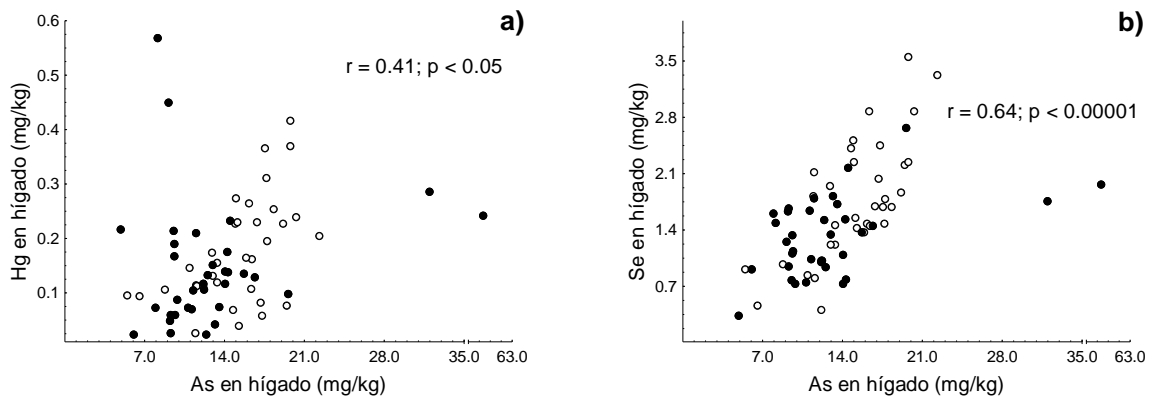


Figura 21. Relación entre As en hígado con a) Hg en hígado y b) Se en hígado; r = coeficiente de correlación de Spearman; ●= hembras, ○= machos.

7.3. Relación molar Se:Hg

La relación molar calculada para músculo e hígado de *G. piperatus* mostró diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$; Tabla 3). El hígado, estadísticamente presentó las mayores relaciones molares con valores que varían de 3.94 a 173.9, mientras que músculo presentó un rango de valores Se:Hg de 0.82 a 9.37. Por otra parte no existen diferencias significativas de estas relaciones molares entre hembras y machos ($p > 0.05$). Pero si hay variaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en la relación molar Se:Hg en hígado durante el año 2015 y 2018, mientras que la relación molar en músculo se mantiene constante en ambos años ($p > 0.05$).

Tabla 3. Concentraciones promedio (\pm desviación estándar) y relaciones molares de Se:Hg en músculo e hígado de *G. piperatus* por temporada de muestreo.

Tejido	Hg	Se	Hg ($\mu\text{mol/kg}$)	Se	Se:Hg
Año	(mg/kg)	(mg/kg)		($\mu\text{mol/kg}$)	
Músculo					
2015	0.45 ± 0.21^1	0.44 ± 0.06^1	2.25 ± 1.07	5.62 ± 0.87	3.15 ± 1.75^1
2018	0.36 ± 0.22^2	0.33 ± 0.06^2	1.80 ± 1.09	4.27 ± 0.77	3.13 ± 1.78^1
Hígado					
2015	0.13 ± 0.13^1	1.91 ± 0.56^1	0.69 ± 0.68	24.19 ± 7.12	67.3 ± 46.9^1
2018	0.17 ± 0.07^2	1.30 ± 0.61^2	0.86 ± 0.39	16.55 ± 7.84	20.1 ± 6.6^2
Total					
Músculo	0.39 ± 0.22^a	0.37 ± 0.08^a	1.98 ± 1.10	4.80 ± 1.04	3.13 ± 1.76^a
Hígado	0.16 ± 0.10^b	1.54 ± 0.66^b	0.79 ± 0.52	19.54 ± 8.40	38.6 ± 37.4^b

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

La relación molar Se:Hg en músculo presentó una correlación negativa significativa ($p < 0.05$) con la LT (Fig. 22a), de manera específica se observó una asociación negativa significativa en la relación molar Se:Hg en músculo de las hembras capturadas en 2015 (Fig. 22b) y los machos capturados en 2018 (Fig. 22c).

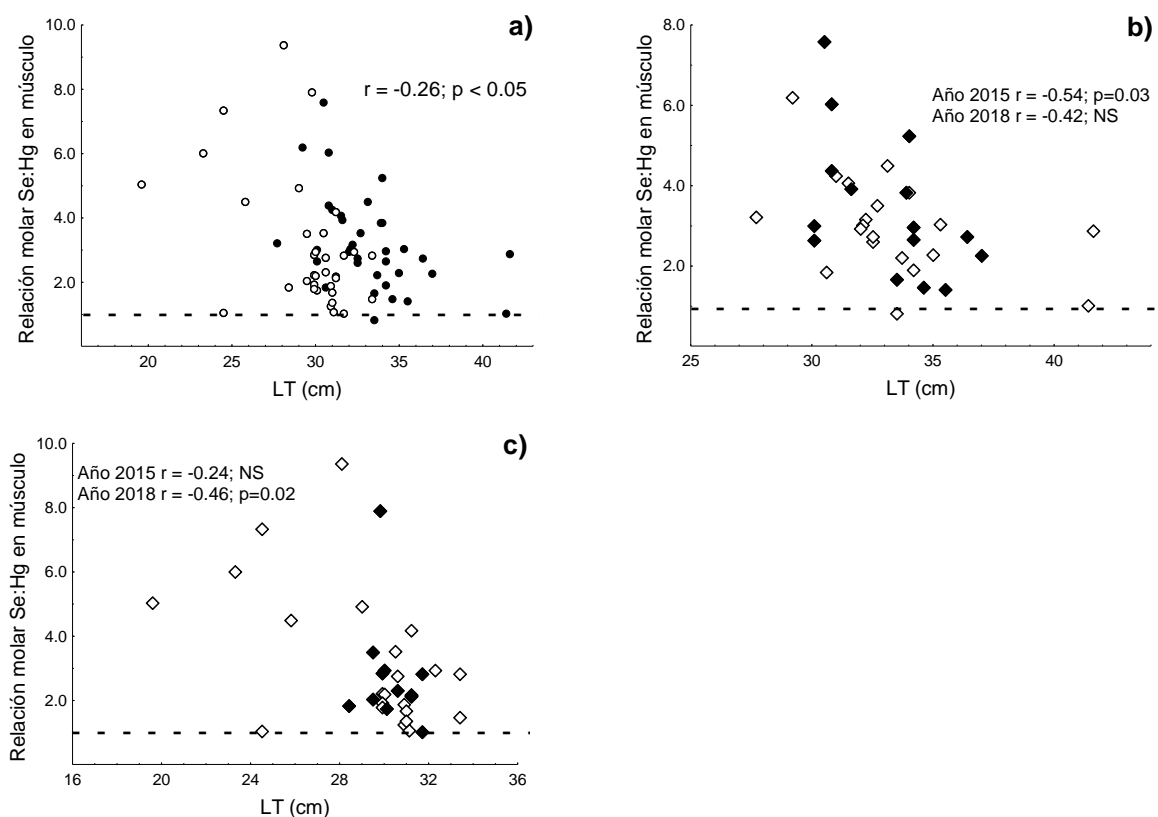


Figura 22. Correlaciones de la LT de *G. piperatus* con la relación molar Se:Hg en a) músculo, en b) músculo de hembras por año de captura y en c) músculo de machos por año de captura; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativa; ●= hembras, ○= machos, ◆= organismos capturados en 2015, ◇= organismos capturados en 2018; línea punteada indica valor Se:Hg= 1.

Por otra parte, se observó una correlación con tendencia negativa en la relación molar Se:Hg con el peso, misma que presentaron las hembras y machos por año de captura, sin embargo estas no fueron significativas ($p > 0.05$).

Adicionalmente, la relación molar Se:Hg también presentó correlaciones negativas significativas ($p < 0.05$) con las concentraciones de Hg en músculo e hígado y de Se en hígado. En cambio la relación molar Se:Hg en hígado presentó una correlación negativa significativa ($p < 0.05$) con la concentración de Hg en hígado y positivas ($p < 0.05$) con las concentraciones de Se en músculo e hígado (Tabla 4).

Tabla 4. Correlaciones de Spearman (r , $p < 0.05$) de las relaciones molares Se:Hg de *G. piperatus* en músculo e hígado

	Se:Hg músculo	Se:Hg hígado	Hg músculo	Hg hígado	Se músculo	Se hígado
Se:Hg músculo	-	NS	-0.90	-0.41	NS	-0.46
Se:Hg hígado	NS	-	NS	-0.74	0.31	0.40
Hg músculo	-0.90	NS	-	0.36	0.33	0.62
Hg hígado	-0.41	-0.74	0.36	-	NS	NS
Se músculo	NS	0.31	0.33	NS	-	0.49
Se hígado	-0.46	0.40	0.62	NS	0.49	-

NS= no significativo.

8. Discusión general

Los metales y metaloides son considerados serios contaminantes de los ambientes acuáticos, sus concentraciones en la biota marina dependen de factores como el nivel trófico, talla, edad, la forma química y las habilidades adaptativas de biotransformación en los organismos (Storelli y Marcotrigiano, 2002; Storelli *et al.*, 2011; Begés-Tiznado *et al.*, 2015b). Los tiburones al igual que los mamíferos y aves marinas, son particularmente susceptibles a una acumulación significativa de metales y metaloides en sus tejidos, resultando indicadores del estatus de contaminación ambiental (Storelli *et al.*, 2011; Gaion *et al.*, 2016).

En el Golfo de California existen regiones en donde no existe suficiente información para proponer especies biomonitoras que brinden información de los contaminantes biodisponibles (Páez-Osuna y Osuna-Martínez, 2011). Particularmente de los metales determinados, Hg es el metal no esencial más estudiado (Hornung, *et al.*, 1993), mientras que As y su comportamiento es poco conocido además de que existen pocos estudios de As en tiburones del Golfo de California (Barrera-García *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado, 2016; Páez-Osuna *et al.*, 2017).

La edad y la talla de los organismos es un factor importante para determinar la tasa de procesos fisiológicos que influyen en la absorción, distribución y eliminación de metales, sin embargo, esto es poco conocido en elasmobranchios, especialmente para As (Storelli y Marcotrigiano, 2004; Storelli *et al.*, 2005). En *G. piperatus* no fue posible determinar la edad pero se conoce que las hembras de esta especie se consideran adultos a partir de los 18 cm de LT (Matthews, 1975), con la cual se puede inferir que las hembras capturadas en este estudio eran adultos, las cuales representan aproximadamente el 50% de las muestras.

En este estudio se logró observar que las concentraciones de Hg en *G. piperatus* tienen variaciones significativas en cuanto a su distribución en diferentes tejidos

como músculo e hígado, siendo músculo quien contiene los más altos niveles en comparación con hígado. Esto puede deberse a las propiedades fisiológicas de los tejidos, es decir, el Hg, principalmente en su forma química MeHg es altamente afín a los grupos tiol de proteínas (Branco *et al.*, 2012), de este modo, el músculo es un tejido rico en aminoácidos asociados a este grupo, por lo que en diversos estudios de especiación química de este metal en músculo han encontrado que aproximadamente entre un 80 y 90 % del Hg total (THg) es MeHg, su forma más tóxica (Storelli *et al.*, 2002; Nam *et al.*, 2011; Bosch *et al.*, 2016). En cambio, el hígado es un órgano en donde se lleva a cabo la desmetilación, es decir, los contaminantes se concentran y se transforman en metabolitos que son excretados a la bilis e intestino delgado, en donde puede ser reabsorbido o eliminado en las heces fecales como Hg inorgánico (Storelli y Marcotrigiano, 2002; Storelli *et al.*, 2003).

Por otro lado, el Se además de ser un elemento esencial, es potencialmente un protector de los efectos tóxicos del Hg (Burger *et al.*, 2013), el cual probablemente es secuestrado por metalotioneínas y/u otras proteínas protectoras, reduciendo así su biodisponibilidad biológica y toxicidad (Nam *et al.*, 2011; Sørmo *et al.*, 2011). Sin embargo este proceso de secuestro tiene un impacto en las funciones del Se, como la reducción en la síntesis de algunas proteínas (Sorensen, 1948; Tinggi, 2003, Burger *et al.*, 2013; Cuello, 2017).

En *G. piperatus* la distribución de Se al igual que sucede con Hg, presentó diferencias significativas en sus tejidos, por lo que la acumulación de Se en hígado es mayor que en músculo, pero a medida que aumentan los niveles en un tejido, también aumentan en el otro. Existe una similitud en la magnitud de las concentraciones de Se en músculo con respecto a las de Hg en ese mismo tejido, pero en cambio, las concentraciones de Se en hígado llegaron a ser hasta 6 veces más grandes que los niveles de Hg en hígado.

Estas proporciones en la acumulación de los elementos pueden deberse a las propiedades de los tejidos y elementos, puesto que Se es esencial y regulado por el metabolismo del organismo, mientras que Hg es tóxico, además, Se generalmente tiende a acumularse más en hígado y riñón que en otros tejidos como músculo (Sorensen, 1948; Burger *et al.*, 2013; Ancora *et al.*, 2020) debido a que hígado es un tejido en donde son producidas algunas selenoproteínas (ATSDR, 2003; Cuello, 2017; ILP, 2017).

En observaciones previas de *G. piperatus* hígado era el tejido con mayor acumulación de Hg y no músculo, con correlaciones no significativas de Hg en músculo con la LT y el factor de condición K (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019). En este estudio sin embargo, se observó una mayor distribución de Hg en músculo que en hígado, además de observarse una correlación positiva significativa de Hg en músculo con la LT y entre tejidos, pero no significativa positiva con el peso. Estas diferencias en los resultados pueden deberse a varios factores, como el número de muestras o/y la temporada en que fueron recolectados los organismos.

Algunos estudios previos realizados para especies de la familia Scyliorhinidae muestran algunos patrones similares a este estudio en cuanto al comportamiento del Hg en el organismo, pero también difieren en ciertos aspectos. Además, se observaron concentraciones de Hg y Se en músculo e hígado de *G. piperatus* similares a estas especies como las concentraciones de Se en hígado y músculo de *G. melastomus* en el mar Mediterráneo y en el mar Celta (Storelli y Marcotrigiano, 2002; Domi *et al.*, 2005), al igual que las concentraciones de Hg en *G. melastomus* en hígado en el mar Jónico y en músculo de la especie *Figaro boardmani* (Storelli y Marcotrigiano, 2002; Pethybridge *et al.*, 2010; Tabla 5).

Los patrones de distribución de Hg en los tejidos de *G. piperatus* son similares a los observados para la especie *G. melastomus*, en donde las concentraciones más altas de Hg se encuentran en músculo, seguido por hígado y riñón, las cuales

incrementan con la LT y el peso, existiendo una covarianza en el contenido de Hg en hígado y riñón con las tallas (Hornung *et al.* 1993).

Tabla 5. Concentraciones de Hg y Se (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones de la familia Scyliorhinidae. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.

Tejido	NT*	Hg	Se	Ubicación	Referencia
Músculo					
<i>G. melastomus</i>	4.2	0.99 – 8.76	-	Haifa, Israel	Hornung <i>et al.</i> (1993)
<i>G. melastomus</i>	4.2	2.66 \pm 1.24	-	Mar Adriático, Italia	Storelli <i>et al.</i> (2002)
		1.01 \pm 0.62	-	Mar Adriático, Albania	
		0.82 \pm 0.62	-	Mar Jónico	
		2.14 \pm 1.44	-	Mar Egeo	
<i>S. canicula</i>	3.8	1.49 \pm 0.61	-	Mar Adriático	
<i>G. melastomus</i> ^a	4.2	0.38 \pm 0.25	0.20 \pm 0.03	Mar Celta	Domi <i>et al.</i> (2005)
<i>S. canicula</i> ^a	3.8	0.35 \pm 0.14	0.31 \pm 0.14	Mar Celta	
<i>Apristurus</i> sp					Pethybridge <i>et al.</i> (2010)
Juvenil		0.20 – 0.90	-	Australia	
Adulto	-	1.50 – 1.70	-	Australia	
<i>F. boardmani</i>					
Juvenil		0.40 \pm 0.40	-	Australia	
<i>G. melastomus</i>	4.2	0.15– 1.40 ^b	-	Valencia, España	Olmedo <i>et al.</i> (2013)
<i>G. melastomus</i> ^a	4.2				Gaion <i>et al.</i> (2016)
Hembra		2.30 \pm 0.77	-	Mar Tirreno	
Macho		1.69 \pm 0.64	-	Mar Tirreno	
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.51 \pm 0.37	-	Golfo de California	Cruz-Acevedo <i>et al.</i> (2019)
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.39 \pm 0.22	0.37 \pm 0.22	Norte del Golfo de California	Este estudio
Hígado					
<i>G. melastomus</i>	4.2	0.28 – 17.2	-	Haifa, Israel	Hornung <i>et al.</i> (1993)
<i>G. melastomus</i>	4.2	1.08 \pm 1.14	1.21 \pm 0.51	Mar Adriático, Italia	Storelli y Marcotrigiano, (2002)
		0.32 \pm 0.22	1.04 \pm 0.25	Mar Adriático, Albania	
		0.13 \pm 0.08	0.80 \pm 0.30	Mar Jónico	
		1.02 \pm 1.22	0.77 \pm 0.16	Mar Egeo	
<i>G. melastomus</i> ^a	4.2				Gaion <i>et al.</i> (2016)
Hembra		2.40 \pm 1.70	-	Mar Tirreno	
Macho		2.34 \pm 1.34	-	Mar Tirreno	
<i>G. piperatus</i>	3.8	1.00 \pm 0.05	-	Golfo de California	Cruz-Acevedo <i>et al.</i> (2019)
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.16 \pm 0.10	1.54 \pm 0.66	Norte del Golfo de California	Este estudio

NT*= Nivel trófico (FishBase, 2020); ^aDatos convertidos a peso húmedo utilizando el promedio de humedad de este estudio; ^bPercentil 5 – 95

Asimismo, el Hg y MeHg en músculo de *G. melastomus* analizado por Storelli *et al.* (2002), también se correlacionaron de forma significativa positiva con el peso, en donde el 70 – 93% del Hg total de este tejido era MeHg. Ese mismo año Storelli y Marcotrigiano (2002) documentaron la existencia de una correlación positiva entre los niveles de Hg encontrados en hígado de *G. melastomus* con respecto al peso y el incremento de MeHg (29-61%) con la edad del organismo haciendo evidente el proceso de desmetilación en este órgano. En *G. piperatus* la tendencia indica que a mayor peso y tamaño menor es la concentración de Hg en hígado, sin embargo, la correlación encontrada fue estadísticamente no significativa. Al igual que en este estudio, Gaion *et al.*, (2016) tampoco encontraron diferencias significativas en la acumulación de Hg en músculo e hígado entre hembras y machos, pero si en gónadas, haciendo visible un posible proceso de dilución de gónadas por la actividad vitelogénica, no obstante, en este estudio no se analizaron gónadas en *G. piperatus*.

No obstante, en comparación con otras especies de tiburones con diferentes niveles tróficos y tamaños analizados en el Golfo de California (Tabla 6), *G. piperatus* muestra concentraciones menores de Hg tanto en músculo como en hígado (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005; García-Hernández *et al.*, 2007; Hurtado-Banda *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015b; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016; Cruz-Acevedo *et al.*, 2019; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2019), mientras que las concentraciones de Se varían entre las diferentes especies de tiburones del mundo (Glover, 1979; Storelli *et al.*, 2003; Kaneko y Ralston, 2007; Nam *et al.*, 2011; Bergés *et al.*, 2015b; Ralston *et al.*, 2019).

Tabla 6. Estudios de determinación de Hg y Se (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones del Golfo de California. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.

Tejido/especie	NT*	Hg	Se	Ubicación
Músculo				
<i>S. lewini</i> ^a	4.1	0.89	-	Altata-Ensenada del Pabellón ¹
<i>Alopias pelagicus</i>	4.5	0.48 – 4.95	-	Golfo de California ²
<i>C. falciformis</i>	4.5	<LD – 0.65	-	Golfo de California ²
<i>C. limbatus</i>	4.4	<LD – 1.12	-	Golfo de California ²
<i>C. bscurus</i>	4.3	1.16	-	Golfo de California ²
<i>M. henlei</i>	3.6	0.10 – 0.37	-	Golfo de California ²
<i>Nasolamia velox</i>	4.2	1.02	-	Golfo de California ²
<i>P. glauca</i>	4.4	0.27	-	Golfo de California ²
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	4.2	0.44 – 2.61	-	Golfo de California ²
<i>S. lewini</i>	4.1	<LD – 3.54	-	Golfo de California ²
<i>S. zygaena</i>	4.9	0.67 – 20.86	-	Golfo de California ²
<i>Triakis semifasciata</i>	3.7	0.08	-	Golfo de California ²
<i>M. albipinnis</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	3.6	0.12 – 0.28	-	
Adulto		0.19 – 0.69	-	
<i>R. longurio</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	4.2	0.10 – 0.45	-	
Adulto		0.35 – 3.36	-	
<i>S. lewini</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	4.1	0.05 – 1.49	-	
<i>S. lewini</i>	4.1	0.63 \pm 0.04	1.2 \pm 0.1	Teacapán, Sinaloa ⁴
<i>Squatina californica</i>		0.24 \pm 0.28	-	Sur del Golfo de California ⁵
<i>Cephalurus cephalus</i>	3.7	0.34 \pm 0.25	-	Golfo de California ⁶
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.51 \pm 0.37	-	
<i>R. typus</i>		0.02	0.01	Punta Bufeo ⁷
<i>R. typus</i>	3.6	0.04	1.13	Bahía de La Paz ⁷
<i>S. lewini</i> ^a	4.1	0.20 \pm 0.11	0.16 \pm 0.10	Sinaloa ⁸
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.39 \pm 0.22	0.37 \pm 0.22	Este estudio
Hígado				
<i>M. albipinnis</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	3.6	0.04 – 0.22	-	
Adulto		0.04 – 0.28	-	
<i>R. longurio</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	4.2	0.006– 0.10	-	
Adulto		0.001– 0.22	-	
<i>S. lewini</i>				Bahía de Kino, Sonora y Cospita, Sinaloa ³
Juvenil	4.1	0.17 – 0.38	-	
<i>S. lewini</i>	4.1	0.15 \pm 0.01	7.7 \pm 0.5	Teacapán, Sinaloa ⁴
<i>G. piperatus</i>	3.8	1.00 \pm 0.05	-	Golfo de California ⁶
<i>M. henlei</i>	3.6	1.19 \pm 0.45	-	Golfo de California ⁶
<i>R. typus</i>		0.073	0.39	Punta Bufeo ⁷
<i>R. typus</i>	3.6	0.056	0.40	Bahía de La Paz ⁷
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.16 \pm 0.10	1.54 \pm 0.66	Este estudio

NT*= Nivel trófico (FishBase, 2020); ^aDatos convertidos a peso húmedo utilizando el promedio de humedad de este estudio; <LD, debajo del límite de detección; 1, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005; 2, García-Hernández *et al.*, 2007; 3, Hurtado-Banda *et al.*, 2012; 4, Bergés-Tiznado *et al.*, 2015b; 5, Escobar-Sánchez *et al.*, 2016; 6, Cruz-Acevedo *et al.*, 2019; 7, Pancaldi *et al.*, 2019; 8, Ruelas-Inzunza *et al.*, 2019.

Asimismo, *G. piperatus* mostró una mayor acumulación de Hg en músculo, en comparación a las concentraciones de Hg reportadas en peso húmedo para diferentes especies de menor nivel trófico como crustáceos y moluscos presentes en el Golfo de California (Tabla 7). Estas diferencias en la acumulación de los elementos puede suceder por las diferencias fisiológicas de las especies, tasas de crecimiento y de absorción de contaminantes, los hábitos alimenticios de las especies, las actividades humanas realizadas alrededor del lugar, la deposición atmosférica, interacciones biológicas, diversas reacciones y diluciones, así como los movimientos de agua y el encapsulamiento en el sedimento (G'lttri, 1993; Hornung *et al.*, 1993; Storelli *et al.*, 2002; García-Hernández *et al.*, 2007; ATSDR, 2003).

Tabla 7. Estudios de determinación de Hg (mg/kg peso húmedo) en músculo y partes blandas de diferentes especies de crustáceos y moluscos. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.

Organismos	Hg	Ubicación
Crustáceos		
<i>Penaeus californiensis</i> ^a	0.12 \pm 0.10	Mazatlán (supermercado) ¹
<i>P. stylirostris</i> ^a	0.05 \pm 0.05	Topolobampo (pesquería) ¹
	0.09 \pm 0.12	Guaymas (supermercado) ¹
<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i> ^a	0.21 \pm 0.07	Altata-Ensenada del Pabellón ²
<i>F. californiensis</i> ^a	0.13 \pm 0.08	Altata-Ensenada del Pabellón ²
<i>Litopenaeus stylirostris</i> ^a	0.30 \pm 0.36	Altata-Ensenada del Pabellón ²
<i>L. vannamei</i> ^a	0.20 \pm 0.01	Altata-Ensenada del Pabellón ²
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> ^a	0.13 \pm 0.04	Altata-Ensenada del Pabellón ²
<i>L. vannamei</i> ^a	0.19 \pm 0.14	Sonora, México ⁶
	0.31 \pm 0.21	Sinaloa, México ⁶
Isópodos <i>Ligia</i> ^a	<DL – 1.73	Costas del Golfo de California ⁸
Moluscos		
<i>Anadara tuberculosa</i> ^a	0.05 \pm 0.02	Mazatlán (supermercado) ¹
<i>Chione subrugosa</i> ^a	0.06 \pm 0.002	Bahía de Guaymas ³
<i>Crassostrea gigas</i> ^a	0.23	Bahía de Guaymas ³
<i>C. corteziensis</i>	0.03 – 0.04	Bahía de Bacochibampo, Sonora, México ⁴
<i>C. corteziensis</i> ^a	0.35 – 0.53	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>C. gigas</i> ^a	0.27 – 0.60	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>Fistulobalanus dentivarians</i> ^a	0.29 – 0.68	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>A. tuberculosa</i> ^a	0.14 – 0.24	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>C. fluctifraga</i> ^a	0.21 – 0.39	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>C. gnidia</i> ^a	0.29 – 0.77	Sistema Lagunar El Tobari ⁵
<i>Crassostrea spp.</i> ^a	0.17 \pm 0.03	Diferentes granjas de cultivo en Sonora, Sinaloa y Nayarit ⁷
<i>C. corteziensis</i> ^a	0.38 \pm 0.17	Lagunas costeras del sureste del Golfo de California ⁹
<i>C. gigas</i>	0.01 \pm 0.01	Estuario La Pitahaya, Sinaloa, México ¹⁰
<i>C. gigas</i>	0.04 \pm 0.06	Estuario La Pitahaya, Sinaloa, México ¹¹
<i>C. gigas</i>		
Diploide	0.13 \pm 0.17	Guasave, Sinaloa, México ¹²
Triploide	0.08 \pm 0.04	Guasave, Sinaloa, México ¹²
Diploide	0.06 \pm 0.02	Ahome, Sinaloa, México ¹²
Triploide	0.08 \pm 0.03	Ahome, Sinaloa, México ¹²
Diploide	0.20 \pm 0.11	Navolato, Sinaloa, México ¹²
Triploide	0.18 \pm 0.07	Navolato, Sinaloa, México ¹²
<i>Dosinia ponderosa</i>	<DL – 1.12	Costas de Sonora, México ¹³
<i>Crassostrea gigas</i>	0.01 – 0.13	Costas de Sonora, México ¹⁴
<i>Atrina maura</i>	0.04 – 0.05	Estuario La Pitahaya, Sinaloa, México ¹⁵
<i>Callista Megapitaria squalida</i> ^a	0.07 \pm 0.04	Bahía La Paz, Baja California Sur, México ¹⁶

<DL, debajo del límite de detección; ^a Datos publicados en peso seco; 1, Reimer y Reimer, 1975; 2, Ruelas-Inzunza *et al.*, 2004; 3, Green-Ruiz *et al.*, 2005; 4, García-Rico *et al.*, 2010; 5, Jara-Marini *et al.*, 2013; 6, Delgado-Álvarez *et al.*, 2015a; 7, Delgado-Álvarez *et al.*, 2015b; 8, García-Hernández *et al.*, 2015; 9, Páez-Osuna y Osuna-Martínez 2015; 10, Góngora-Gómez *et al.*, 2017; 11, Jonathan *et al.*, 2017; 12, Muñoz-Sevilla *et al.*, 2017; 13, García-Hernández *et al.*, 2018; 14, García-Rico y Tejeda-Valenzuela, 2018; 15, Góngora-Gómez *et al.*, 2018; 16, Romo-Piñera *et al.*, 2018.

Con respecto a As, es un elemento que su acumulación puede tener muchas variaciones entre los diferentes taxones y en algunos pueden ser inexplicablemente altos (Windom *et al.*, 1973; Storelli *et al.*, 2003; Storelli y

Marcotrigiano, 2004; Olmedo *et al.*, 2013). La influencia de los parámetros biológicos en la acumulación de este elemento no es clara en animales marinos de mayor nivel trófico, por lo que se considera que una ruta principal de acumulación de As en organismos marinos podría ser mediante una dieta más rica en cefalópodos y crustáceos, o bien, que la especie en cuestión cuente con una alta capacidad de retención de As (Storelli *et al.*, 2003; Storelli *et al.*, 2005; Mohammed y Mohammed, 2017).

En el caso de *G. piperatus* la acumulación de As que presenta resulta comparable y en algunos casos mayor que los estudios previos en tiburones de diferentes partes del mundo con distintos niveles tróficos (Tabla 8). Sin embargo, los hábitos alimenticios de esta especie resultan desconocidos (Compagno, 1984; FishBase, 2020), por lo que se consideran además otras posibles rutas de exposición y acumulación de As, Hg y Se; asociadas al campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas, la actividad geotérmica en el centro y norte del Golfo de California, así como la agricultura, minería y acuicultura desarrolladas alrededor del Golfo de California, el cual presenta una circulación influenciada por los cambios estacionales con giros reversibles, ocasionando fenómenos de surgencias en la zona norte (LLuch-Cota *et al.*, 2000; LLuch-Cota *et al.*, 2007; Arango-Galván *et al.*, 2015; Páez-Osuna *et al.*, 2017; Soto y Estrada, 2014); fenómeno que se sabe se asocia con el transporte de aguas enriquecidas en nutrientes y de varios oligoelementos (LLuch-Cota *et al.*, 2007; Páez-Osuna *et al.*, 2017)

El patrón de As mostrado en la acumulación de los tejidos de *G. piperatus*, no muestra una acumulación preferencial de As a pesar de que el contenido de As fue mayor en músculo que en hígado ($p > 0.05$) resultando similar al reportado por De Gieter *et al.* (2002) y Gaion *et al.* (2016). Por el contrario, en otros estudios la acumulación y distribución de As en los tejidos sí muestra diferencias estadísticamente significativas entre tejidos haciendo más evidente un proceso de desintoxicación de As en el organismo (Storelli *et al.*, 2003; Storelli y Marcotrigiano, 2004).

Tabla 8. Estudios de determinación de AsT (mg/kg peso húmedo) en tiburones de diferente nivel trófico. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.

Tejido Especie	NT*	LT (m)	AsT	Ubicación
Músculo				
<i>Hexanchus griseus</i>	4.1	ND	2.40 – 5.90	Costas de Canadá en el Pacífico ¹ Costas de Canadá en el Pacífico ¹
<i>S. acanthias</i>	4.4	ND	5.6	
<i>C. falciformis</i> ^a	4.5	ND	0.18	Atlántico Norte ²
<i>C. obscurus</i> ^a	4.3	ND	1.16	Atlántico Norte ²
<i>S. lewini</i> ^a	4.1	ND	0.40	Atlántico Norte ²
<i>S. tiburo</i> ^a	3.9	ND	2.58	Atlántico Norte ²
<i>Squalus acanthias</i> ^a	4.4	ND	1.84	Atlántico Norte ²
<i>Carcharias sorrakowah</i> ^a	4.3	ND	1.16 – 1.99	Goa, India ³
<i>Galeorhinus australis</i>	4.3	ND	5.00 – 23.00	Sudeste de Australia ⁴
<i>M. antarcticus</i>	4.5	ND	7.00 – 30.00	Sudeste de Australia ⁴
<i>C. longimanus</i>	4.2	ND	3.1	Océano Índico ⁵
<i>I. oxyrinchu</i>	4.5	ND	9.5	Océano Índico ⁵
<i>S. zygaena</i>	4.9	2.77 – 3.03	18.00 \pm 8.57	Mar Jónico ⁶
<i>P. glauca</i>	4.4	1.17 – 2.69	6.66 \pm 0.55	Baja California Sur ⁷
<i>S. lewini</i>	4.1	0.53 – 1.08	10.1 \pm 0.3	Teacapán, Sinaloa ⁸
<i>R. typus</i>	3.6	9.4	1.05	Punta Bufeo ⁹
<i>R. typus</i>		5.5	0.71	Bahía de La Paz ⁹
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.19 – 0.41	15.08 \pm 7.04	Este estudio
Hígado				
<i>C. falciformis</i> ^a	4.5	ND	11.73	Atlántico Norte ²
<i>C. milbert</i> ^a	-	ND	6.57	Atlántico Norte ²
<i>C. obscurus</i> ^a	4.3	ND	5.86	Atlántico Norte ²
<i>S. lewini</i> ^a	4.1	ND	3.52	Atlántico Norte ²
<i>S. tiburo</i> ^a	3.9	ND	9.97	Atlántico Norte ²
<i>S. acanthias</i> ^a	4.4	ND	3.34	Atlántico Norte ²
<i>C. sorrakowah</i> ^a	4.3	ND	13.61	Goa, India ³
<i>S. zygaena</i>	4.9	2.77 – 3.03	44.22 \pm 2.22	Mar Jónico ⁶
<i>S. lewini</i>	4.1	0.53 – 1.08	9.4 \pm 0.5	Teacapán, Sinaloa ⁸
<i>R. typus</i>	3.6	9.4	24.30	Punta Bufeo ⁹
<i>R. typus</i>		5.5	33.7	Bahía de La Paz ⁹
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.19 – 0.41	14.31 \pm 7.16	Este estudio

NT*= Nivel trófico (FishBase, 2020); ND= datos no disponibles; ^adatos convertidos a peso húmedo utilizando el promedio de humedad de este estudio; 1, LeBlanc y Jackson, 1973; 2, Windom *et al.*, 1973; 3, Zingde *et al.*, 1976; 4, Glover, 1979; 5, Hanaoka y Tagawa, 1985; 6, Storelli *et al.*, 2003; 7, Barrera-García *et al.*, 2012; 8, Bergés-Tiznado, 2016; 9, Pancaldi *et al.*, 2019.

Por lo que un posible proceso de desintoxicación de As propuesto en los organismos es mediante el transporte de las especies arsenicales inorgánicas y orgánicas simples al hígado, donde son metiladas a especies más complejas pero menos tóxicas como la arsenobetaina, la cual es considerada la principal forma de As en los tejidos de tiburones, y a arsenocolina, esto debido a que la excreción resulta más rápida en las formas orgánicas que las inorgánicas (Hanaoka y Tagawa, 1985; Hanaoka *et al.*, 1993; De Gieter *et al.*, 2002; Storelli y Marcotrigiano, 2004; Jaishankar *et al.*, 2014).

No obstante, otro proceso que podría estar relacionado con la desintoxicación de As en los organismos, es la afinidad que este elemento presenta por los grupos tiol de proteínas asociadas al músculo, por lo que se unen grupos inorgánicos de proteínas de este grupo, como las metalotioneínas al As, formando complejos As-tiol; estas metalotioneínas, ricas en cisteína, pueden inducirse cuando las concentraciones intracelulares de As en este caso exceden un umbral, formando estos complejos que podrían transformarse en arsenobetaina a través de una metilación posterior (Hong *et al.*, 2014).

En estudios previos ha sido documentada la falta de relación en la acumulación de As con respecto a la talla o edad, la cual puede ser atribuida a los rangos limitados en la longitud de los peces investigados o a un cambio en la dieta debido al crecimiento del organismo (Zingde *et al.*, 1976; De Gieter *et al.*, 2002; Storelli y Marcotrigiano, 2004). Sin embargo, en este trabajo el As en el músculo de *G. piperatus* se observó este tipo de correlación con la talla y el peso, sugiriendo que la acumulación de As en músculo podría estar en función de la talla y el peso, tal como lo reportan Storelli *et al.* (2003), Storelli y Marcotrigiano (2004) y Storelli *et al.* (2005), para especies pequeñas de tiburón pertenecientes a la familia Scyliorhinidae.

Otros estudios sugieren que niveles mayores de As en el hígado generalmente no se asocian con la LT (Storelli y Marcotrigiano, 2004), tal fue el caso en este

estudio con respecto a los hígados de *G. piperatus*. Cuando llegan a existir correlaciones significativas de As en hígado con la LT, estas tienden a ser negativas, es decir a mayor tamaño o edad, menor es la acumulación del elemento (Storelli y Marcotrigiano, 2004).

Este hecho puede deberse al tamaño tan grande que tienen los hígados en elasmobranquios, confiriéndole a estos organismos una mayor capacidad de eliminar sustancias tóxicas, por lo tanto se podría suponer que los elasmobranquios de mayor tamaño presentan una mejor eficiencia para metilar y excretar As (Storelli y Marcotrigiano, 2004). Lo cual se puede apreciar en las concentraciones menores que se observan de As en hígado para especies de tiburones de mayor tamaño que los organismos analizados en diferentes estudios de la familia Scyliorhinidae (Tabla 9), sin embargo es importante tomar en cuenta como ya se mencionó anteriormente, factores como la dieta, la capacidad de absorción de As, el espacio geográfico, entre otros.

Tabla 9. Estudios de determinación de AsT y Asi (mg/kg peso húmedo) en diferentes especies de tiburones de la familia Scyliorhinidae. Los resultados son mostrados por rango o promedio (\pm desviación estándar) de acuerdo a la literatura.

Tejido Especie	NT*	LT (cm)	AsT	Asi	Ubicación
Músculo					
<i>S. canicula</i>	3.8	0.55 – 0.68	21.3 – 64.0	0.05 – 0.60	Costa Francesa, Canal de Bristol, Bahía del Sena ¹
<i>G. melastomus</i>	4.2	0.24 – 0.55	7.81 \pm 1.83	-	Mar Adriático (Italia) ²
		0.19 – 0.50	7.11 \pm 2.75	-	Mar Adriático (Albania) ²
		0.12 – 0.52	5.57 \pm 2.50	-	Mar Jónico (Italia) ²
		0.18 – 0.63	13.07 \pm 4.93	-	Mar Egeo (Grecia) ²
<i>S. canicula</i>	3.8	0.36 – 0.49	13.60 \pm 3.57	-	Mar Adriático (Italia) ²
<i>S. canicula</i>	3.8	ND	7.88 \pm 2.92	0.26 \pm 0.13	Mar Adriático ³
<i>G. melastomus</i> ^a	4.2				Mar Tirreno ⁴
Hembras		0.44 – 0.50	35.49 \pm 4.29	-	Mar Tirreno ⁴
Machos		0.40 – 0.48	28.85 \pm 10.78	-	
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.19 – 0.41	15.08 \pm 7.04	-	Este estudio
Hígado					
<i>S. canicula</i>	3.8	ND	61.00	-	Costa Francesa, Canal de Bristol, Bahía del Sena ¹
<i>G. melastomus</i>	4.2	0.24 – 0.55	9.56 \pm 3.94	-	Mar Egeo (Grecia) ²
		0.19 – 0.50	2.04 \pm 0.97	-	Mar Jónico (Italia) ²
		0.12 – 0.52	3.40 \pm 0.84	-	Mar Adriático (Albania) ²
		0.18 – 0.63	10.05 \pm 2.51	-	Mar Adriático (Italia) ²
<i>S. canicula</i>	3.8	0.36 – 0.49	4.09 \pm 1.18	-	Mar Adriático (Italia) ²
<i>G. melastomus</i> ^a					
Hembras	4.2	0.44 – 0.50	59.62 \pm 38.79	-	Mar Tirreno ⁴
Machos		0.40 – 0.48	63.09 \pm 38.38	-	Mar Tirreno ⁴
<i>G. piperatus</i>	3.8	0.19 – 0.41	14.31 \pm 7.16	-	Este estudio

NT*= Nivel trófico (FishBase, 2020); ND= dato no disponible; ^adatos convertidos a peso húmedo utilizando el promedio de humedad de este estudio; 1, De Gieter *et al.*, 2002; 2, Storelli y Marcotrigiano, 2004; 3, Storelli *et al.*, 2005; 4, Gaion *et al.*, 2016.

En el caso de las interacciones entre elementos, Se es un elemento que puede presentar interacciones con otros elementos distintos al Hg, sin embargo estas son complejas y no se comprenden bien (ATSDR, 2003); tal es el caso del As, donde muchas formas de Se pueden interactuar con este metaloide reduciendo la toxicidad de ambos elementos, más aún, el As puede potencialmente disminuir la disponibilidad de Se como un elemento protector a la toxicidad de Hg, aunque aún existe una falta de información sobre la interacción antagonista para cada especie

de As con Se (ATSDR, 2003; Ouédraogo y Amyot, 2013). Además, dependiendo de la especie química de Se, también puede suceder una interacción sinérgica muy pronunciada entre el As y metabolitos de Se metilados (ATSDR, 2003). A pesar de ello, en este estudio no es posible afirmar un posible proceso de antagonismo/sinergismo en estos elementos.

En lo que respecta a los resultados de la relación molar Se:Hg, varios estudios han sugerido que un exceso de Se sobre Hg puede proteger contra la toxicidad de Hg, el cual es medido por la relación molar Se:Hg, planteando una relación molar 1:1 o bien, que las relaciones molares mayores a este valor propuesto aseguran un mayor efecto de protección que las relaciones molares Se:Hg <1 debido a que puede existir suficiente Se para formar complejos Se – Hg y realizar sus funciones de elemento esencial (Kaneko y Ralston, 2007; Sørmo *et al.*, 2011; Burger *et al.*, 2013), pero también reconocen que la proporción real de la relación molar Se:Hg para un efecto de protección es aún desconocida y complicada (Dang y Wang, 2011; Burger *et al.*, 2013; Ancora *et al.*, 2020).

En las relaciones molares Se:Hg en músculo de *G. piperatus* el 98% de los organismos presentó una relación molar > 1, con un promedio de 3.14 ± 1.76 . Por su parte, hígado mostró las relaciones molares Se:Hg más elevadas que músculo ($p < 0.05$), sugiriendo un posible efecto de protección de Se ante la toxicidad de Hg (Kaneko y Ralston, 2007; Sørmo *et al.*, 2011; Burger *et al.*, 2013), permitiendo a su vez que Se realice un proceso de desmetilación (en hígado) y/o secuestro de Hg por Se en forma de metalotioneínas u otras proteínas protectoras como la glutatión peroxidasa (GPx) o selenoproteínas (Storelli y Marcotrigiano, 2002; Nam *et al.*, 2011; Sørmo *et al.*, 2011; Bergés *et al.*, 2015a; Bergés *et al.*, 2015b).

De acuerdo a las correlaciones encontradas en este estudio, los organismos con una LT mayor, pueden verse más expuestos a los efectos de Hg, ya que la relación molar Se:Hg en músculo decrece; observándose la misma tendencia en diferentes estudios en peces (Sørmo *et al.*, 2011; Burger *et al.*, 2013; Bergés-Tiznado *et al.*,

2015a; Ancora *et al.*, 2020; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2019). Por otro lado, en hígado no se observó un patrón de comportamiento de la relación molar Se:Hg con la LT o el peso, coincidiendo con lo observado por Bergés *et al.* (2015b).

9. Conclusiones

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

- Las concentraciones de Hg en *G. piperatus* fueron mayores en músculo (0.39 ± 0.22 mg/kg) que en hígado (0.16 ± 0.10 mg/kg); Se en músculo (0.37 ± 0.08 mg/kg) presentó concentraciones menores que en hígado (1.54 ± 0.66) y As mostró concentraciones similares en músculo (15.1 ± 7.0 mg/kg) e hígado (14.3 ± 7.2 mg/kg).
- Existen diferencias en la acumulación de Hg en músculo e hígado ($p < 0.05$); esto podría asociarse a que músculo es rico en aminoácidos con grupos tiol a los cuales Hg tiene una alta afinidad, mientras que hígado es un órgano partícipe del proceso de detoxificación. Además, el factor sexo no fue determinante en la acumulación de este elemento para *G. piperatus* en este estudio ($p > 0.05$).
- La acumulación de Hg en músculo presentó una correlación positiva significativa con la LT y con hígado, indicando una tendencia a acumular Hg en músculo conforme va creciendo el organismo, posiblemente por cambios metabólicos durante las etapas de crecimiento.
- El patrón de distribución de Se mayor en hígado que en músculo puede deberse a que hígado es un órgano en donde se realiza la síntesis de selenoproteínas, mismo tejido que presentó una acumulación mayor en machos que en hembras, probablemente asociado al proceso de reproducción, no obstante, el proceso de reproducción aun no es claro para esta especie.
- El Se no se correlacionó con el peso y LT en ningún tejido, este comportamiento es observado para elementos esenciales los cuales son probablemente regulados por el metabolismo específico de la especie.

- El As es un elemento que tiene una alta variabilidad en cuanto a su distribución; en *G. piperatus* no se observó una acumulación preferencial en la distribución entre músculo e hígado ($p > 0.05$), pero sí se observó una mayor acumulación de As en el hígado en los machos; por lo tanto no se descarta la posibilidad de que un aporte importante de este elemento sea a través de la dieta, la cual aún es desconocida para esta especie.
- El As en músculo presentó correlaciones positivas con el peso y la LT, mientras que hígado no, lo que podría estar ligado a un proceso de detoxificación por parte del hígado y a un proceso de almacenamiento en músculo mediante la formación de complejos As-tiol.
- Las relaciones molares Se:Hg fueron >1 tanto en músculo como hígado (hígado $>$ músculo; $p < 0.05$), sugiriendo un posible efecto de protección de Se ante la toxicidad de Hg, aunque los organismos con una LT mayor, pueden verse más expuestos a los efectos de Hg, ya que la relación molar Se:Hg en músculo decrece, aunque sigue siendo >1.0 .
- No se descarta a *G. piperatus* como una posible especie biomonitora en la zona del norte y Alto Golfo de California, sin embargo, su potencial resulta aún desconocido, por lo que es necesario continuar con investigaciones referentes a su historia de vida, biología, hábitos alimenticios, concentración de los elementos y la distribución de los mismos.

10. Bibliografía

- Ancora, S., Mariotti, G., Ponchia, R., F. M. C., Leonzio, C. y Bianchi, N. (2020). Trace elements levels in muscle and liver of a rarely investigated large pelagic fish: The Mediterranean spearfish *Tetrapturus belone* (Rafinesque, 1810). *Marine Pollution Bulletin* 151, 110878.
- Arango-Galván, C., Prol-Ledesma, R. M. y Torres-Vera, M. A. (2015). Geothermal prospects in the Baja California Peninsula. *Geothermics* 55, 39–57.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry). (2003). Toxicological Profile for Selenium. Página revisada el 15 de diciembre de 2019: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp92.pdf>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry). (2017). ATSDR's Substance Priority List. Página revisada el día 2 de octubre de 2018: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>
- Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L. C., Castellini, J. M. y Zenteno-Savín, T. (2012). Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 156(2), 59-66.
- Bergés-Tiznado, M. E. (2016). Arsénico, mercurio y selenio en pez vela (*Istiophorus platypterus*), dorado (*Coryphaena hippurus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el sureste del Golfo de California: distribución, biomagnificación y riesgos a la salud (Tesis doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Bergés-Tiznado, M. E., Márquez-Farías, J.F., Torres-Rojas, Y., Galván-Magaña, F. y Páez-Osuna, F. (2015a). Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific: Concentration, biomagnification, and dietary intake. *Marine Pollution Bulletin*, 101 (1) 349-358.
- Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, F., Lara-Mendoza, R. E., Torres-Rojas, Y. E., Galván-Magaña, F., Bojórquez-Leyva, H. y Páez-Osuna, F. (2015b). Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead

- Sharks *sphyrna lewini* of the se gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69(4), 440-452.
- Bosch, A.C., O'Neill, B., Sigge, G.O., Kerwath, S.E., y Hoffman, L.C. (2015). Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review. Journal of the Science of Food and Agriculture, 96(1), 32-48.
- Bosch, A.C., O'Neill, B., Sigge, G.O., Kerwath, S.E. y Hoffman, L.C. (2016). Heavy metal accumulation and toxicity in smoothhound (*Mustelus mustelus*) shark from Langebaan Lagoon, South Africa. Food Chemistry, 190, 871-878.
- Branco, V. Vale, C., Canário, J. y Neves dos Santos, M. (2007). Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. Environmental Pollution, 150, 373-380.
- Branco, V., Canário, J., Lu, J., Holmgren, A. y Carvalho, C. (2012). Mercury and selenium interaction in vivo: Effects on thioredoxin reductase and glutathione peroxidase. Free Radical Biology and Medicine, 52, 781–793.
- Burger, J., Jeitner, C., Donio, M., Pittfield, T. y Gochfeld, M. (2013). Mercury and selenium levels, and selenium: Mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. Science of the Total Environment, 443, 278-286.
- Caruso, J. A. y Flores, E. M. M. (2018). Bioavailability of Hg and Se from seafood after culinary treatments. Microchemical Journal, 139, 363-371.
- Compagno, L.J.V. (1984). FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis 125(4), Pt.2:251-655
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2019). Especies endémicas. Página revisada el 28 de agosto de 2019. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/endemicas/endemicas.html>
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2007). Programa de Conservación y Manejo de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Página revisada el día 9 de julio de 2018.

http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/Final_AltoGolfo.pdf

- Cruz-Acevedo, E., Betancourt-Lozano, M., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Aguirre-Villaseñor, H., Aguilera-Márquez, D. y García-Hernández, J. (2019). Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 144, 52-62.
- Cuello, S. (2017). Bioacumulación, toxicidad e interacción de metilmercurio y especies de selenio (Tesis doctoral). Universidad Complutense de Madrid. España.
- Cutter, G.,A., Cutter, L., S., Featherstone, A., M. y Lohrenz, S., E. (2001). Antimony and arsenic biogeochemistry in the western Atlantic Ocean. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 48(13), 2895-2915.
- D'Itri, F.M. (1993). Mercury Pollution and Cycling in Aquatic Systems. Ed. Vernet, J.P. *Studies in Environmental Science* (pp.391-402). Elsevier.
- Dang, F. y Wang, W. X. (2011). Antagonistic interaction of mercury and selenium in a marine fish is dependent on their chemical species. *Environmental Science and Technology* 45, 3116–3122.
- De Gieter, M., Leermakers, M., Van Ryssen, R., Noyen, J., Goeyens, L. y Baeyens, W. (2002). Total and toxic arsenic levels in North Sea fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43, 406–417.
- Delgado-Alvarez, C. G., Ruelas-Inzunza, J., Osuna-López, J. I., Voltolina, D. y Frías-Espéricueta, M. G. (2015a). Mercury content and their risk assessment in farmed shrimp *Litopenaeus vannamei* from NW Mexico. *Chemosphere* 119, 1015–1020.
- Delgado-Álvarez, C. G., Ruelas-Inzunza, J., Osuna-López, J. I., Voltolina, D. y Frías-Espéricueta, M. G. (2015b). Total Mercury Content in Cultured Oysters from NW Mexico: Health Risk Assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94, 209–213.

- Domi, N., Bouquegneau, J., M. y Das, K. (2005). Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. *Marine Environmental Research*, 60(5), 551-569.
- Dutton, J. y Venuti, V. M. (2019). Comparison of Maternal and Embryonic Trace Element Concentrations in Common Thresher Shark (*Alopias vulpinus*) Muscle Tissue. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(3), 380-384.
- EDFM (Environmental Defense Found). (2017). Resultados del programa de técnicos a bordo de la pesquería de merluza en el Alto Golfo de California: Primeros tres años de estudio (2015-2017).
- Eisler, R. (1988). Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *US Fish and Wildlife Service Contaminant Hazard Reviews* 85(12), 1-65.
- Enríquez-Andrade, R., Anaya-Reyna, G., Barrera-Guevara, J.C., Carvajal-Moreno, M. de A., Martínez-Delgado, M.E., Vaca-Rodríguez, J. y Valdés-Casillas, C. (2005). An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean and Coastal Management* 48 (1), 31–50
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Moreno-Sánchez, X. G., Romo-Piñera, A. K. y Frías-Espericueta, M. G. (2016). Mercury Concentrations in Pacific Angel Sharks (*Squatina californica*) and Prey Fishes from Southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96(1), 15-19.
- Espinoza, M., Farrugia T.J. y Lowe C.G. (2010). Habitat use, movements and site fidelity of the gray smooth-hound shark (*Mustelus californicus* Gill 1863) in a newly restored southern California estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 401, 63 – 74.
- Espinoza-García, S. (2016). Bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Pb, en *Mustelus henlei* (GILL, 1863) de la costa suroccidental de Baja California Sur. (Tesis de Maestría). Instituto Politécnico Nacional.
- FishBase. (2020). World Wide Web electronic publication. Página revisada el día 10 de abril de 2020. <https://www.fishbase.de/summary/2538>

- Gaion, A., Scuderi, A., Sartori, D., Pellegrini, D. y Ligas, A. (2016). Trace metals in tissues of *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 from the northern Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean). *Acta Adriática* 57(1): 165 - 172, 2016.
- García-Beltrán, L. A. (2018). Evaluación de la exposición a compuestos anticolinesterásicos en peces demersales del Golfo de California. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García-De-La-Parra, L. M., García-Rico, L. y Márquez-Farías, F. (2007). Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 89(3), 507-522.
- García-Hernández, J., Hurtado, L. A., Leyva-García, G., Guido-Moreno, A., Aguilera-Márquez, D., Mazzei, V. y Ferrante, M. (2015). Isopods of the genus *Ligia* as potential biomonitors of trace metals from the gulf of California and pacific coast of the Baja California peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 177–185.
- García-Hernández, J., Ortega-Vélez, M. I., Contreras-Paniagua, A. D., Aguilera-Márquez, D., Leyva-García, G. y Torre, J. (2018). Mercury concentrations in seafood and the associated risk in women with high fish consumption from coastal villages of Sonora, México. *Food and Chemical Toxicology*, doi: 10.1016/j.fct.2018.07.029.
- García-Rico, L. y Tejeda-Valenzuela, L. (2018). Metal Concentrations in Oysters *Crassostrea gigas* Cultured in the Gulf of California and Risk Assessment to Human Health. *Exposure and Health*, doi:org/10.1007/s12403-018-0281-2.
- García-Rico, L., Tejeda-Valenzuela, L. y Burgos-Hernández, A. (2010). Seasonal Variations in the Concentrations of Metals in *Crassostrea corteziensis* from Sonora, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85, 209–213.
- Glover, J. W. (1979). Concentrations of Arsenic, Selenium and Ten Heavy Metals in School Shark, *Galeorhinus Australis* (Macleay), and Gummy Shark, *Mustelus Antarcticus* günther, from South-Eastern Australian Waters. *Marine and Freshwater Research* 30(4), 505-510.

- Godin, C. y Costes, E. (2005). Mercury as a Global Pollutant. European Research Course on Atmospheres (ERCA) – Volume 5
- 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, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34, 57-68.
- Góngora-Gómez, A. M., García-Ulloa, M., Sevilla-Muñoz, N. P., Domínguez-Orozco, A. L., Villanueva-Fonseca, B. P., Hernández-Sepúlveda, J. A. e Izaguirre, R. O. (2017). Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, México. *Hidrobiológica*, 27 (2), 219-227.
- Green-Ruiz, C., Ruelas-Inzunza, J. y Páez-Osuna, F. (2005). Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. 27, 321–329.
- Hamilton, S.L. (2004). Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Science of the Total Environment* 326 (1-3), 1–31
- Hanaoka, K. y Tagawa, S. (1985). Isolation and identification of arsenobetaine as a major water soluble arsenic compound from muscle of blue pointer *Isurus oxyrinchus* and whitetip shark *Carcharhinus longimanus*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 51(4), 681–685.
- Hanaoka, K., Kogure, T., Miura, Y., Tagawa, S. y Kaise, T. (1993). Post-mortem formation of inorganic arsenic from arsenobetaine in a shark under natural conditions. *Chemosphere* 27, 2163–2167.
- Harmon, S., M. (2008). Chapter 6: Anthropogenic mercury pollution in Aquatic systems: a review of environmental fate and human health risks. Ed. Sánchez, M.L. *Causes and Effects of Heavy Metal Pollution* (pp. 173-199). New York, Nova Publishers, Inc.

- Henke, K.R. (2009). Chapter 3: Arsenic in Natural Environments. Ed. Henke, K.. Arsenic: Environmental Chemistry Health Threats and Waste Treatment (pp. 69-236). United Kingdom, John Wiley & Sons Ltd.
- Heupel, M.,R. (2006). *Galeus piperatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006. Página revisada el 5 de octubre de 2019. <https://www.iucnredlist.org/species/60228/12329390>
- Hong, S., Khim, J. S., Park, J., Son, H. S., Choi, S. D., Choi, K., Ryu, J., Kim, C. Y. Chang, G. S. y Giesy, J. P. (2014). Species- and tissue-specific bioaccumulation of arsenicals in various aquatic organisms from a highly industrialized area in the Pohang City, Korea. *Environmental Pollution*, 192, 27-35.
- Hornung, H., Krom, M.D., Cohen, Y. y Bernhard, M. (1993). Trace metal content in deep-water sharks from the eastern Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 115, 331-338.
- Hubbs, C., L. y Taylor, L., R. (1969). Data on life history and characters of *Galeus piperatus*, a dwarf shark of Golfo de California. *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.*, 15, 310-330.
- Hurtado-Banda, R., Gomez-Alvarez, A., Márquez-Farías, J. F., Cordoba-Figueroa, M., Navarro-García, G. y Medina-Juárez, L. A. (2012). Total mercury in liver and muscle tissue of two coastal sharks from the Northwest of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(6), 971-975.
- ILP (Instituto Linus Pauling). (2017). Selenio. Página revisada el día 15 de septiembre de 2019. <https://pi.oregonstate.edu/es/mic/minerales/selenio#autores-criticos>
- INS (Instituto Nacional de Salud). (2015). Documentos de evaluación de riesgos en inocuidad de alimentos: Evaluación de riesgo de mercurio en peces de aguas continentales en Colombia. Página revisada el 13 de septiembre de 2019. <https://www.ins.gov.co/Direcciones/Vigilancia/Publicaciones%20ERIA%20y%20Plaguicidas/ER%20MERCURIO%20EN%20PECES.pdf>

- IPCS (International Programme on Chemical Safety) INCHEM. (2001). Selenium. Página revisada el 15 de septiembre de 2019. <http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim483.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs%20IPCS>.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B. y Beeregowda, K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72.
- Jara-Marini, M. E., Tapia-Alcaraz, J. N., Dumer-Gutiérrez, J. A., García-Rico, L., García-Hernández, J. y Páez-Osuna, F. (2013). Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 1071–1085.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68, 167-182.
- Jonathan, M. P., Muñoz-Sevilla, N. P., Góngora-Gómez, A. M., Luna-Varela, R. G., Sujitha, S. B., Escobedo-Urías, D. C., Rodríguez-Espinosa, P. F. y Campos-Villegas, L. E. (2017). Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters *Crassostrea gigas* from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.08.098.
- Kaneko, J. J. y Ralston, N. V.C. (2007). Selenium and mercury in pelagic fish in the central North Pacific near Hawaii. *Biological Trace Element Research*, 119(3), 242-254.
- LeBlanc, P.J. y Jackson, A.L., (1973). Arsenic in marine fish and invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 4, 88–90.
- Lluch-Cota S. E. (2000). Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta* 23 731–740.
- Lluch-Cota, S.E., Aragón-Noriega, E.A., Arreguín-Sánchez, F., Aurióles-Gamboa, D., Bautista-Romero, J.J., Brusca, R.C., Cervantes-Duarte, R., Cortés-Altamirano, R., Del Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernandez, G., Hendrickx, M.E., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D.B., López-Martínez, J., Marione,

- S.G., Nevárez-Martínez, M.O., Ortega-García, S., Palacios-Castro, E., Parés-Sierra, A., Ponce-Díaz, G., Ramírez-Rodríguez, M., Salinas-Zavala, C.A., Schwartzlose, R.A. y Sierra-Beltrán, A.P. (2007). The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*, 73, 1-26.
- López-Martínez, J., Acevedo-Cervantes, A., Herrera-Valdivia, E. Rodríguez-Romero, J. y Palacios-Salgado, D.S. (2012). Composición taxonómica y aspectos zoogeográficos de peces de profundidad (90-540 m) del Golfo de California, México. *Biología Tropical*, 60, 347-360.
- Macías-Hernández, P.G. (2015). Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz. (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana.
- Matthews, C. P. (1975). Some observations on the ecology of *Galeus piperatus* Springer and Wagner, a little known shark endemic to the Northern Gulf of California. *Journal of Fish Biology* 7, 77-82.
- Medina-Morales, S. A., Corro-Espinosa, D., Escobar-Sánchez, O., Delgado-Alvarez, C. G., Ruelas-Inzunza, J., Frías-Espéricueta, M. G. y Jara-Marini, M. E. (2020). Mercury (Hg) and selenium (Se) content in the shark *Mustelus henlei* (Triakidae) in the northern Mexican Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 16774–16783.
- 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. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 821-828.
- Mirlean, N. Henrique-Ferraz, A., Seus-Arrache, E. R., Ferreira-Andrade, C. F., Pinheiro-Costa, L. y Johannesson, K. H. (2019). Mercury and selenium in the Brazilian subtropical marine products: Food composition and safety. *Journal of Food Composition and Analysis*, 84, 103310.
- Mohammed, A. y Mohammed, T. (2017). Mercury, arsenic, cadmium and lead in two commercial shark species (*Sphyrna lewini* and *Carcharhinus porosus*) in Trinidad and Tobago. *Marine Pollution Bulletin*, 119(2), 214-218.

- Muñoz-Sevilla, N. P., Villanueva-Fonseca, B. P., Góngora-Gómez, A. M., García-Ulloa, M., Domínguez-Orozco, A. L., Ortega-Izaguirre, R. y Campos-Villegas, L. E. (2017). Heavy metal concentrations in diploid and triploid oysters (*Crassostrea gigas*) from three farms on the north-central coast of Sinaloa, México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 536.
- Nam, D. H., Adams, D. H., Reyier, E. A. y Basu, N. (2011). Mercury and selenium levels in lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1-4), 549-559.
- Newman M. y Unger M. (2003). En *Fundamentals of Ecotoxicology*, segunda edición. Lewis Publishers, EUA.
- NRCC (National Research Council Canada). (2019). DORM-4: Fish protein certified reference material for trace metals. Página revisada el 14 de noviembre de 2019. https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/solutions/advisory/crm/certificates/dorm_4.html
- Olmedo, P., Pla, A., Hernández, A. F., Barbier, F., Ayouni, L. y Gil, F. (2013). Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environment International* 59, 63–72.
- Ouédraogo, O. y Amyot, M. (2013). Mercury, arsenic and selenium concentrations in water and fish from sub-Saharan semi-arid freshwater reservoirs (Burkina Faso). *Science of the Total Environment* 444, 243–254.
- Páez-Osuna F., Álvarez-Borrego S., Ruiz-Fernández A.C., García-Hernández J.C., Jara-Marini M.E., Bergés-Tiznado M.E., Piñón-Gimate A., Alonso-Rodríguez R., Soto-Jiménez M.F., Frías-Espéricueta M.G. Ruelas-Inzunza J.R., Green-Ruiz C.R., Osuna-Martínez C.C. y Sánchez-Cabeza J.A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews* 166, 181 – 205.
- Páez-Osuna, F. y Osuna-Martínez, C. (2011). Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. *Hidrobiológica* 21(3), 229-238.

- Páez-Osuna, F. y Osuna-Martínez, C. C. (2015). Bioavailability of Cadmium, Copper, Mercury, Lead, and Zinc in Subtropical Coastal Lagoons from the Southeast Gulf of California Using Mangrove Oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 305–316.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M. F., González-Armas, R., O'Hara, T., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Vázquez, A. y Galván-Magaña, F. (2019). Trace elements in tissues of whale sharks (*Rhincodon typus*) stranded in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*.
- Parizek J. y Ostadalova I. (1967). The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. *Experientia* 23, 142 – 143.
- Pérez, I. (2015). Ecotoxicología del Arsénico en suelos de la comunidad de Madrid. Página revisada el 10 de septiembre de 2019. <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/ISMAEL%20PEREZ%20MINGUEZ.pdf>
- Pethybridge, H., Cossa, D. y Butler, E.C.V. (2010). Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Marine Environmental Research*, 69, 18–26.
- Ralston, N. V.C., Kaneko, J. J. y Raymond, L. J. (2019). Selenium health benefit values provide a reliable index of seafood benefits vs. risks. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 55, 50-57.
- Rangel-Montoya, E.A., Montañez-Hernández, L.E., Luévanos-Escareño, M.P., y Nagamani, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103-118.
- Reimer, A. A. y Reimer, R. D. (1975). Total mercury in some fish and shellfish along the Mexican coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 14, 105–111.
- Rodríguez-Quiroz, G. y Bracamonte-Sierra, A. (2008). Pertinencia de las ANP como política de conservación y mejoramiento de la calidad de vida: Análisis de percepción en la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y

- Delta del Río Colorado. Estudios sociales (Hermosillo, Son.), 16(32), 141-176.
- Romo-Piñera, A. K., Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J. y Frías-Espericueta, M. G. (2018). Total Mercury in Squalid Callista *Megapitaria squalida* from the SW Gulf of California, Mexico: Tissue Distribution and Human Health Risk. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100(3), 356-360.
- Ruelas-Inzunza, J. y Páez-Osuna, F. (2005). Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(2), 294-300.
- Ruelas-Inzunza, J., Amezcua, F., Coiraton, C. y Páez-Osuna, F. (2019). Cadmium, mercury, and selenium in muscle of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* from the tropical Eastern Pacific: Variation with age, molar ratios and human health risk. *Chemosphere* 242, 125180
- Ruelas-Inzunza, J., García-Rosales, S. B. y Páez-Osuna, F. (2004). Distribution of mercury in adult penaeid shrimps from Altata-Ensenada del Pabellón lagoon (SE Gulf of California). *Chemosphere* 57, 1657–1661.
- Schmidt, L., Figueroa, J. A. L., Dalla-Vecchia, P., Duarte, F. A., Mello, P. A., Selin, N., E. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *The Annual Review of Environment and Resources*, 34, 43-63.
- Selvin, J., Priya, S.S., Kiran, G.S. y Bhosle, S. (2008). Chapter 8: Biomonitoring of heavy metal pollution in the marine environment using indicator organisms. Ed. Sánchez, M.L. *Causes and Effects of Heavy Metal Pollution* (pp. 259-264). New York, Nova Publishers, Inc.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2018). Especies endémicas en México. Página revisada el 28 de agosto de 2019. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/especies-endemicas-141676>
- Senior, W., Cornejo-Rodríguez, M., H., Tobar, J., Ramírez-Muñoz, M.R. y Márquez, A. (2016). Metales pesados (cadmio, plomo, mercurio) y arsénico en pescados congelados de elevado consumo en el Ecuador. *Zootecnia Tropical*, 34(2), 143-153.
- Sorensen, E. M. (1948). *Metal poisoning in fish*. CRC Press, 1991.

- Sørmo, E. G., Ciesielski, T. M., Øverjordet, I. B., Lierhagen, S., Eggen, G. S. y Berg, T. (2011). Selenium moderates mercury toxicity in free-ranging freshwater fish. *Environmental Science and Technology*, 45(15), 6561-6566.
- Soto, L. y Estradas, A. (2014). La exploración en el mar profundo de ambientes extremos: sistemas hidrotermales. En Low-Pfeng, A. y Peters-Recagno E. M. (Ed.), *La frontera final: el océano profundo* (pp. 85-105). México, ISBN: 978-607-8246-70-0.
- Storelli, M. M. y Marcotrigiano, G. O. (2004). Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1145–1167.
- Storelli, M. M., Busco, V. P. y Marcotrigiano, G. O. (2005). Mercury and arsenic speciation in the muscle tissue of *Scyliorhinus canicula* from the Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75, 81-88.
- Storelli, M. M., Ceci, E., Storelli, A. y Marcotrigiano, G. O. (2003). Polychlorinated biphenyl, heavy metal and methylmercury residues in hammerhead sharks: Contaminant status and assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 46(8), 1035-1039.
- Storelli, M. M., Cuttone, G. y Marcotrigiano, G. O. (2011). Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 174(1-4), 271-281.
- Storelli, M.M. y Marcotrigiano, G.O. (2002). Mercury Speciation and Relationship Between Mercury and Selenium in Liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 516-522.
- Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R. y Marcotrigiano, G. (2002). Mercury accumulation and speciation in muscle tissue of different species of sharks from Mediterranean sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 201–210.

- Taylor, V., Goodale, B., Raab, A., Schwerdtle, T., Reimer, K., Conklin, S., Karagas, M. R. y Francesconi, K. A. (2017). Human exposure to organic arsenic species from seafood Vivien. *Science of the Total Environment* 580, 266–282 Contents.
- Teixeira, G., Raimundo, J., Goulart, J., Costa, V., Menezes, G. M., Caetano, M., Pacheco, M. y Martins, I. (2020). Hg and Se composition in demersal deep-sea fish from the North-East Atlantic. *Environmental Science and Pollution Research*, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08970-3>.
- Tinggi, U. (2003). Essentiality and toxicity of selenium and its status in Australia: A review. *Toxicology Letters*, 137(1-2), 103-110.
- Trudinger, P., A., Swaine, D., J. y Skyring, G., W. (1979). Biogeochemical cycling of elements - general considerations. *Studies in Environmental Sciences*, 3, 1-27.
- Vas, P. y Gordon, J.,D.,M. (1988). Trace metal concentrations in the scyliorhinid shark *Galeus melastomus* from the Rockall Trough. *Marine Pollution Bulletin*, 19(8), 396-398.
- Villanueva, F., A. y Botello, A., V. (1998). Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Environmental Contamination and Toxicology*, 157, 53-94.
- Wilkinson T., E. Wiken, J. Bezaury-Creel, T. Hourigan, T. Agardy, H. Herrmann, L. Janishevski, C. Madden, L. Morgan, M. Padilla. (2009). *Marine Ecoregions of North America*. Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canada. 200 pp.
- 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 Fisheries Research Board of Canada*, 30, 275–279.
- Yang D., Chen Y., Gunn J. y Belzile N. (2008). Selenium and mercury in organisms: interactions and mechanisms. *Environmental Reviews* 16, 71 – 92.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, 2010.

Zingde, M.D., Singbal, S.Y.S., Moraes, C.F. y Reddy, C.V.G. (1976). Arsenic, copper, zinc & manganese in the marine flora & fauna of coastal & estuarine waters around Goa. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*. 5, 212–217.

11. Anexo fotográfico



Fotografía. Medición morfométrica a) peso total (PT) por individuo, b) longitud total (LT) tomada desde la punta del morro hasta la punta de la cola.



Fotografía. Obtención de los tejidos frescos a) selección de los tejidos de interés, b) almacenamiento de tejido fresco previo al proceso de secado.



a)



b)

Fotografía. Proceso de secado de tejidos a) Horno en el que se sometieron las muestras a 50°C durante 72 horas, b) tejidos secos después de 72 horas y homogeneizados.



a)



b)

Fotografía. Digestión ácida, a) adición de ácido nítrico (HNO_3) en campana de extracción, b) muestras después del baño de arena a 120°C.



Fotografía. Espectrofotómetro VARIAN modelo VGA-110 para la determinación de Hg por generación de vapor en frío.