INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO, SELENIO Y CADMIO EN TRES ESPECIES DE TIBURONES DE BAHÍA TORTUGAS, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA
ARIAGNA LARA LORENZO

LA PAZ, B.C.S., ENERO DE 2021

SIP-14
REP 2017

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 15:00 horas del día 18 del mes de Diciembre del 2020 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENICAS para examinar la tesis titulada:

"BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO, SELENIO Y CADMIO EN TRES ESPECIES DE TIBURONES DE BAHÍA TORTUGAS, MEXICO"

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	LARA	Apellido Materno:	LORENZO	Nombre (s):	ARIAGNA

Número de registro: A 1 7 0 9 0 9

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 10 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado**.

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** ☐ **NO** ■ **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: El porcentaje de similitud es debido al uso de referencias en la discusión e introducción.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** ■ **SUSPENDER** ☐ **NO APROBAR** ☐ la tesis por **UNANIMIDAD** ■ o **MAYORÍA** ☐ en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOCISIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA Director de Tesis Nombre completo y firma	DR. ROGELIO GONZÁLEZ ARMAS Nombre completo y firma	DR. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN Nombre completo y firma
DRA. LAURA ARRIOLA MENDOZA Director de Tesis Nombre completo y firma	DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ Nombre completo y firma	DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO Nombre completo y firma **PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES**

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de **La Paz, B.C.S.,** **el día** **18** **del mes de** **Diciembre** **del año** **2020**

El (la) que suscribe **M en C. ARIAGNA LARA LORENZO** **Alumno (a) del Programa**

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro **A170909** **adscrito al** **CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS**

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA y DRA. LAURA ARREOLA MENDOZA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO, SELENIO Y CADMIO EN TRES ESPECIES DE TIBURONES DE BAHÍA TORTUGAS, MEXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: **ariagna@gmail.com - fgalvan@ipn.mx –**

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

M en C. ARIGANA LARA LORENZO

Nombre y firma del alumno

turnitin

Documento de tesis_Ariagna Lara.pdf
Dec 21, 2020
18965 palabras/103184 caracteres

Ariagna Lara

Documento de tesis_Ariagna Lara.pdf

Resumen de fuentes

10%
SIMILITUD GENERAL

1	doczz.net INTERNET	2%
2	docplayer.es INTERNET	2%
3	Ariagna Lara, Felipe Galván-Magaña, Fernando Elorriaga-Verplancken, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez et al. "Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pel... CROSSREF	2%
4	scielo.conicyt.cl INTERNET	<1%
5	dspace.utalca.cl:8888 INTERNET	<1%
6	doczz.es INTERNET	<1%
7	www.revbiolmar.cl INTERNET	<1%
8	www.biblioteca.cicimar.ipn.mx INTERNET	<1%
9	J.T. Lumeij. " Relation of plasma calcium to total protein and albumin in African grey and amazon spp.) parrots ", Avian Pathology, 1990 CROSSREF	<1%
10	tesis.ucsm.edu.pe INTERNET	<1%
11	www.tiburonesyrayascicimar.com INTERNET	<1%
12	timriffe.github.io INTERNET	<1%
13	es-us.noticias.yahoo.com INTERNET	<1%
14	worldwidescience.org INTERNET	<1%
15	cybertesis.uach.cl INTERNET	<1%
16	eprints.bice.rm.cnr.it INTERNET	<1%
17	repositorio.uchile.cl INTERNET	<1%
18	doaj.org INTERNET	<1%
19	www.nutri-facts.org INTERNET	<1%
20	legal.legis.com.co INTERNET	<1%
21	www.fao.org INTERNET	<1%
22	tesis.ipn.mx INTERNET	<1%
23	Terrazas-López, Rafael, Laura Arreola-Mendoza, Felipe Galván-Magaña, Marlene Anguiano-Zamora, S.B. Sujitha, and M.P. Jonathan. "Cadmium concentration in liver and muscle of silky... CROSSREF	<1%
24	aperto.unito.it INTERNET	<1%

A MI ABUELA, UNA VEZ MÁS

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por permitirme ser parte de su comunidad estudiantil.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI) por los apoyos económicos y académicos brindados.

A mis directores de tesis Dr. Felipe Galván Magaña y Dra. Laura Arreola Mendoza por todo el apoyo brindado y darme la oportunidad de trabajar una temática que se ha convertido en mi pasión. Les agradezco mucho la inmensa confianza que han tenido en mí; las palabras claves del Dr. Felipe que dan seguridad: ¨tranquila chica, no te preocupes¨.

A mi comité revisor: Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez, Dr. Fernando Elorriaga Verplancken, Dr. Rogelio González Armas por aceptar ser parte de mi comité y estar siempre disponibles cada vez que los necesité. Por sus valiosas observaciones durante estos cuatro años, que han enriquecido y mejorado esta investigación.

Al equipo de trabajo del Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Departamento de Biociencias e Ingeniería del Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN), Sandy, Evanibaldo, maestra Lorena, por el apoyo brindado. Un agradecimiento especial a Irving que fue un pilar fundamental para sacar mis resultados en tiempo récord.

A todos los chicos del Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR que me ayudaron en la identificación de los contenidos estomacales y que han apoyado con la toma de muestras durante los años que lleva el proyecto de tiburones.

A todos mis amigos que desde el inicio estuvieron pendientes de mi estado de ánimo, acompañándome muchos desde lejos, para que resistiera hasta que llegara mi familia.

Un agradecimiento especial a Laura y Alain que además de ser mis amigos, trabajaron en el laboratorio conmigo hasta bien tarde en la noche para sacar mis muestras en tiempo. A Franklin que gracias a él conocí al Dr. Felipe y al CICIMAR.

A toda mi familia que, aunque yo no crea en mí ellos siempre lo hacen, nunca tienen dudas.

A mis padres que han aguantado en silencio la separación, sé que, aunque les duele están muy orgullosos.

A mi familia chiquita, los dos que nunca fallan, que siempre respaldan a mamá. Al papá que está para todo, no importa el cansancio. Al bebé que es un orgullo para sus padres y hace todo más fácil y feliz. Un niño maduro que cuando mamá se cansa, dice: ¨Tú puedes, confía en ti¨

¡GRACIAS!

ÍNDICE

Resumen i
Abstract ii
1. Introducción 1
2.1. Elementos traza. Origen 4
2.2. Bioacumulación 4
2.3. Biomagnificación 5
2.4. Mercurio (Hg) 6
2.5. Selenio (Se) 7
2.6. Cadmio (Cd) 8
2.7. *Alopias pelagicus* 8
2.7.1. Generalidades 8
2.7.2. Estudios toxicológicos 10
2.8. *Prionace glauca* 10
2.8.1. Generalidades 10
2.8.2. Estudios toxicológicos 12
2.9. *Sphyrna zygaena* 13
2.9.1. Generalidades 13
2.9.2. Estudios toxicológicos 14
2.10. Elementos traza en humanos 15
2.10.1. Efectos del mercurio 16
2.10.2. Efectos del selenio 17
2.10.3. Efectos del cadmio 18
3. Problema científico e hipótesis 19
4. Objetivo general 20
4.1. Objetivos específicos 20
5. Materiales y Métodos 21
5.1. Área de estudio 21
5.2. Trabajo de campo 22
5.3. Trabajo de laboratorio 23
5.3.1. Homogenización de las muestras 23
5.3.2. Digestión de las muestras 23

5.3.3. Determinación de mercurio, selenio y cadmio por espectrofotometría de absorción atómica 24
5.3.4. Validación de los métodos 25
5.4. Determinación de presas principales 25
5.5. Factor de biomagnificación (FB) 27
5.6. Evaluación de riesgos para la salud humana 27
5.6.2. Proporción molar Hg:Se 28
5.6.3. Valor de beneficio para la salud del selenio (*Se-HBV*) 28
5.7. Análisis estadísticos 29
6. Resultados 30
6.1. *Alopias pelagicus* 30
6.1.1. Bioacumulación de mercurio 30
6.1.2. Bioacumulación de selenio 30
6.1.3. Bioacumulación de cadmio 31
6.1.4. Presas principales de *A. pelagicus* 34
6.1.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación 35
6.1.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana 36
6.2. *Prionace glauca* 37
6.2.1. Bioacumulación de mercurio 37
6.2.2. Bioacumulación de selenio 38
6.2.3. Bioacumulación de cadmio 38
6.2.4. Presas principales de *P. glauca* 40
6.2.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación 42
6.2.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana 43
6.3. Sphyrna zygaena 43
6.3.1. Bioacumulación de mercurio 43
6.3.2. Bioacumulación de selenio 44
6.3.3. Bioacumulación de cadmio 45
6.3.4. Presas principales de *S. zygaena* 46
6.3.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación 48
6.3.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana 49

7. Discusión **50**

7.1. Evaluación de la bioacumulación de mercurio (Hg) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus, P. glauca* y *S. zygaena* 50

7.2. Evaluación de la bioacumulación de selenio (Se) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena* 52

7.2.1. Proporción molar de mercurio y selenio (Hg:Se) 53

7.3. Evaluación de la bioacumulación de cadmio (Cd) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena* 54

7.4. Relación entre el sexo de los organismos y la concentración de elementos traza 55

7.5. Relación entre la talla de los organismos y la concentración de elementos traza 56

7.6. Evaluación de las presas principales y Factor de Biomagnificación (FB) 57

7.7. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana 60

8. Conclusiones **64**

9. Recomendaciones **65**

10. Bibliografía **66**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos de absorción y eliminación aplicables a un organismo hipotético (Tomado de Mackay & Fraser, 2000)..... 5

Figura 2. Relación entre la concentración de Hg (log10) y los valores del nivel trófico (TL) para todos los organismos que componen la cadena trófica (Tomado de Kehrig *et al*., 2017). 6

Figura 3. Tiburón zorro pelágico *Alopias pelagicus*..... 9

Figura 4. Mapa de distribución de *Alopias pelagicus* (Tomado de www.fishbase.org) 9

Figura 5. Tiburón azul *Prionace glauca*..... 11

Figura 6. Mapa de distribución de *Prionace glauca* (Tomado de www.fishbase.org) 12

Figura 7. Tiburón martillo *Sphyrna zygaena*..... 13

Figura 8. Mapa de distribución de *Sphyrna zygaena* (Tomado de www.fishbase.org) 14

Figura 9. Ubicación del sitio de muestreo en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. 21

Figura 10. a-c Concentración de mercurio, selenio, cadmio (media ± error estándar) en los tejido muscular y hepático de *A. pelagicus*, por sexo y estado de madurez (H: hembras, M: machos, J: juveniles, A: adultos, *diferencias significativas p <0,05). (La línea roja discontinua representa el límite máximo permisible para el consumo humano). 33

Figura 11. Grupos principales de presas de *A. pelagicus* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI) 34

Figura 12a-c Concentración en tejido muscular y hepático de *Prionace glauca* por sexo. a) Mercurio; b) Selenio y c) Cadmio (H: hembras; M: machos) (límite máximo permitido para el consumo humano representado por una línea roja) 40

Figura 13. Grupos principales de presas de *P. glauca* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI) 41

Figura 14a-c Concentración en tejido muscular y hepático de *Sphyrna zygaena* por sexo. a) Mercurio; b) Selenio y c) Cadmio (H: hembras; M: machos) (límite máximo permitido para el consumo humano representado por una línea roja) 46

Figura 15. Grupos principales de presas de *S. zygaena* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI) 47

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla .1 Límite máximo de la concentración de elementos traza establecido por la NOM 242-SSA1, NOM 027-SSA1, la Administración de Drogas y Alimentos de Estados Unidos (*US Food and Drug Administration*, FDA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) para consumo de organismos marinos. p.h (peso húmedo). 16

Tabla 2. Número de individuos de *Alopias pelagicus*, *Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena* muestreados para los dos tejidos y años de muestreo. Nt: número total, Nh: número de hembras, Nm: número de machos 22

Table 3. Rango de concentración de mercurio, selenio y cadmio por sexo, estadio de madurez y promedio general (media ± desviación estándar) en el tejido muscular y hepático de *A. pelagicus* (p.h. peso húmedo, p.s. peso seco). 32

Tabla 4. Especies principales en la dieta de *A. pelagicus* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por juveniles, adultos, hembras y machos (En negritas el porcentaje total por grupo). 35

Tabla 5. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *A. pelagicus* 36

Tabla 6. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o % ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Alopias pelagicus*, por grupo de personas. 37

Table 7. Rango de concentración de mercurio, selenio y cadmio por sexo, estadio de madurez y promedio general (media ± desviación estándar) en el tejido muscular y hepático de *P. glauca* (p.h. peso húmedo, p.s. peso seco) 39

Tabla 8. Especies principales en la dieta de *P. glauca* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por juveniles, adultos, hembras y machos. (En negritas el porcentaje total por grupo). 42

Tabla 9. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *P. glauca* 42

Tabla 10. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o % ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Prionace glauca*, por grupo de personas. 43

Tabla 11. Especies principales en la dieta de *S. zygaena* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por hembras y machos. (En negritas el porcentaje total por grupo). 48

Tabla 12. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *S. zygaena* 49

Tabla 13. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o %

ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Sphyrna zygaena*, por grupo de personas 50

Tabla 14. Comparación de concentraciones de mercurio, selenio y cadmio en diferentes especies de tiburones. (p. h: peso húmedo; p. s: peso seco)..... 62

Resumen

Los tiburones son depredadores de alto nivel trófico con importancia ecológica y pesquera, tanto para el consumo local como para la exportación. El monitoreo biológico de las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en especies de consumo humano es cada vez más importante debido a los impactos ambientales y sobre la salud humana. El objetivo principal de esta investigación fue determinar la bioacumulación y biomagnificación de mercurio (Hg), selenio (Se) y cadmio (Cd) en el tejido muscular e hígado del tiburón zorro *Alopias pelagicus,* tiburón azul *Prionace glauca* y tiburón martillo *Sphyrna zygaena* capturados en Baja California Sur, México, con el fin de dilucidar posibles diferencias de acuerdo con sus hábitos alimenticios, talla y sexo. Además, se aportó información para que el consumo humano de estas especies se realice de manera segura. Las concentraciones de Hg, Se y Cd se distribuyeron de manera diferencial en los tejidos muscular y hepático de las tres especies de tiburones. La concentración de Hg fue mayor en el músculo, mientras que en el hígado fue mayor el Se y Cd. En la mayoría de los casos el sexo y la talla no tuvieron relación significativa con la acumulación de elementos traza, a excepción de la especie *A. pelagicus*. La mayoría de las presas analizadas presentan concentraciones de Hg y Se más bajas que sus depredadores en el tejido muscular, evidenciando que los niveles tróficos altos poseen una mayor cantidad de estos elementos. Las altas concentraciones de Cd presentes en el hígado de los tiburones pudiera ser debido a la dieta rica en moluscos cefalópodos, reflejando además la alta disponibilidad de Cd en la región. Así mismo estos invertebrados presentaron concentraciones de Cd por encima del límite establecido para el consumo humano (2.2 mg kg^{-1}). El consumo de carne (músculo) de las tres especies de tiburón no representa un riesgo asociado con la ingesta de Hg y Cd debido a que las concentraciones promedio están por debajo de los límites máximos permisibles para el consumo humano (Hg= 1.0 mg kg^{-1}, Cd=0.5 mg kg^{-1}). No obstante, se recomienda tomar estos resultados como referencia para estimar la ingesta en un margen seguro por parte de la población principalmente en sectores más vulnerables (niños y mujeres embarazadas).

Abstract

Sharks are high trophic level predators with significant ecological and economic impact the fishing industry. Due to the lasting effects on human and environmental health, it is increasingly important to monitor the concentrations of potentially toxic elements in specific shark species. Therefore, the primary goal of this study was to examine the bioaccumulation and biomagnification of mercury (Hg), selenium (Se) and cadmium (Cd) in the muscle tissue and liver of pelagic thresher shark *Alopias pelagicus*, blue shark *Prionace glauca* and smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* captured in Baja California Sur, Mexico, and to elucidate the possible differences in relation to their diet, size and sex. In addition, information for the safe human consumption of these species is provided. Concentrations of Hg, Se and Cd were differentially distributed in muscle and liver tissues of the three studied species. The Hg concentration was higher in muscle than in liver and that of Se and Cd was higher in liver than in muscle. In most cases, sex and size did not have a significant relationship with the accumulation of trace elements, except for the species *A. pelagicus*. Most of the analyzed preys had lower concentrations of Hg and Se than their predators in muscle tissue, showing that high trophic levels have a higher concentration of these elements. The high concentrations of Cd present in the liver of sharks could be due to a diet rich in cephalopod mollusks, also reflecting the high availability of Cd in the region. The cephalopods presented Cd concentrations above the established limit for human consumption (2.2 mg kg^{-1}). The consumption of meat (muscle) of the three species of shark does not represent a risk associated with the ingestion of Hg and Cd because the average concentrations were below the maximum permissible limits for human consumption (Hg = 1.0 mg kg^{-1}, Cd = 0.5 mg kg^{-1}). However, we recommend following the guidelines proposed in this study to ensure a safe consumption by the population mainly the most vulnerable sectors (children and pregnant women).

1. Introducción

Los elasmobranquios han ganado notables preocupaciones en todo el mundo debido a la creciente demanda mundial de sus aletas, músculo, aceite de hígado, escualeno y cartílago que se destinan principalmente al consumo humano y a otras aplicaciones en una amplia gama de productos industriales (Gilbert *et al*., 2015). En México, los elasmobranquios constituyen casi el 80% de los desembarques de la pesca artesanal y la gran mayoría se consume en el país (Bonfil, 1997; Ramírez-Amaro *et al*., 2013). El crecimiento lento, las bajas tasas reproductivas y la sobreexplotación de los tiburones ha llevado a este grupo de peces cartilaginosos a ser etiquetados, como en peligro / vulnerable / casi amenazado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Posicionados como depredadores de alto nivel trófico (Cartamil *et al*., 2011) en la trama alimentaria, los tiburones son altamente susceptibles a la bioacumulación/ biomagnificación de metales tóxicos del medio marino y son una ruta potencial de exposición al humano a través del consumo. Durante años, los ecosistemas marinos han sido vulnerables a las influencias de las cargas de metales producidas por diversas actividades humanas (Alves *et al*., 2016). El mercurio (Hg) en los océanos casi se ha triplicado en las últimas décadas, producto de la influencia antropogénica (Kim *et al*., 2019). Sin lugar a duda, los metales han sido un tema de investigación recurrente en los estudios de biomonitoreo ambiental debido a su persistencia, alta toxicidad y capacidad de bioacumulación en la biota (Barrera-García *et al*., 2013). Ciertos elementos traza son esenciales en los roles fisiológicos de un organismo (por ejemplo, Fe, Mn, Co, Ni, Zn, Cu, Se), mientras que otros son altamente tóxicos, incluso en concentraciones muy bajas (por ejemplo, Cd, Hg). Numerosos estudios (por ejemplo, Glover, 1979; Watling *et al*., 1982; Hornung *et al*., 1993; Cornish *et al*., 2007; Corsolini *et al*., 2014; Alves *et al*., 2016; Terrazas-López *et al*., 2019; Medina-Morales et al., 2020; Rodríguez-Gutiérrez et al., 2020) han utilizado diversas especies de tiburones para el monitoreo biológico y evaluación toxicológica de los riesgos humanos asociados a su consumo.

Los elasmobranquios acumulan niveles altos de elementos traza biodisponibles principalmente a través de su dieta y tienden a bioacumularlos de manera diferencial entre órganos y tejidos, en un proceso que se conoce como organotropismo (Corsolini *et al*., 2014). El hígado es un tejido importante en el metabolismo de los metales y con frecuencia evaluado en muchos estudios de monitoreo de estos contaminantes; mientras que el músculo es crítico para evaluación del riesgo para la salud humana debido al consumo de especies marinas (Pethybridge *et al*., 2010). La distribución y concentración de elementos traza tanto en elasmobranquios como en peces óseos ha mostrado diferencias en las distintas especies, probablemente debido a procesos fisiológicos diferentes. En este sentido Le Croizier *et al*. (2018) explicaron las diferencias encontradas en la acumulación de Cd en dos especies de peces (*Dicentrarchus labrax* y *Solea senegalensis*) fundamentalmente por las diferencias de base en el *pool* de metalotioneínas en el tejido hepático. En los tiburones *Rhizoprionodon terraenovae* y el *Carcharhinus limbatus,* así como en la raya *Rhinoptera steindachneri,* se encontró que el músculo acumuló más Hg que el hígado (Núñez-Nogueira *et al*., 1998; Gutiérrez-Mejía *et al*., 2009). Además, la bioacumulación de estos elementos es altamente específica para cada sitio, dependiendo de varios factores, como, longitud, tamaño corporal, edad, sexo, hábitos alimenticios y tasa de crecimiento (Jardine *et al*., 2013). En general, los metales esenciales con funciones biológicas como Cu y Zn en los tejidos musculares y hepáticos de los tiburones tienden a aumentar durante el período de crecimiento, mientras que las concentraciones de los no esenciales como Hg y Cd en tejidos como el hepático aumentan incluso después del período de crecimiento (Endo *et al*., 2007; 2008).

El mercurio (Hg) y el cadmio (Cd) son algunos de los metales pesados más estudiados por el daño potencial que pueden provocar en los organismos. En la mayoría de las investigaciones que se evalúa la concentración de Hg, se determina también la concentración de selenio (Se). Debido a que es un micronutriente esencial para los organismos y presenta un efecto antagónico con Hg, inhibiendo su toxicidad y acumulación en los organismos (Cuvin-Aralar & Furness, 1991).

En este contexto, es obligatorio cuantificar la acumulación de metales en elasmobranquios por sus altas tasas de consumo a nivel mundial.

Entre las especies más capturadas en el Pacífico mexicano se encuentran el tiburón azul *Prionace glauca*, los tiburones martillo *Sphyrna* spp. y los tiburones zorros *Alopias* spp (Baum, 2004; Ramírez-Amaro *et al.*, 2013; Ramírez-Amaro & Galván-Magaña, 2019). Todas estas son especies migratorias, con potencialidad a estar expuesta a diversas fuentes contaminantes.

El tiburón zorro pelágico *Alopias pelagicus* ha sido catalogado en peligro por La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) debido a la demanda que existe de manera generalizada de su carne y aletas (Rigby *et al*., 2019). La información de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) registra un volumen de capturas de 183 000 toneladas de tiburones zorro entre los años 1999 y 2014, procedentes principalmente del Océano Pacífico (CITES, 2017).

El tiburón azul *P. glauca* es uno de los más abundantes a nivel mundial y más pescados, con un estimado de 20 millones de individuos capturados anualmente como especie objetivo o captura secundaria (Bonfil, 1994; Stevens, 2009). Es la especie principal de la pesca artesanal en la costa oeste de Baja California, México representando alrededor del 33% de todas las especies de tiburones capturadas en la zona (Cartamil *et al*., 2011; Ramírez-Amaro *et al*., 2013). Por su parte, el tiburón martillo *S. zygaena* es una de las especies que ha sido sobreexplotada durante las últimas décadas y se encuentra amenazada a nivel mundial (FAO, 2011). En México es una de las principales especies que sostienen la pesquería artesanal de tiburones (Nava & Márquez-Farías, 2014; Ramírez-Amaro & Galván-Magaña, 2019).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue determinar la bioacumulación y biomagnificación de mercurio, selenio y cadmio en el tejido muscular e hígado de los tiburones *Alopias pelagicus, Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena,* con el fin de dilucidar posibles diferencias de acuerdo con sus hábitos alimenticios, talla y sexo, así como aportar información para el consumo seguro de estas especies, por el humano.

Antecedentes

2.1. Elementos traza. Origen

Los elementos traza, entiéndase por aquellos que están presentes a concentraciones inferiores a 100 µmol/kg (Libes, 2009), constituyen una seria amenaza para los seres vivos y los ecosistemas, debido a su toxicidad, persistencia en el ambiente y capacidad de bioacumularse (Wang *et al*., 2013). Estos elementos pueden clasificarse en esenciales y no esenciales. Siendo los primeros los que se requieren para realizar actividades metabólicas vitales en los organismos, como por ejemplo el hierro, cobre, zinc, selenio (Soto-Jiménez, 2011). No obstante, cuando se encuentran en elevadas concentraciones, por arriba de las que corresponden a las necesidades de los organismos, se convierten en tóxicos (Lemos *et al*., 2013).

En la naturaleza los elementos traza, se encuentran presentes como resultado de procesos naturales como vulcanismo, la desgasificación de la corteza terrestre, fuentes hidrotermales, surgencias costeras y la erosión de suelos y rocas, así como también por fuentes antropogénicas, principalmente por la quema de combustibles fósiles como carbón, gas, petróleo, actividad agrícola, y minerías (Escobar-Sánchez, 2010; Frías-Espericueta *et al*., 2010). El aporte antropogénico es considerado la principal causa de contaminación ambiental por la liberación de metales pesados y metaloides a la atmósfera (Kim & Zoh, 2012; Torres-Sánchez *et al*., 2018).

Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Arsénico (As), Selenio (Se) son algunos de los elementos más estudiados por su potencial toxicidad y los efectos que pueden provocar en los organismos (Kemper *et al*., 1994; Shoham-Frider *et al*., 2016).

2.2. Bioacumulación

La bioacumulación implica el aumento progresivo de la cantidad de una sustancia en los tejidos de un organismo debido a que la velocidad de absorción producto de todas las rutas de exposición (de la dieta, el transporte a través de las superficies respiratorias y la absorción dérmica), supera la capacidad para eliminar dicha sustancia (Rand *et al*., 1995) (Fig. 1).

Figura 1. Mecanismos de absorción y eliminación aplicables a un organismo hipotético (Tomado de Mackay & Fraser, 2000).

El proceso de intoxicación producto a la entrada de estos elementos en los organismos, es multifactorial. Depende de la dosis a la que se encuentran expuestos, la forma química en que se presente, ruta de exposición (inhalación, superficie corporal o alimento), tiempo, frecuencia, edad, estado nutricional, estado de salud y nivel trófico (Caurant *et al*., 1994; Soto-Jiménez, 2011).

2.3. Biomagnificación

La principal ruta de captación de elementos traza por los organismos es la vía gastrointestinal, o sea a través del consumo de alimentos (Escobar-Sánchez *et al*., 2011; Hurtado-Banda *et al*., 2012). Cuando estos elementos se transfieren de un nivel trófico a otro superior incrementando su concentración, indica que ha ocurrido la biomagnificación (Gray, 2002; Booth & Zeller, 2005).

Existen múltiples investigaciones en las que este concepto ha quedado demostrado. Un ejemplo fue la investigación desarrollada por Kehrig *et al.* (2017), quienes comprobaron el aumento la concentración de Hg desde los niveles más bajos hasta el más alto de la trama trófica del delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*) en la costa sureste de Brasil. Se encontró una correlación significativamente positiva ($r=0.89$; $p<0.0001$) entre el logaritmo de las concentraciones musculares del Hg y el nivel trófico, incluyendo todos los ejemplares de las especies estudiadas (Fig. 2). El

factor de magnificación trófica (FMT), fue de 7.44, o sea, mayor que uno, indicando que el Hg se biomagnifica en la cadena trófica.

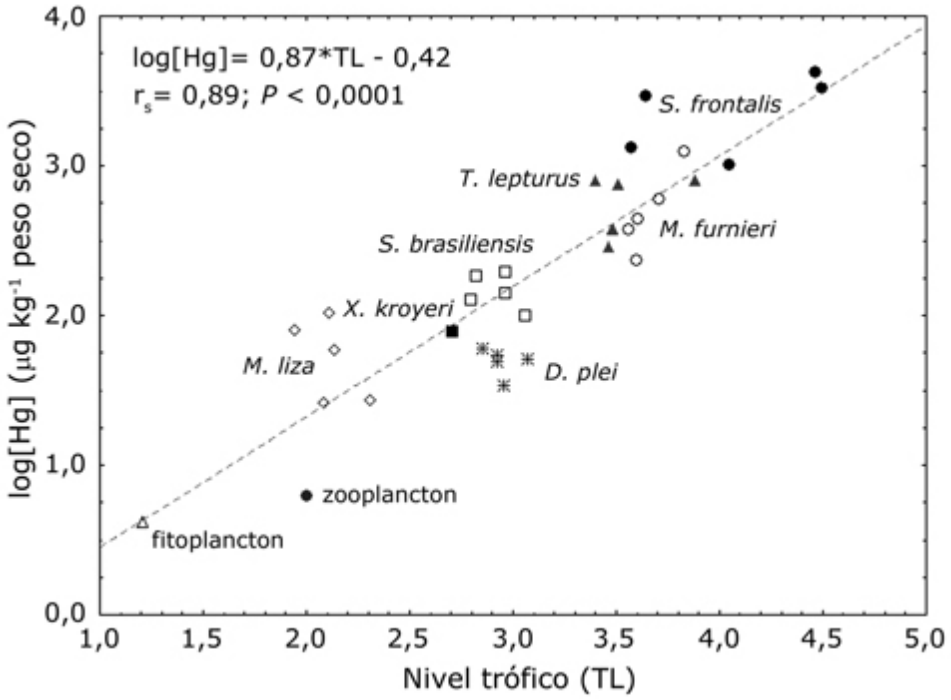

Figura 2. Relación entre la concentración de Hg (log10) y los valores del nivel trófico (TL) para todos los organismos que componen la cadena trófica (Tomado de Kehrig *et al*., 2017).

2.4. Mercurio (Hg)

Posterior a la intoxicación masiva ocurrida durante el periodo 1953-1960 en Minamata Japón, el Hg ha sido motivo de gran preocupación debido a su toxicidad y a sus efectos ecológicos potenciales y hacia la salud humana (Wang *et al*., 2013).

El Hg es un elemento que se encuentra de forma natural en el ambiente (Gupta, 2007), pudiendo existir dos grupos generales: mercurio inorgánico y orgánico. Las formas inorgánicas de mercurio son poco absorbidas por los organismos acuáticos, y son excretadas relativamente rápido después de su ingesta a través de la orina y las heces (Harley *et al*., 2015). Cuando se combina con el carbono (C) forma mercurio orgánico, como metilmercurio $[CH_3Hg]^+$, etilmercurio, fenilmercurio, entre otros. El $[CH_3Hg]^+$ es la forma más tóxica del Hg, tiende a acumularse en los animales tope de las cadenas

tróficas representando casi el 95% del mercurio encontrado en los tejidos (Campbell *et al*., 2003). Este compuesto tiene una alta afinidad a los grupos tiol y sulfhidrilo de las proteínas, por lo que puede inactivar enzimas y proteínas estructurales, afectar el transporte de proteínas, inducir estrés oxidativo y alterar el metabolismo de los grupos hemo y la síntesis de proteínas (Gupta, 2007).

2.5. Selenio (Se)

El Se es un elemento esencial que tiene la capacidad de bioacumularse y biomagnificarse en las tramas tróficas marinas (Penglase *et al*., 2014).

En vertebrados, después de la absorción del Se, éste puede ser incorporado a las selenoproteínas, las cuales incorporan específicamente selenocisteína en sus sitios activos y son los responsables de todas las funciones biológicas atribuías al Se. Entre las principales selenoproteínas se encuentran la glutatión peroxidasa (GPx: principal antioxidante responsable de la protección de las células y tejidos contra el daño oxidativo), deiodinasas (su principal rol es la activación/inactivación de la hormona tiroidea), tiorredoxina reductasa (defiende a la mitocondria contra el daño oxidativo) (Muscatello, 2009).

Por lo general en las investigaciones donde se determina la concentración de Hg, se analiza también la concentración de Se, debido a la relación antagónica que existe entre estos elementos, la cual constituye un mecanismo eficiente para la desintoxicación del Hg en los organismos.

Ambos elementos compiten por los mismos receptores de unión (grupos sulfhidril) en las proteínas celulares. Estos sitios de unión pueden ser ocupados según la biodisponibilidad de cada elemento en el medio (Cuvin-Aralar & Furness, 1991). Existe además una alta afinidad entre el Hg y el Se lo que hace que se forme el seleniuro mercúrico (HgSe), un producto estable que, aunque no se elimina fácilmente de los tejidos biológicos, es inerte y aparentemente no tóxico (Paul *et al*., 2003). Esta relación Hg-Se se ha confirmado en varios estudios de laboratorio (Ganther, 1978; Robinson & Shroff, 2004). Se ha encontrado que el selenio debe estar presente en una proporción molar cercana o mayor a 1:1 con el mercurio. La protección del Se es eficiente solo en

el caso de que haya suficiente Se libre para soportar la síntesis normal de selenoproteínas, responsables del correcto funcionamiento del cerebro, pituitaria y tiroides (Correa *et al*., 2015).

2.6. Cadmio (Cd)

El Cd es un elemento no esencial para los organismos que al igual que el Hg ha tenido episodios de intoxicaciones masivas; la primera que se conoce ocurrió en Toyama, Japón. Esta fue ocasionada por una gran actividad minera que contaminó ríos y campos de arroz. Se conoce como enfermedad Itai-Itai (Nogawa & Kido, 1993).

El Cd existe en dos estados de oxidación predominantes: elemental (Cd^0) y divalente (Cd^{2+}). El estado elemental es raro, mientras que el divalente predomina en la mayoría de los depósitos naturales (Wright & Welbourn, 1994).

El Cd entra a las redes tróficas acuáticas a través del consumo directo del agua, alimento y la absorción a través de las superficies corporales, y su acumulación en los organismos varia con la intensidad, tiempo de exposición y biodisponibilidad del elemento, dependiendo esto último del pH, concentración de sale, presencia de cloruros en el medio (Raungsomboon & Wongrat, 2007). Entre la biota marina, los moluscos son reconocidos por bioacumular niveles altos de Cd, particularmente los cefalópodos. Por lo tanto, estos organismos representan una importante fuente de Cd para los peces, tiburones y mamíferos marinos que los consumen (Endo *et al*., 2015). En este sentido Bustamante et al. (1998) determinaron la concentración de Cd en 350 individuos de 12 especies de cefalópodos del noreste del Océano Atlántico; concluyendo que los altos niveles de Cd en cefalópodos de la zona estudiada se corresponden estrechamente a las altas concentraciones de Cd reportadas en los tejidos de los principales depredadores vertebrados de la misma área.

2.7. *Alopias pelagicus*

2.7.1. Generalidades

Clasificación taxonómica:

Clase: Chondrichthyes, Orden: Lamniformes, Familia: Alopiidae, Género: *Alopias*

Esta especie conocida comúnmente como tiburón zorro o rabón presenta el cuerpo de color azul intenso en la parte superior y blanco por la parte ventral. Tiene una cola larga y curvada, con el lóbulo superior tan largo como el resto del tiburón que le ayuda a aturdir a sus presas (Fig. 3).

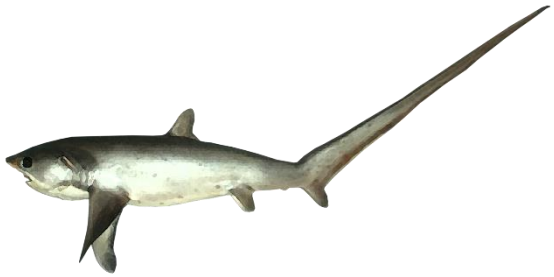

Figura 3. Tiburón zorro pelágico *Alopias pelagicus*

Su reproducción es vivípara aplacentaria y tienen dos crías por camada (Compagno *et al.,* 2005). La especie crece hasta una longitud total (LT) de 4.28 m en machos y 3.83 m en hembras con una vida media de 29 años (Yamada *et al.,* 1995; Ebert, 2003; Weigmann, 2016). *A. pelagicus* se alimenta principalmente de crustáceos, cefalópodos y peces teleósteos (Polo-Silva *et al.*, 2009; Escobar-Sánchez, 2010).

Se encuentra principalmente en las regiones subtropical y latitudes tropicales de los océanos Pacífico e Índico; es epipelágica y circuntropical, asociada a aguas con temperaturas entre 20-25 ºC (Fig. 4). El rango de profundidad a que se localiza varía de 0 a 300 m, pero se encuentra habitualmente alrededor de los 152 m (Compagno, 2001). Esta especie es altamente migratoria.

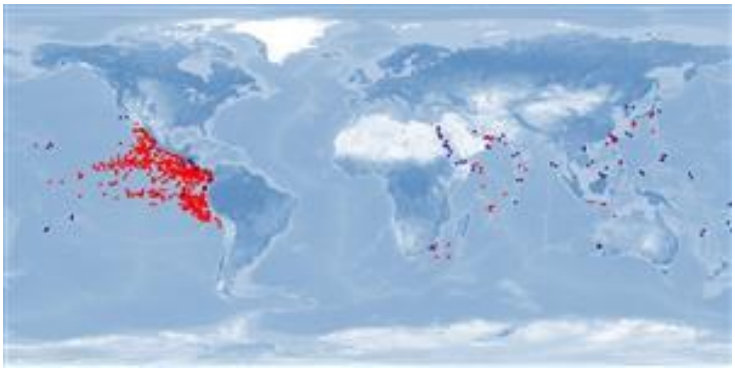

Figura 4. Mapa de distribución de *Alopias pelagicus* (Tomado de www.fishbase.org)

2.7.2. Estudios toxicológicos

A pesar de que *Alopias pelagicus* es una especie demandada en las pesquerías de tiburón, se han realizado pocos estudios toxicológicos. En este sentido García-Hernández et al. (2007) determinaron la concentración de Hg en tejido muscular de 13 individuos capturados en el Golfo de California, México, reportando un valor promedio de 1.30±1.20 mg kg^{-1}. Algunos autores plantean (Mendoza-Díaz *et al*., 2013; Murillo-Cisneros *et al*., 2018; Medina-Morales *et al.,* 2020) que individuos de mayor talla tienen mayores concentraciones de elementos traza en sus tejidos, García-Hernández *et al.* (2007) no encontraron para esta especie relación significativa entre el largo total (LT) de los organismos muestreados y la concentración de Hg. Escobar-Sánchez (2010) encontró una concentración de Hg similar (1.41±0.47mg kg^{-1}) en la costa occidental de Baja California Sur (BCS). Esta autora determinó la proporción molar Hg:Se=1:0.3, indicando que el Se era insuficiente para cumplir sus funciones biológicas y contribuir a la detoxificación del Hg. Por otra parte, Le Bourg *et al.* (2018) realizaron un estudio en 14 especies de tiburones de hábitats diferentes del suroeste del Océano Índico y reportaron una concentración promedio de Hg en el tejido muscular (4.97±3.57mg kg^{-1}) de *A. pelagicus* que fue superior a lo encontrado por García-Hernández *et al*. (2007) y Escobar-Sánchez (2010) en las costas mexicanas. Le Bourg *et al*. (2018) sugirieron que tiburones oceánicos de gran tamaño y alto nivel trófico, como el tiburón zorro, se consideren con precaución para el consumo humano.

2.8. *Prionace glauca*

2.8.1. Generalidades

Clase: Chondrichthyes, Orden: Carcharhiniformes, Familia: Carcharhinidae, Género: *Prionace*

Especie conocida como tiburón azul presenta un cuerpo largo y delgado con el dorso azul oscuro, azul brillante en los costados y una clara delimitación con la parte inferior de color blanco (Fig. 5).

Figura 5. Tiburón azul *Prionace glauca*

Son vivíparos placentados y pueden tener entre 4-135 crías por camada (normalmente entre 15-30) con un período de gestación de 9 a 12 meses. La reproducción es estacional (anual o en años alternos) y en el Pacífico Norte el apareamiento ocurre durante el verano, dándose el alumbramiento entre las estaciones de primavera y verano. Presentan dimorfismo sexual siendo las hembras de mayor tamaño que los machos con una longevidad para ambos sexos de unos 20 años. La talla máxima reportada es 4.0 m de LT (Compagno *et al*., 2005). *P. glauca* de alimenta fundamentalmente de pequeños peces pelágicos (Carrera-Fernández, 2004), pequeños crustáceos como la langostilla *Pleuroncodes planipes* (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011), cefalópodos (Escobar-Sánchez, 2010), peces bentónicos, pequeños tiburones, cetáceos (posiblemente carroña) y aves marinas (Compagno, 1984).

Es considerado uno de los peces cartilaginosos más cosmopolita, distribuyéndose en todos los mares y océanos del planeta en zonas templadas y tropicales (Vögler *et al.*, 2012) (Fig. 6); asociado principalmente a movimientos de agua con temperaturas más frías. Adicionalmente, Kohler *et al.* (2002) describieron que, aunque esta especie se ha registrado en capas de agua con temperaturas que varían desde 8° a 29.5°C, parecen preferir temperaturas menos extremas entre 12° a los 21°C. Estos tiburones presentan un comportamiento altamente migratorio, con patrones de movimientos verticales y horizontales complejos en la columna de agua, los cuales han sido relacionados con la búsqueda activa de sus presas, con su reproducción y con las variaciones temporales de acuerdo con la temperatura del agua (Kohler *et al*., 2002; Pikitch *et al*., 2008; Skomal & Natanson, 2003). De hecho, son capaces de moverse entre los 200 y 600 m de profundidad lo cual ha sido asociado a la búsqueda de alimento (Carey *et al*., 1990; Kohler *et al*., 2002).

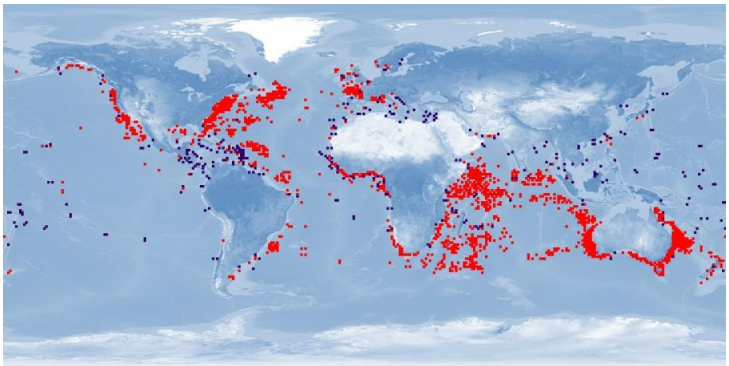

Figura 6. Mapa de distribución de *Prionace glauca* (Tomado de www.fishbase.org)

2.8.2. Estudios toxicológicos

Barrera-García *et al*. (2012) determinaron la concentración de Hg (1.58±1.03 mgkg^{-1}), Se (0.05±0.22 mg kg^{-1}), Cd (0.2±0.12 mg kg^{-1}) en el músculo de 44 individuos de tiburón azul colectados a lo largo de la costa oeste de Baja California Sur en México. Estos autores reportaron diferencias significativas en la concentración de Hg entre los diferentes estados de madurez de los organismos, indicando un aumento de Hg con la talla de los individuos (LT o edad). Respecto a la concentración de Cd, encontraron diferencias entre los sexos, lo cual asociaron a diferencias en la dieta. Las hembras presentaron con mayor frecuencia como presas a la langostilla *P. planipes* y el Cd está relacionado con dietas ricas en invertebrados. Por otra parte, en la región del Atlántico, al suroeste de Portugal, Alves *et al*. (2016) reportaron concentraciones de Hg (1.36 ±0.83 mg kg^{-1}), Se (0.29 ±0.93 mg kg^{-1}) y Cd (0.01± 0.03 mg kg^{-1}) en 20 individuos juveniles, las cuales fueron similares a lo encontrado por Barrera-García *et al.* (2012) en el tejido muscular. Alves *et al*. (2016) incluyeron en su análisis el tejido hepático, evidenciando diferencias en las concentraciones entre tejido: [Hg] músculo > [Hg] hígado; [Se] músculo > [Se] hígado; [Cd] hígado > [Cd] músculo. La concentración de Hg en los dos tejidos mostró una correlación positiva con la talla de los individuos. Estos autores manifiestan su preocupación ante el consumo humano debido a que la concentración de Hg en el músculo está por encima del límite permisible establecido por la Comisión Europea (1.0 mg kg^{-1}); además los individuos muestreados fueron juveniles y es conocido que la concentración tiende a aumentar con el tamaño/edad de los organismos (Mendoza-Díaz *et al*., 2013; Medina-Morales *et al.,* 2020). En este trabajo, Alves *et al*. (2016) no determinaron la proporción molar Hg:Se pero por los

valores de concentración de ambos elementos, se puede inferir que la cantidad de Se en el tejido muscular era insuficiente para contribuir a la detoxificación del Hg. Igualmente, en la región del Atlántico nororiental, Biton-Porsmoguer *et al.* (2018) reportaron una concentración de Hg= 0.52±0.35 mg kg^{-1}, el cual es un valor inferior al encontrado por Alves *et al*. (2016). Estos autores indicaron que la concentración de Hg aumentaba con la talla y el peso de los organismos, pero no encontraron relación significativa con el sexo.

2.9. *Sphyrna zygaena*

2.9.1. Generalidades

Clase: Chondrichthyes, Orden: Carcharhiniformes, Familia: Sphyrnidae, Género: *Sphyrna*

La cornuda prieta *S. zygaena* se caracteriza por su cabeza expandida en forma de martillo, sin escotadura en la línea media, pero con una muesca profunda y redondeada frente a cada orificio nasal. Presenta una coloración marrón a gris uniforme en el dorso, vientre blanco y aletas con las puntas oscuras o negras (Fig. 7) (Compagno *et al*., 1995).

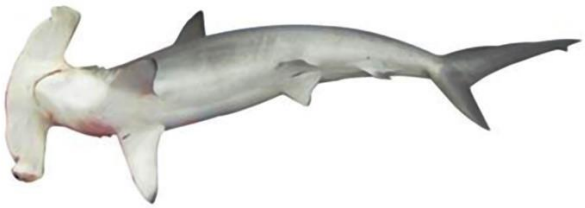

Figura 7. Tiburón martillo *Sphyrna zygaena*

Alcanzan una talla de 2.5 a 3.5 m de longitud total, son vivíparos placentados con 29 a 37 crías por parto con una talla al nacer entre 50 a 60 cm LT (Smale, 1991; Compagno *et al.*, 1995; Tricas *et al.*, 1998; Robertson & Allen, 2015). La edad máxima reportada es de 21 años. *S. zygaena* se alimenta de peces y cefalópodos, siendo estos últimos las presas principales (Galván-Magaña *et al*., 1989; Smale & Cliff, 1998; Castañeda & Sandoval, 2004; Ochoa-Díaz, 2009). Bolaño & Galván-Magaña (2007) encontraron que la especie presenta diferencias en la dieta de acuerdo con el estadio de desarrollo de los organismos; al aumentar la talla se incrementa la preferencia por

los cefalópodos debido a la mayor capacidad de nado y necesidades nutricionales, encontrando juveniles alimentándose de cefalópodos más costeros como *Loliolopsis diomedeae* y *Dosidicus gigas*, mientras que los adultos se alimentan de cefalópodos de hábitat mesopelágico como *Ancistrocheirus lessueri.*

Esta especie se distribuye en casi todos los mares tropicales y templados a nivel mundial en un rango de profundidad 0-200 m, generalmente 0-20 m (Fig. 8). Se encuentra comúnmente en la superficie en aguas oceánicas y costeras (Springer & Gold, 1989; González-García, 2001). Se ha señalado que los neonatos y juveniles habitan zonas más cercanas a la costa (Compagno *et al.*, 1995).

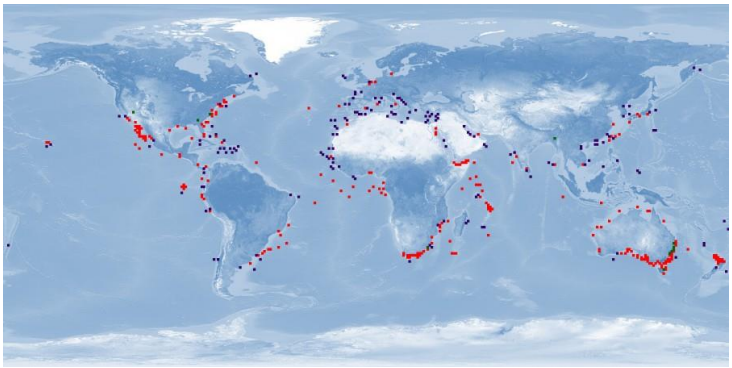

Figura 8. Mapa de distribución de *Sphyrna zygaena* (Tomado de www.fishbase.org)

2.9.2. Estudios toxicológicos

En un estudio realizado en el Mar Mediterráneo, Storelli *et al*. (2003) reportaron concentraciones altas de elementos traza en los tejidos de *S. zygaena*. En el tejido hepático encontraron mayores concentraciones de Hg, Se y Cd respecto al muscular (Hg: músculo=12.15 ±4.60, hígado=35.89 ±3.58; Se: músculo=3.24 ±0.36, hígado=8.09 ±1.46; Cd: músculo=0.03±0.005, hígado=19.77±1.29, todo en mg kg^{-1}). Los autores sugieren que los valores altos en el hígado pueden estar relacionados con el papel que desempeña este órgano en la biotransformación de contaminantes. En las costas de Perú González-Pestana *et al.* (2017) encontraron una menor concentración de Hg (0.39 mg kg^{-1}) en el músculo de 27 individuos analizados, los cuales fueron valores por debajo de lo observado por Storelli *et al.* (2003). Lo anterior puede estar relacionado con la disponibilidad del elemento en el área donde desarrollaron el estudio. Por otra parte, Terrazas-López *et al.* (2019) determinaron la

concentración de Hg y Se en el músculo e hígado del tiburón martillo en Baja California Sur, México. Los autores encontraron un valor promedio de Hg (5.23 mg kg^{-1}) en el tejido muscular por encima del límite máximo para el consumo humano establecido por la norma mexicana (1.0 mg kg^{-1}). Sugieren que estos valores altos en el tejido muscular pueden estar asociados a la rápida absorción de $[CH_3Hg]^+$, rápida permeabilidad a través de las membranas celulares y afinidad por los aminoácidos que ayuda a retener el elemento en los músculos. Estos autores observaron una correlación negativa entre la concentración de Hg en el músculo y el largo total de los organismos, indicando que pudiera estar relacionado fundamentalmente con cambios en la dieta. Respecto al Se encontraron que el organotropismo fue hígado > músculo.

2.10. Elementos traza en humanos

El hombre, por su alta capacidad depredadora pudiera considerase como un consumidor tope en muchas redes tróficas. La carne de pescado es consumida ampliamente y se considera una fuente principal de nutrición en muchas comunidades costeras. Contribuye a una dieta saludable al proporcionar aminoácidos y nutrientes de alto valor (vitaminas y minerales) y es una fuente excelente de ácidos grasos omega-3 esenciales asociados con muchos beneficios para la salud (Domingo *et al*., 2006). Aunque altamente nutritivo, el alto consumo de organismos marinos puede tener efectos adversos significativos en la salud humana debido a la bioacumulación de elementos traza en sus órganos (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008; Järup, 2003). Por esta razón, organizaciones de salud y protección ambiental de diferentes países han establecido límites máximos de concentración de elementos traza para un consumo seguro. Para este trabajo se seguirán las normas planteadas por el gobierno mexicano (NOM 242-SSA1, NOM 027-SSA1, 2009), la Administración de Drogas y Alimentos de Estados Unidos (US Food and Drug Administration, FDA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) para consumo de organismos marinos (Tabla 1).

Tabla .1 Límite máximo de la concentración de elementos traza establecido por la NOM 242-SSA1, NOM 027-SSA1, la Administración de Drogas y Alimentos de Estados Unidos (*US Food and Drug Administration*, FDA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) para consumo de organismos marinos. p.h (peso húmedo).

Elemento traza	**Concentración límite (p.h) (mg kg^{-1})**	**Grupo de organismo**
Mercurio $[CH_3Hg]^+$	1.0 0.5	Peces Otros organismos
Cadmio	2.0 0.5	Moluscos Otros organismos

Las dosis de consumo, la edad de la persona, y las formas químicas de los elementos son algunos de los factores principales que determinan la ocurrencia y severidad de los efectos adversos a la salud humana (Zuluaga-Rodríguez *et al*., 2015).

2.10.1. Efectos del mercurio

En la Bahía de Minamata en Japón durante el periodo 1953-1960, la población de pescadores y sus familias que ahí habitaban fueron afectadas por los desechos de una fábrica (Chisso Corporation), que operaba desde el año 1932. Se estima que fueron vertidos aproximadamente 72 toneladas de componentes de mercurio. Esto provocó serios efectos en los animales (principalmente gatos) y posteriormente en mujeres embarazadas y los niños, debido a la ingesta de alimentos que contenían mercurio como peces y mariscos. Como consecuencia de los derrames de la fábrica, hubo más de 100 afectados por la toxicidad del mercurio y debido al impacto sobre la salud humana se les llamó a los efectos de la toxicidad del mercurio como Enfermedad de Minamata.

Otros eventos de toxicidad por mercurio se repitieron en Niigata (10 años después del caso en Minamata), Irak (por el uso de fertilizantes) y en Brasil (en la extracción de oro), entre los más conocidos (Hoffmann *et al*., 1995).

Luego de estas grandes intoxicaciones se han realizados múltiples investigaciones en la temática de elementos traza, fundamentalmente en mercurio, por la capacidad que tiene el $[CH_3Hg]^+$ de afectar directamente el cerebro y al feto en desarrollo debido a que su transporte a través del cuerpo es facilitado por un complejo formado por cisteína

(R-SH) que puede transferir Hg a la barrera placentaria y hematoencefálica (Harley *et al.*, 2015). Entre las principales consecuencias reportadas se observan la degeneración de la corteza occipital y el cerebelo, lo que causa parestesia (sensaciones anormales de cosquilleo, calor o frío en la piel), ataxia (falta de coordinación), daño sensorial y pérdida de la memoria, síntomas auditivos, accidente cerebrovascular isquémico, demencia y depresión (Castro-González *et al*., 2008; Dietz *et al*., 2013). Además de atacar al sistema nervioso central, afecta la función renal, las células sanguíneas y el metabolismo de la vitamina D y el calcio. Los fetos en desarrollo, los bebés y los niños pequeños son especialmente vulnerables a los efectos del Hg en su desarrollo neuronal debido a que su cerebro y sistema nervioso todavía se están desarrollando y la barrera hematoencefálica es aún incompleta (Ordiano-Flores *et al*., 2011).

2.10.2. Efectos del selenio

El selenio como se ha mencionado con anterioridad es un elemento esencial para los organismos. Después de incorporado este puede formar parte de las selenoproteínas. Estas incorporan específicamente seleno-cisteína en sus sitios activos y son los responsables de todas las funciones biológicas atribuías al Se. Las principales selenoproteínas son la glutatión peroxidasa (GPx: principal antioxidante responsable de la protección de las células y tejidos contra el daño oxidativo), deiodinasas (su principal rol es la activación/inactivación de la hormona tiroidea), tiorredoxina reductasa (defiende a la mitocondria contra el daño oxidativo), entre otras (Muscatello, 2009). Por tal motivo, la deficiencia de Se conlleva a la degeneración de varios órganos y tejidos, como resultado de la disminución de la expresión de las selenoproteínas. En humanos y otras especies, las deficiencias de Se están relacionadas principalmente a trastornos relacionados con el músculo cardiaco y las articulaciones. Incrementan el riesgo de infertilidad en hombres, cáncer de próstata, daño neurológico, cardiomiopatía, derrame cerebral o síndrome de muerte súbita en infantes (Kieliszek & Blazejak, 2016).

Cuando el cuerpo recibe más cantidad de Se de lo que puede excretar entonces se puede producir una intoxicación o selenosis. Esta enfermedad muy poco frecuente en

humanos, aunque se reportó en China y Estados Unidos, no por consumos de productos marinos, sino por ingerir tabletas de suplementos alimenticios que presentaban concentraciones muy elevadas. Los síntomas que se observaron fueron nauseas, vómito, pérdida de cabello, uñas quebradizas, irritabilidad, fatiga y anormalidades en el sistema nervioso (Ralston *et al*., 2008).

2.10.3. Efectos del cadmio

La primera intoxicación masiva por cadmio que se conozca ocurrió en Toyama, Japón. Fue ocasionada por una gran actividad minera que contaminó ríos y campos de arroz. Se conoce como enfermedad Itai-Itai, la cual provoca insuficiencia renal y osteomalacia, causando fuertes dolores y debido a que los huesos están tan frágiles, se fracturan con facilidad (Nogawa & Kido, 1993).

En humanos y otros mamíferos, la absorción de cadmio se ve reforzada cuando hay deficiencias de calcio y hierro, así como por dietas bajas en proteínas; el cadmio es transportado por la sangre y se distribuye principalmente al hígado y riñón. Estos órganos son sus sitios principales de almacenamiento a largo plazo en el cuerpo; tiene una larga vida media, de 17 a 30 años en humanos. Afecta negativamente a varios órganos y tejidos, como: riñón (induce disfunción tubular renal, proteinuria e insuficiencia renal crónica), corazón (arteriosclerosis aórtica y coronaria, aumenta el colesterol y los ácidos grasos libres), pulmón (fibrosis), sistema esquelético, testículos, placenta, cerebro y el sistema nervioso central (SNC). El cadmio afecta al sistema nervioso central de niños; por lo tanto, trastornos neurológicos, tales como problemas de aprendizaje y la hiperactividad, pueden ocurrir. Sin embargo, debido a la protección de la barrera hematoencefálica, el efecto tóxico puede ocurrir solo cuando la exposición al Cd es antes de la formación de la barrera o con una disfunción de esta (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008). No obstante, es un aspecto para estudiar con profundidad porque se ha reportado en la ballena piloto (*Globicephala melas*) que ha atravesado la barrera hematoencefálica (Gajdosechova *et al*., 2016).

Otro efecto del cadmio se relaciona con que es considerado como un importante cancerígeno. Se ha asociado a cáncer de pulmones, próstata, páncreas, riñón y vejiga.

3. Problema científico e hipótesis

Como se ha mencionado con anterioridad, en las últimas décadas los estudios de acumulación de elementos traza en los diferentes grupos animales han tenido gran auge, específicamente en las especies de alto nivel trófico como los tiburones. Debido a que son altamente susceptibles a la bioacumulación / biomagnificación de elementos potencialmente tóxicos del medio marino y son una ruta potencial de exposición humana a través del consumo. A pesar de que especies con alta demanda en las pesquerías, por lo general han tenido algún estudio desde el punto de vista toxicológico, hay que considerar que especies como *A. pelagicus*, *P. glauca*, *S. zygaena* que son altamente migratorias están expuestas a varias fuentes contaminantes que incorporan a sus organismos fundamentalmente por la dieta. Además, la bioacumulación de elementos traza puede ser muy variable incluso a nivel intraespecífico, pues depende de varios factores como: la disponibilidad del elemento en el hábitat, longitud de los organismos, tamaño corporal, edad, sexo, hábitos de alimentación y tasa de crecimiento (Jardine *et al*., 2013). De ahí la importancia de mantener estudios periódicos en especies con estas características y que puede resultar un riesgo potencial para el humano, fundamentalmente en zonas donde la pesca es una actividad económica fundamental, como lo es el caso de Bahía Tortugas en Baja California Sur, México. Sin embargo, en esta área solo se ha realizado una evaluación toxicológica en tres especies de rayas (Murillo-Cisneros *et al*., 2018).

Por las características de las tres especies de elasmobranquios que son objeto del presente estudio, se plantea la siguiente **hipótesis**:

Las especies de tiburones *Alopias pelagicus, Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena,* en Bahía Tortugas, Baja California Sur, presentan elevadas concentraciones de mercurio, selenio y cadmio en sus tejidos por efecto del consumo de presas con niveles altos de elementos traza.

4. Objetivo general

Determinar la bioacumulación y biomagnificación de mercurio, selenio y cadmio en el tejido muscular e hígado de tres especies de tiburones (*Alopias pelagicus*, *Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena*) del área de Bahía Tortugas, Baja California Sur, México.

4.1. Objetivos específicos

- Determinar las probables diferencias en la concentración de mercurio, selenio y cadmio en músculo e hígado en las tres especies de tiburones.
- Determinar la relación entre la bioacumulación de mercurio, selenio y cadmio con la longitud y sexo en cada especie de tiburón.
- Determinar las presas principales de cada especie de tiburón, sus niveles de mercurio, selenio y cadmio y conocer cuáles de estas influyen significativamente en la concentración de estos elementos traza en los depredadores.
- Estimar la tasa de ingesta semanal de mercurio y mensual de cadmio para evaluar el potencial de riesgo a la salud humana.

5. Materiales y Métodos

5.1. Área de estudio

Las muestras se colectaron alrededor de Bahía Tortugas (27 ° 39′35 ″ N; 114 ° 52′35 ″ W), un pequeño pueblo ubicado en la costa occidental de Baja California Sur, México (Fig. 9).

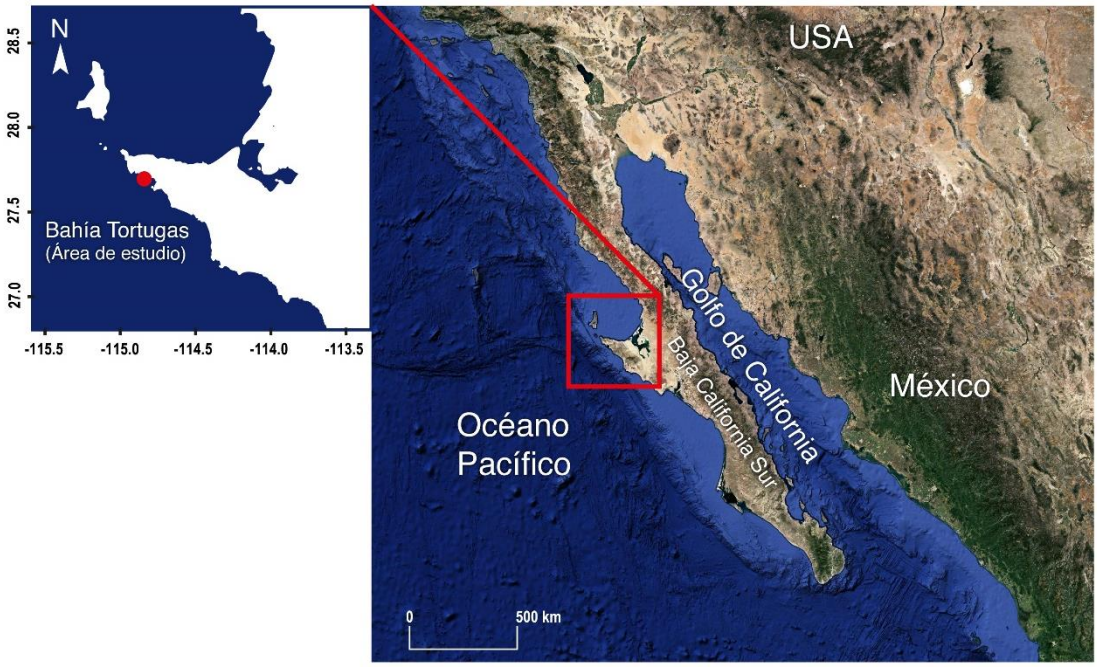

Figura 9. Ubicación del sitio de muestreo en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México.

Esta región se encuentra en una zona de transición entre aguas templadas y subtropicales y tiene influencia de la corriente de California, donde los vientos dominantes del noroeste dan lugar a una de las principales regiones de afloramiento costero (Amador-Buenrostro *et al*., 1995; Martínez-Fuentes *et al*., 2016). La temperatura media de los primeros 50 m de profundidad es de 15.5 °C con una salinidad promedio de 33.6 (Martínez-Fuentes *et al*., 2016). Esta región es considerada un Centro de Actividad Biológica (CBA), la cual se define como: región relativamente pequeña en el océano, cuya característica más importante es la alta productividad biológica, que contrasta con el agua circundante, que trasciende a otros ecosistemas influenciada por procesos físicos como remolinos y afloramientos (Arreguín-Sánchez, 2000). Esto resulta en altas concentraciones de biomasa de organismos, muchos de

ellos de importancia comercial. Además, estas concentraciones de biomasa suelen extenderse a ecosistemas circundantes, de ahí que la región es altamente productiva en recursos pesqueros (Zaytsev *et al*., 2003).

Además, la zona tiene importantes depósitos de fosforita (Riley, 1989), oro y tungsteno a lo largo de la costa (Salas, 1975). La riqueza en estos recursos sugiere que la pesca y la minería constituyen las principales actividades económicas de la región (Murillo-Cisneros *et al*., 2018).

5.2. Trabajo de campo

Los individuos de las especies *A. pelagicus, P*. *glauca* y *S. zygaena* provienen de la pesca artesanal con palangre. La longitud total (LT) se midió en todos los individuos y el sexo se determinó por la presencia de gonopterigios en los machos (Tabla 2). Para *A. pelagicus* individuos machos mayores de 144.3 cm LT y hembras mayores de 151.4 cm LT se consideraron adultos (Romero-Caicedo *et al*., 2014). Las hembras de más de 196 cm de LT y los machos de más de 184 cm de LT se consideraron adultos en *P. glauca* (Carrera-Fernández *et al*., 2010). En *S. zygaena*, las hembras menores de 200 cm LT y los machos menores de 193.7 cm LT se consideraron juveniles (Navas & Márquez-Farias, 2014).

Tabla 2. Número de individuos de *Alopias pelagicus*, *Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena* muestreados para los dos tejidos y años de muestreo. Nt: número total, Nh: número de hembras, Nm: número de machos

	Años	Músculo			Hígado		
		Nt	Nh	Nm	Nt	Nh	Nm
Alopias pelagicus	2015, 2016	34	21	13	31	19	12
Prionace glauca	2015, 2016, 2017	28	13	15	14	5	9
Sphyrna zygaena	2015, 2017	16	4	12	18	6	12

De cada organismo se extrajeron aproximadamente 20 g de músculo (de la región dorsal cercana a la cabeza) e hígado. Los estómagos fueron conservados íntegros. Todas las muestras se mantuvieron congeladas a -20 °C en el Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN) en la ciudad de La Paz, Baja California Sur.

5.3. Trabajo de laboratorio

Para la determinar de la concentración de mercurio, selenio y cadmio, el trabajo de laboratorio consistió en tres fases: homogenización de las muestras, digestión y determinación de la concentración mediante espectrofotometría de absorción atómica, siguiendo el protocolo de la EPA (*Environmental Protection Agency*) (EPA, 2000). El procesamiento de las muestras se realizó en Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Departamento de Biociencias e Ingeniería del Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre medio ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN).

5.3.1. Homogenización de las muestras

Las muestras se pesaron una vez que se encontraban descongeladas. Se tomaron aproximadamente 20g de tejido muscular y hepático de cada ejemplar, se deshidrataron hasta peso seco en una liofilizadora. El mismo procedimiento se realizó para las presas principales. Las muestras ya deshidratadas se maceraron en un mortero de porcelana y se almacenaron en frascos de plástico. Posteriormente se realizó el método de cuarteo, con el objetivo de homogenizar perfectamente la muestra para luego pasar al proceso de digestión. Este proceso se realizó para evitar sesgos en el análisis de cada muestra.

5.3.2. Digestión de las muestras

Para la digestión, se tomó una submuestra de aproximadamente 1g de cada muestra pulverizada, la cual se colocó en vasos de precipitado de 100 ml. A cada uno se le añadió 0.5ml de ácido nítrico (HNO_3), 2.5ml de ácido clorhídrico (HCl) y 10ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), éste último con el fin de eliminar cualquier residuo o materia orgánica y se dejaron reaccionar por un día por 24 h. Posteriormente se añadieron 5ml más de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), se colocaron los vasos en

parrillas a temperatura controlada sin que llegaran al punto de ebullición, hasta lograr la completa digestión, la eliminación de vapores nitrosos, sin permitir que se evaporara por completo la muestra.

Una vez concentradas las muestras, se lavaron con agua desionizada cada uno de los vasos, haciendo pasar dicha solución por papel filtro de 100 micras, montado en pequeños embudos, esto con el fin de evitar el paso de residuos orgánicos que pudieran haber quedado, hasta obtener una solución final, la cual se aforó a 50 ml con agua desionizada. Posteriormente se almacenó en frascos de plástico para su posterior lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

5.3.3. Determinación de mercurio, selenio y cadmio por espectrofotometría de absorción atómica

Para la determinación de mercurio y selenio se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica con generación de hidruro y flama AAS para la estimación de cadmio (Modelo: Perkin Elmer AAnalyst 100; Portman, 1976), el cual fue calibrado cada vez que se realizaban las sesiones de lectura. De acuerdo con el manual de operación del fabricante del equipo, se consideraron las condiciones del protocolo de operación del espectrofotómetro como son la lámpara específica de cátodo hueco, longitud de onda (253.7 nm para el Hg, 196.0 nm para el Se y 228.8 nm para Cd), abertura espectral, tiempo de lectura y repeticiones.

Previo a cada sesión de lectura de las muestras, se determinó la curva estándar del espectrofotómetro, en el caso del mercurio se realizó con la adición de 0.005, 0.010, 0.015, 0.020 y 0.025 mg/L a partir de una solución de mercurio de 1 mg/L y para el selenio con la adición 0.001, 0.002, 0.003, 0.004 0.005 mg/L a partir de una solución de selenio de 1mg/L. La lectura consistió en identificar la absorbancia de cada concentración. Esta lectura se realizó al accionar el sistema neumático (gas argón) que inyecta la solución de borohidruro de sodio ($NaBH_4$) (3% diluido en 1% de hidróxido de sodio) en el frasco de reacción donde se encuentra la muestra en solución ácida (con ácido clorhídrico al 1.5%) y en el caso de la determinación de mercurio, se agregaron tres gotas de permanganato de potasio (diluido al 5%). En este frasco de reacción se formó el hidruro de mercurio al poner en contacto el borohidruro con la

muestra y se transportó hasta la celda de cuarzo, sobre el cual incide el haz luminoso. A partir de esta reacción es como se obtienen las lecturas de la absorbancia de mercurio. En el caso del selenio la celda es calentada por medio de una flama para romper el hidruro en átomos libres de selenio. Para el cadmio la curva de calibración se preparó a partir de las siguientes concentraciones: 0.05, 0.1, 0.25, 0.50 y 1.00 mg/L con una solución de cadmio de 25 mg/L la cual a su vez se preparó a partir de una solución de 1000 mg/L.

El cálculo se obtiene al transformar la absorbancia a concentración por medio de una regresión. Esta concentración es equivalente al peso de la muestra. El cálculo final se obtiene al relacionar la concentración de mercurio obtenida en la muestra por el volumen de aforo entre el peso seco de la muestra, que al dividirse por los gramos de la muestra se obtiene el número de miligramos de mercurio en cada gramo de muestra (Elmer, 1994).

Los valores de Hg y Cd se presentan en peso húmedo (p.h.) y los de Se en peso seco (p.s.) para compararlos con trabajos anteriores. Sin embargo, para la determinación de la relación molar Hg:Se, el cálculo se realizó sobre la base del peso húmedo. Para transformar los valores de concentración dados en peso seco a peso húmedo, se calculó el factor de humedad de cada muestra. Esto se obtiene al pesar los tejidos antes, y después del proceso de deshidratación, y a partir de una substracción de peso húmedo y peso seco de cada muestra registrada, se cuantifico el porcentaje de pérdida de agua durante este proceso.

5.3.4. Validación de los métodos

Se analizaron duplicados, soluciones blanco y un material de referencia certificado (lote CRM: 1330904) para oligoelementos en peces después de cada lote de diez muestras para garantizar la exactitud y precisión. Los porcentajes de recuperación de Hg, Se y Cd durante el análisis fueron 95.47, 88.29 y 98.02%, respectivamente.

5.4. Determinación de presas principales

El contenido de estomacal de *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena* se identificó hasta el taxón más bajo posible. Los peces parcialmente digeridos se identificaron con base

en la clave taxonómica de Allen & Robertson (1994) y Fischer et al. (1995 b, c). Asimismo, las presas en estado avanzado de digestión fueron identificadas utilizando las claves de Clothier (1950); mientras que los crustáceos fueron reconocidos comparándolos con las colecciones presentes en el Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR - IPN, México y con base a Fischer *et al*. (1995a). Los cefalópodos fueron identificados utilizando las claves taxonómicas de Pinkas *et al*. (1971); Clarke (1986) y la colección de mandíbula (pico) en el Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR - IPN, México.

Para la determinación de las presas principales de cada especie de tiburón se realizó el método gravimétrico, el numérico y el de frecuencia de aparición para luego integrarlo en el cálculo del Índice de Importancia Relativa (IRI); calculado para evaluar la importancia de cada elemento en el espectro trófico de la especie (Liao *et al*., 2001).

Método Gravimétrico (P) (Hyslop, 1980):

% P = P/ PT * 100

P = Es el peso en gramos de un determinado alimento (especie presa).

PT= Es el peso total de todas las especies presas.

Método Numérico (N) (Hyslop, 1980):

% N = n /NT * 100

n = es el número total de cada presa identificada.

NT = número total de presas de todas las especies.

Método de Frecuencia de aparición u ocurrencia (FO) (Rosecchi & Novaze, 1987):

% FO = N/ NT * 100

N = Es el número de estómagos en el cual apareció un determinado tipo de presa.

NT = Es el número total de estómagos analizados

IRI = (% P + % N) * % FO (Pinkas *et al*., 1971)

El IRI fue transformado a porcentaje (%IRI) para una mejor comparación con otros estudios

% IIRi = 100 * IIRi / IIR (Cortés, 1999).

5.5. Factor de biomagnificación (FB)

El factor de biomagnificación de un elemento traza de la presa al depredador se puede calcular usando la fórmula, FB = [elemento] $_{depredador}$ / [elemento] $_{presa}$.

Los valores de FB> 1 denotan la presencia de un proceso de biomagnificación del elemento particular (Gray, 2002). En este caso, se calculó el FB para Hg, Cd y Se en los dos tejidos analizados.

5.6. Evaluación de riesgos para la salud humana

5.6.1. Ingesta estimada semanal / mensual (TIS / TIM)

Se evaluó el riesgo para la salud humana asociados al consumo del músculo de las tres especies de tiburón en términos de la tasa de ingesta semanal estimada de Hg (TIS, mg kg^{-1}) y la ingesta mensual estimada de Cd (TIM mg kg^{-1}) utilizando la fórmula:

TIS/TIM = CP × CM/PC

donde CP es la cantidad de pescado ingerido por semana, considerando 200 g de ingesta semanal de pescado para adultos, 250 g para mujeres embarazadas y 100 g para niños. CM es la concentración del metal (Hg / Cd) expresada en peso húmedo (µg g^{-1}, p. h.), PC es el peso corporal (70 kg en hombres, 60 kg en mujeres y 16 kg en niños de 4 a 6 años) (Ordiano-Flores *et al*., 2011).

Los valores de TIS/TIM resultantes se compararon posteriormente con las concentraciones de Entrada Semanal o Mensual Tolerable Permisible (ESTP o EMTP) establecidas como seguras por el comité mixto FAO/OMS de expertos en aditivos alimentarios. (JECFA, 2003). Los valores de ESTP o EMTP determinan la cantidad de sustancia tóxica que se puede ingerir sin presentar ningún riesgo para salud. La ESTP de Hg es 5.0 µg $semana^{-1}$ kg^{-1} por peso corporal y está restringido a 2.45 $semana^{-1}$ kg^{-1} por peso corporal para mujeres embarazadas o en lactancia, porque los fetos y los niños menores de 10 años son más sensibles a la toxicidad del Hg (Ordiano-Flores *et al*., 2011). Asimismo, para el Cd debido a su larga vida en el organismo, el comité mixto FAO / OMS de expertos en aditivos alimentarios estableció entrada mensual tolerable permisible (EMTP) de 25 µg mes^{-1} kg^{-1} por peso corporal (JECFA, 2011).

Para la comparación de estos dos parámetros se determinó la relación de la TIS respecto a ESTP expresado como porcentaje (TIS / ESTP x 100%). Valores próximos ó que exceden 100% son aquellos casos de exposición que exceden el valor de referencia ESTP y su consumo representa un riesgo para la salud (Health Canada, 2007).

Además, se calculó el consumo máximo de Hg total de cada especie a la semana por persona (CMSP) y mensual para el caso del Cd (CMMP) dividiendo la ESTP o EMTP con las concentraciones promedio de Hg y Cd en el tejido muscular de cada especie (Ordiano-Flores *et al*., 2011; Murillo-Cisneros *et al*., 2018).

5.6.2. Proporción molar Hg:Se

Para determinar la proporción molar, se obtuvo el número de moles de cada elemento, mediante la fórmula:

Número de Moles= Gramos del elemento en la muestra / Peso atómico de ese elemento

El mol es la unidad con la que se mide la cantidad de sustancia. Los gramos del elemento es la cantidad de mercurio o selenio en la muestra “x”. El peso atómico para el mercurio y el selenio es de 200.59 y 78.96 respectivamente.

5.6.3. Valor de beneficio para la salud del selenio (*Se-HBV*)

El valor del beneficio para la salud del selenio se calculó mediante la fórmula (Kaneko & Ralston, 2007):

Se-VHB = (Proporción molar Se / Hg × Se total) - (Proporción molar Hg / Se × Hg total).

Los valores resultantes positivos indican beneficios para la salud, mientras que los valores negativos indican un riesgo potencial (Medina-Morales *et al*., 2020).

5.7. Análisis estadísticos

La normalidad y homogeneidad de la varianza de los datos se evaluaron mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Para la comparación de medias entre juveniles y adultos y entre sexos, si los datos cumplieron con las premisas de las pruebas paramétricas se utilizó la prueba t-student. En los casos en que no se cumplieron las premisas, los datos se transformaron con logaritmo (Log). En los datos que no se cumplieron las premisas con ninguna transformación, se utilizó la prueba U de Mann-Whitney para la comparación de medias.

Para determinar la relación entre la concentración de los elementos traza y la talla de los organismos; así como, la posible relación entre la concentración de mercurio y la de selenio, se realizó un análisis de correlación lineal de Pearson ($p < 0,05$).

Todos los análisis se realizaron utilizando el programa Statistica 8.0 (StatSoft Inc. Tulsa, OK, USA).

6. Resultados

6.1. *Alopias pelagicus*

La longitud total (LT) de los individuos de tiburón zorro analizados varió entre 77 y 293 cm. Según la talla, nueve de ellos fueron clasificados como juveniles y 25 adultos. Basado en el sexo fueron identificados 21 organismos hembras y 13 machos.

6.1.1. Bioacumulación de mercurio

En el tejido muscular, la concentración promedio de mercurio fue de 0.76 ± 0.27 mg kg^{-1} variando entre 0.17 y 1.55 mg kg^{-1}. Entre los individuos juveniles y adultos, no se encontraron diferencias significativas (t=1.59, p=0.12). Sin embargo, al comparar por sexo si se observaron diferencias; los machos presentaron el valor promedio más alto (t=2.31, p <0.05) (Fig.10a; Tabla 3).

No se encontraron correlaciones significativas entre la longitud total y las concentraciones de Hg, tanto en machos (r=0.006, p=0.98) como en hembras (r=0.22 p=0.37).

En el tejido hepático, la concentración promedio de mercurio fue inferior a la observada en el músculo (0.37 ± 0.31 mg kg^{-1}), variando entre 0.02 y 1.35 mg kg^{-1} (Tabla 3). No se observaron diferencias significativas entre individuos juveniles y adultos, ni entre sexos (t=1.11, p = 0.27; t=0.48, p=0.63, respectivamente) (Figura 10a).

En el hígado tampoco se observaron correlaciones significativas entre longitud total y la concentración de Hg en ambos sexos (hembras: r=0.21, p=0.42; machos: r=0.48, p=0.12).

6.1.2. Bioacumulación de selenio

El selenio en el músculo tuvo una concentración promedio de 0.30 ± 0.30 mg kg^{-1} (Tabla 3). Los valores individuales variaron de 0 a 1.09 mg kg^{-1}. No se observaron diferencias significativas entre los juveniles y adultos, ni entre sexos (t=0.20, p= 0.77; t= 1.72, p = 0.09, respectivamente).

Tampoco se encontró correlación significativa entre el largo total de los organismos y la concentración de selenio en el músculo, en cada uno de los sexos (hembras: r=-0.01, p=0.95; machos: r=-0.007, p=0.95).

En el tejido muscular de los machos se observó correlación positiva significativa de Se vs Hg ($r = 0.63$, $p < 0.05$).

En el hígado, la concentración promedio general de selenio fue 2.45 ± 1.02 mg kg^{-1} variando entre 1.14 y 5.42 mg kg^{-1}. Entre los individuos juveniles y adultos (t=0.77, p=0.50), así como entre hembras y machos (t=1.61, p=0.11) no hubo diferencias estadísticamente significativas (Fig. 10b).

No se encontraron correlaciones significativas entre la longitud total y las concentraciones de Se en el tejido hepático, tanto en machos (r=0.43, p=0.16) como en hembras (r=0.26, p=0.32).

La proporción molar calculada en el músculo fue Hg:Se=1:0.2 y en el hígado de Hg:Se=1:5.47.

6.1.3. Bioacumulación de cadmio

La concentración media de cadmio en el tejido muscular fue de 0.18 ± 0.17 mg kg^{-1}, variando entre 0 y 0.57 mg kg^{-1}. Entre los individuos juveniles y adultos no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (t=42.0, p=0.09). Sin embargo, la concentración entre sexos fue diferente, siendo los machos los que presentaron la mayor concentración (t=2,92, p<0.05) (Fig. 10c; Tabla 3).

No se encontraron correlaciones significativas entre el largo total de los tiburones y la concentración de cadmio en el músculo por sexos (hembras: r=0.28, p=0.25; machos: r=0.52, p=0.08).

La concentración promedio de cadmio en el hígado fue de 86.53 ± 56.44 mg kg^{-1}, variando entre 2.11 y 254.17 mg kg^{-1} (Tabla 3). No se observaron diferencias significativas entre juveniles y adultos, ni entre sexos (t=1.82, p=0.07; t=0.30, p 0.76, respectivamente) (Fig. 10c).

Sin embargo, al analizar la longitud total y la concentración de cadmio en el tejido hepático de las hembras, se obtuvo correlación positiva significativa ($r=0.56$, $p<0.05$).

Table 3. Rango de concentración de mercurio, selenio y cadmio por sexo, estadio de madurez y promedio general (media ± desviación estándar) en el tejido muscular y hepático de *A. pelagicus* (p.h. peso húmedo, p.s. peso seco).

		Hg (mg kg^{-1} p.h.)	Se (mg kg^{-1} p.s.)	Cd (mg kg^{-1} p.h.)
Músculo	Machos	0.38 – 1.55*	0.4 – 1.09	0.0 – 0.57
	Hembras	0.17 – 1.09*	0.0 – 0.89	0.0 – 0.48
	Juveniles	0.42 – 0.66	0.01 – 0.71	0.0 – 0.19
	Adultos	0.17 – 1.55*	0.0 – 1.09	0.0 – 0.57
	Media general	0.76 ± 0.27	0.30 ± 0.30	0.18 ± 0.17
Hígado	Machos	0.2 – 1.15*	1.14 – 5.42	2.11*– 254.18*
	Hembras	0.04 – 1.35*	0.0 – 0.0	13.58*– 237.92*
	Juveniles	0.05 – 0.49	1.14 – 2.48	2.11 *– 90.38 *
	Adultos	0.02 – 1.15*	1.12 – 5.42	21.61*– 254.18*
	Media general	0.37 ± 0.31	2.45 ± 1.02	86.53 ± 56.44*

* Valores por encima del límite máximo permisible para el consumo humano (Hg=1.0 mg kg^{-1}; Cd=0.5 mg kg^{-1})

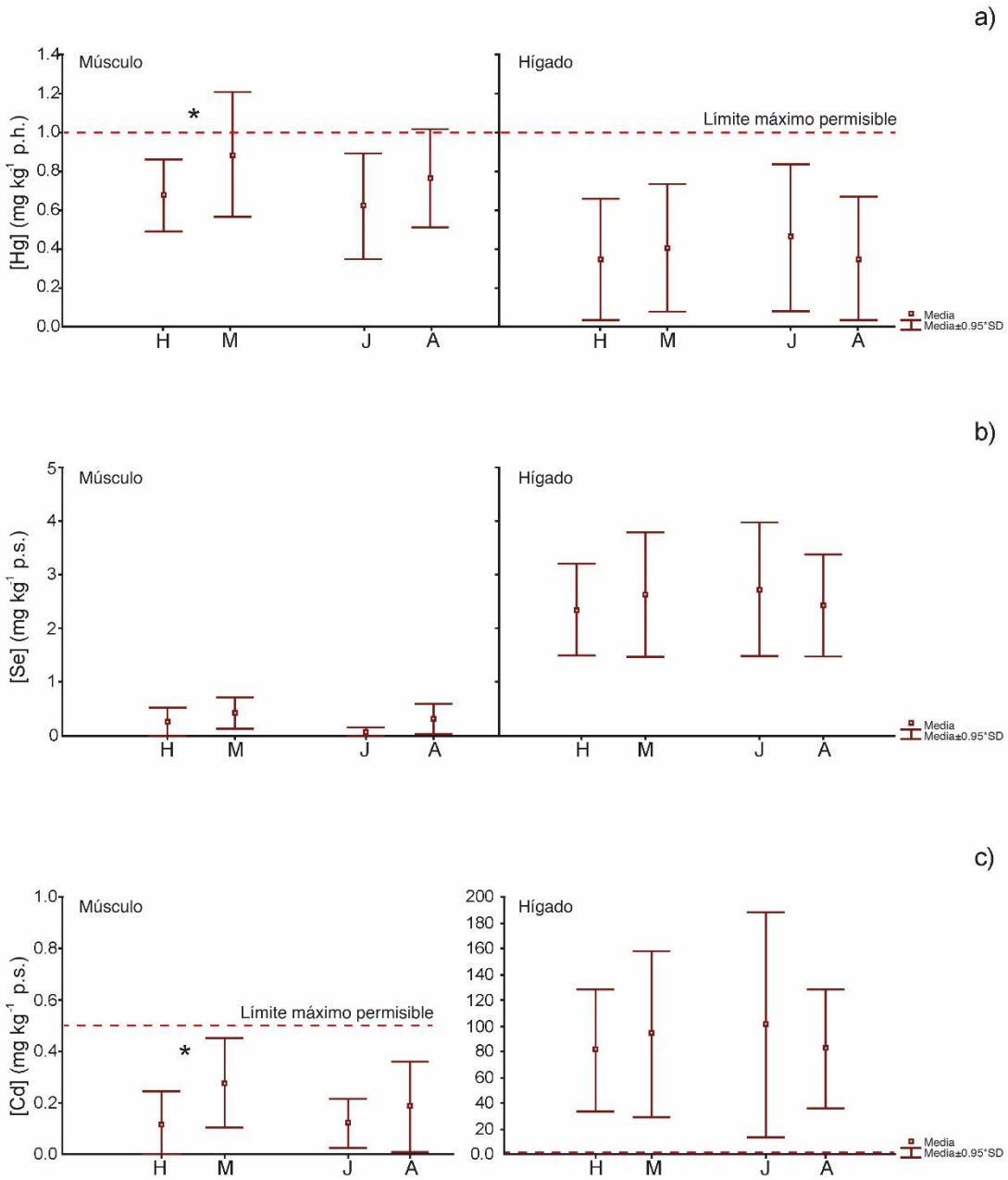

Figura 10. a-c Concentración de mercurio, selenio, cadmio (media ± error estándar) en los tejido muscular y hepático de *A. pelagicus*, por sexo y estado de madurez (H: hembras, M: machos, J: juveniles, A: adultos, *diferencias significativas p <0,05). (La línea roja discontinua representa el límite máximo permisible para el consumo humano).

6.1.4. Presas principales de *A. pelagicus*

Se analizaron 25 estómagos de *A. pelagicus*, de los cuales 22 (88%) se encontraban llenos. Se contabilizaron 11 entidades alimentarias y 429 organismos. Se clasificaron en tres grupos principales: peces (IRI%=96.25), crustáceos (IRI%=3.17) y moluscos (IRI%=0.57) (Fig. 11).

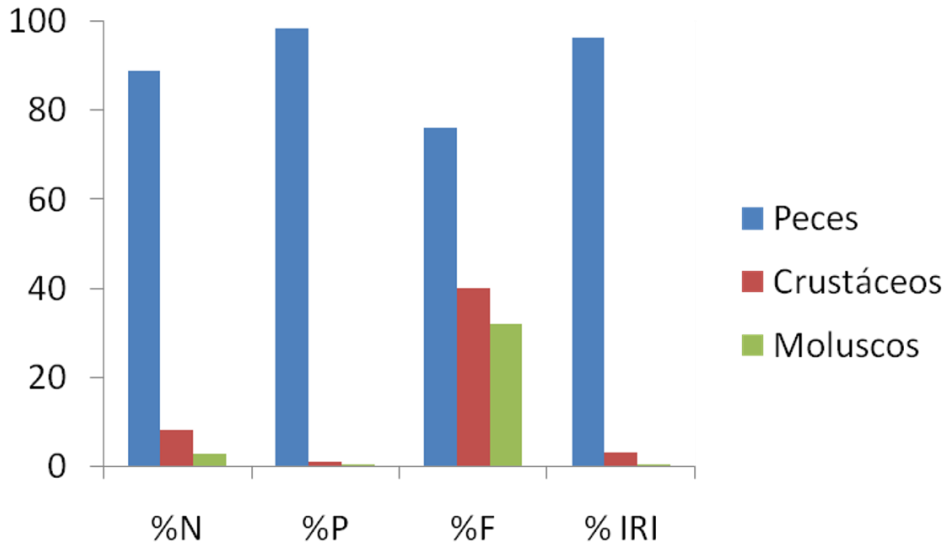

Figura 11. Grupos principales de presas de *A. pelagicus* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI)

La presa principal en la dieta del tiburón zorro fue la sardina *Sardinops caeruleus /sagax* (%IRI=70.54), seguido de la merluza *Merluccius* sp (%IRI= 4.82) y la langostilla *Pleuroncodes planipes* (%IRI=3.16). A pesar de que los moluscos cefalópodos no fueron abundantes en la dieta en este estudio, se consideraron para los análisis de elementos traza porque en otras investigaciones este grupo ha sido importante en la dieta de *A. pelagicus* (Polo-Silva *et al*., 2009; Galván-Magaña *et al*., 2013). De los cefalópodos, *Gonatus californiensis* tuvo una mayor importancia relativa (%IRI=0.38); sin embargo, de esta especie no fue posible obtener muestras para determinar la concentración de elementos traza, por el grado de digestión que presentaba. Por esta razón se utilizó la especie *Lolliguncula diomedeae* (%IRI=0.19) (Tabla 4). Los

individuos juveniles y adultos, hembras y machos presentaron el mismo patrón de alimentación (Tabla 4).

Tabla 4. Especies principales en la dieta de *A. pelagicus* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por juveniles, adultos, hembras y machos (En negritas el porcentaje total por grupo).

Entidades	IRI (Juveniles)	IRI (Adultos)	IRI (Hembras)	IRI (Machos)	IRI (Total)
Restos de peces	2.2	11.0	6.3	12.7	9.22
Sardinops sagax/caeruleus	37.7	74.9	78.8	59.4	70.54
Familia Clupeidae	54.4	3.5	6.9	16.4	10.64
Merluccius sp.	0.3	6.2	3.3	5.3	4.82
Synodus sp.	0.4	1.0	1.5	0.6	1.02
Family Apogonidae	0.2	0.0	0.0	0.0	0.01
Peces	**95.2**	**96.6**	**96.8**	**94.4**	**96.25**
Pleuroncodes planipes	3.3	2.9	2.5	4.2	3.16
Metapenaeopsis mineri	0.0	0.02	0.00	0.05	0.01
Crustáceos	**3.3**	**2.92**	**2.5**	**4.25**	**3.17**
Lolliguncula diomedeae	0.0	0.3	0.0	1.0	0.19
Gonatus californiensis	1.6	0.1	0.6	0.2	0.38
Moluscos (cefalópodos)	**1.6**	**0.4**	**0.6**	**1.2**	**0.57**

6.1.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación

La langostilla *P. planipes* y la merluza *Merluccius* sp. fueron las especies de presa con la mayor acumulación de Hg (0.10 mg kg^{-1} y 0.05 mg kg^{-1} respectivamente) y se consideran los principales contribuyentes de Hg al tiburón zorro pelágico *A. pelagicus*. En el caso de Se, la sardina *Sadinops sagax / caeruleus* (0.17 ± 0.13 mg kg^{-1}) y la merluza *Merluccius* spp. (0.17 ± 0.07 mg kg^{-1}) presentaron las concentraciones más elevadas. Según las concentraciones de Cd solo hubo biomagnificación de la sardina a *Alopias pelagicus* en el tejido muscular (FB=1.83); sin embargo, en el tejido hepático el tiburón sí presentó una mayor concentración respecto a todas sus presas principales. El calamar *Lolliguncula diomedeae* tuvo el mayor valor de Cd, con 2.94 mg kg^{-1} (Tabla 5).

Tabla 5. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *A. pelagicus*

Presas	Hg			Se			Cd		
	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado
Sardinops sagax/ caeruleus (*n* = 6)	0.01 ±0.005	53.11	25.9	0.17 ±0.13	1.77	14.3	0.1 ±0.13	1.83	875.02
Merluccius sp. (*n* = 2)	0.05 ±0.03	16.69	8.14	0.17 ±0.07	1.8	14.60	0.24 ±0.26	0.76	366.86
Lolliguncula diomedeae (*n* = 1)	0.03	24.5	11.9	0.06	4.87	39.26	2.94	0.06	29.37
Pleuroncodes planipes (*n* = 1)	0.10	7.24	3.53	0.33	0.9	7.22	0.44	0.41	195.45

FB: factor de biomagnificación; Todos los valores en mg kg^{-1}, Hg y Cd en peso húmedo y Se en peso seco; n: número de individuos.

6.1.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana

Considerando la ingesta semanal y mensual de Hg y Cd, respectivamente, el riesgo de toxicidad para el Hg y el Cd es relativamente bajo, por debajo de los límites tolerables. Los niños presentaron el mayor porcentaje de ingesta semanal promedio de mercurio en comparación con la ESTP (11.8%) con un consumo máximo permitido que se limita a 0.05 kg de carne de tiburón zorro pelágico. Sin embargo, un adulto de 70 kg de peso corporal puede consumir un máximo de 0.46 kg por semana. Asimismo, respecto al Cd, los niños presentaron el mayor porcentaje de ingesta mensual con respecto a la EMTP (1.12%), pudiendo consumir mensualmente 2.2 kg de carne de *A. pelagicus*, sin que esto represente un riesgo para su salud (Tabla 6).

El valor calculado del beneficio para la salud de Se para *A. pelagicus* fue negativo (*Se-HBV*= -3.31).

Tabla 6. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o % ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Alopias pelagicus*, por grupo de personas.

	Adultos (70 kg)	Mujeres (60 kg)	Niños (16 kg)
% ESTP de Hg	0.74	2.1	11.8
Ingesta máxima semanal de músculo (kg)	0.46	0.2	0.05
% EMTP de Cd	0.14	0.2	1.1
Ingesta máxima mensual de músculo (kg)	9.7	8.3	2.2

6.2. *Prionace glauca*

La longitud total de los organismos de *Prionace glauca* varió entre 62.6 y 336 cm, siendo el 89% de los organismos, juveniles. Con base en la clasificación por sexos, 13 individuos fueron hembras y 15 machos. De todos los organismos no fue posible obtener muestras de hígado (N=14, Tabla 2). Respecto a este tejido todos los individuos fueron juveniles; cinco hembras y nueve machos.

6.2.1. Bioacumulación de mercurio

En el tiburón azul la mayor concentración de Hg se encontró en el tejido muscular 0.44±0.35 mg kg^{-1} variando entre 0.07 y 1.65 mg kg^{-1} (Table 7). Entre sexos no se observaron diferencias significativas (t=0.28, p=0.78) (Fig. 12a). No obstante, dos individuos machos adultos presentaron concentraciones por encima de 1.0 mg kg^{-1}, lo que implicó que se encontrara una correlación positiva entre el largo total y la concentración de mercurio (r=0.63; p<0.05). Se encontró correlación positiva significativa entre el largo total y la concentración de mercurio exclusivamente en los organismos machos (r=0.73, p<0.05). Para las hembras no se observó esta correlación (r=0.44; p=0.13).

En el tejido hepático la concentración promedio de mercurio fue 0.02±0.02 mg kg^{-1} variando entre 0.006 y 0.05 mg kg^{-1}. Entre sexos no se encontraron diferencias significativas (t=0.94, p=0.36) (Tabla 7, Fig. 12a).

No se observaron correlaciones significativas entre la talla y la concentración de Hg en ninguno de los dos sexos en el hígado (hembras: r=0.44, p=0.46; machos: r=0.62, p=0.007).

6.2.2. Bioacumulación de selenio

El selenio en el músculo tuvo una concentración promedio de 0.53±0.44 mg kg^{-1}, con valores individuales variando entre 0.04 y 1.8 mg kg^{-1}. No se observaron diferencias significativas entre sexos (t=1.8; p=0.07) (Tabla 7, Fig. 12b).

Entre el largo total de los organismos y la concentración de mercurio en el tejido muscular, no se encontraron correlaciones significativas ni en hembras (r=0.11, p=0.73) ni machos (r=0.38, p=0.16).

En el hígado, la concentración promedio general de selenio fue 1.54±1.14 mg kg^{-1} variando entre 0.12 y 4.4 mg kg^{-1}. Entre los individuos hembras y machos (t=1.61, p=0.11) no hubo diferencias estadísticamente significativas (Tabla 7, Fig. 12b).

En el tejido hepático tampoco se observó correlación significativa entre la talla de los individuos y la concentración de selenio (hembras: r=0.60, p=0.28; machos: r=0.61, p=0.08).

En el tejido hepático de los organismos machos se observó correlación positiva significativa entre Se y Hg ($r = 0.72$, $p < 0.05$).

La proporción molar Hg:Se calculada en el músculo del tiburón azul, *P. glauca* fue 1:0.8 y en el hígado 1:48.

6.2.3. Bioacumulación de cadmio

En el tejido muscular la concentración media de cadmio fue de 0.25±0.82 mg kg^{-1} variando entre 0 y 4.36 mg kg^{-1}. Entre los individuos hembras y machos no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (U=77; p=0.34) (Tabla 7, Fig. 12c).

Tampoco se observaron correlaciones significativas entre el largo total de los organismos hembras y machos y la concentración de cadmio en el músculo (hembras: r=0.24, p=0.43; machos: r=0.22, p=0.44).

En el hígado, la concentración promedio de cadmio fue de 1.50±0.72 mg kg^{-1} variando entre 0.4 y 2.61 mg kg^{-1} (Tabla 7). En este tejido no se observaron diferencias significativas entre sexos (t=0.04 p=0.96) (Fig. 12c). Tampoco hubo correlación significativa entre la talla y la concentración de cadmio de las hembras (r=0.70, p=0.18) y machos (r=0.61, p=0.08).

Table 7. Rango de concentración de mercurio, selenio y cadmio por sexo, estadio de madurez y promedio general (media ± desviación estándar) en el tejido muscular y hepático de *P. glauca* (p.h. peso húmedo, p.s. peso seco)

		Hg (mg kg^{-1} p.h.)	Se (mg kg^{-1} p.s.)	Cd (mg kg^{-1} p.h.)
Músculo	Machos	0.14 – 1.65*	0.13 – 1.66	0 – 4.36*
	Hembras	0.07 – 0.69	0.04 – 1.8	0 – 0.5
	Juveniles	0.07 – 1.35*	0.04 – 1.8	0 – 4.36*
	Adultos	0.37 – 1.65*	0.2 – 1.4	0.04 – 0.11
	Media general	0.44 ± 0.35	0.53 ± 0.44	0.25 ± 0.82
Hígado	Machos	0.006 – 0.05	0.36 – 2.61	0.4 – 2.61*
	Hembras	0.01 – 0.016	0.67 – 2.4	0.67 – 2.40*
	Media general	0.02 ± 0.02	1.54 ± 1.14	0.04 ± 0.07

*Valores por encima del límite máximo permisible para el consumo humano (Hg=1.0 mg kg^{-1}; Cd=0.5 mg kg^{-1})

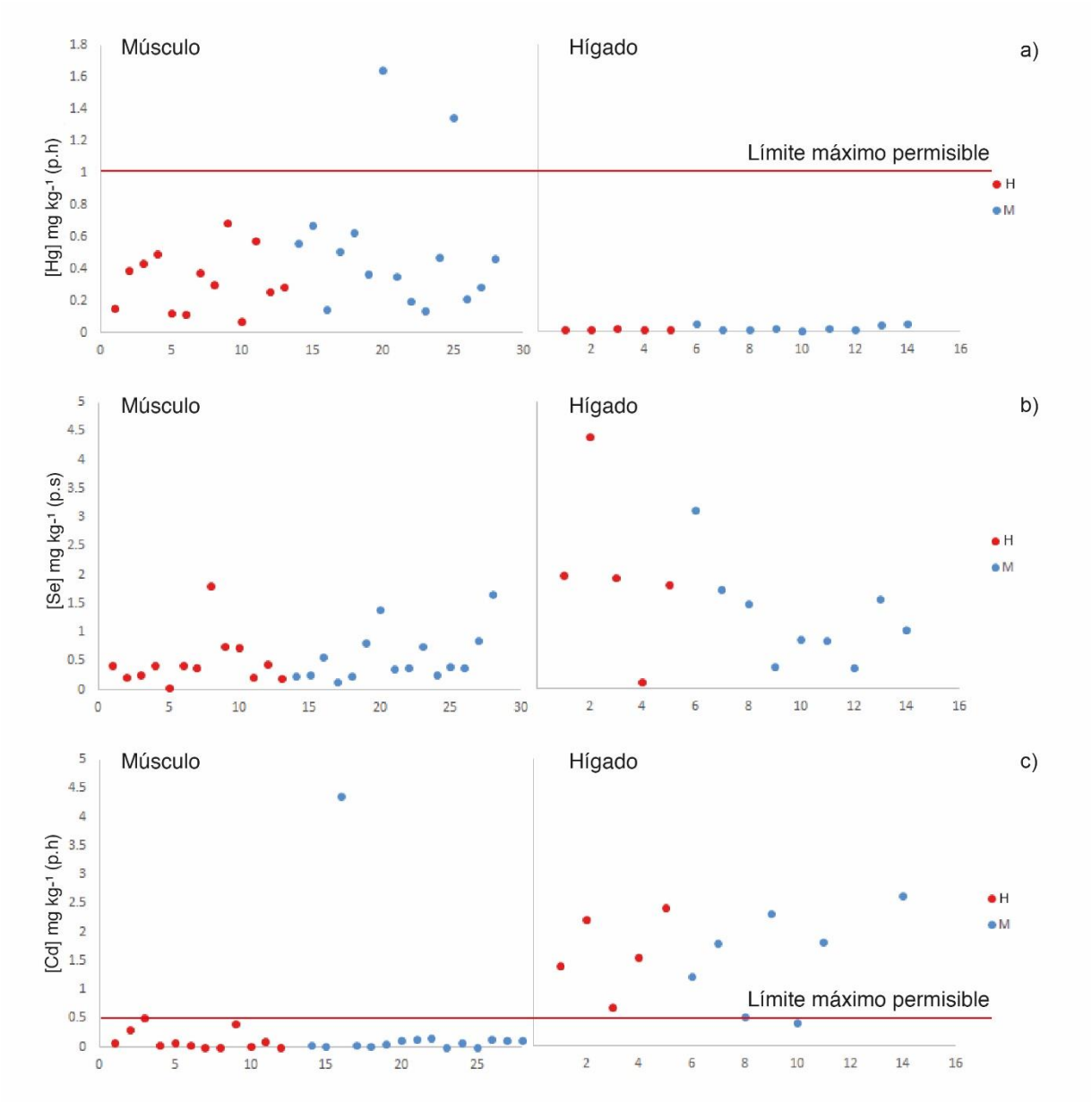

Figura 12a-c Concentración en tejido muscular y hepático de *Prionace glauca* por sexo. a) Mercurio; b) Selenio y c) Cadmio (H: hembras; M: machos) (límite máximo permitido para el consumo humano representado por una línea roja)

6.2.4. Presas principales de *P. glauca*

Para determinar las presas principales de *P. glauca* se analizaron 23 estómagos (22 llenos, 96.5%). Se contabilizaron 19 entidades alimentarias y 111 organismos. Los

grupos principales en la dieta fueron: crustáceos (%IRI=71.11), moluscos (%IRI=26.08) y peces (%IRI=2.73) (Fig. 13).

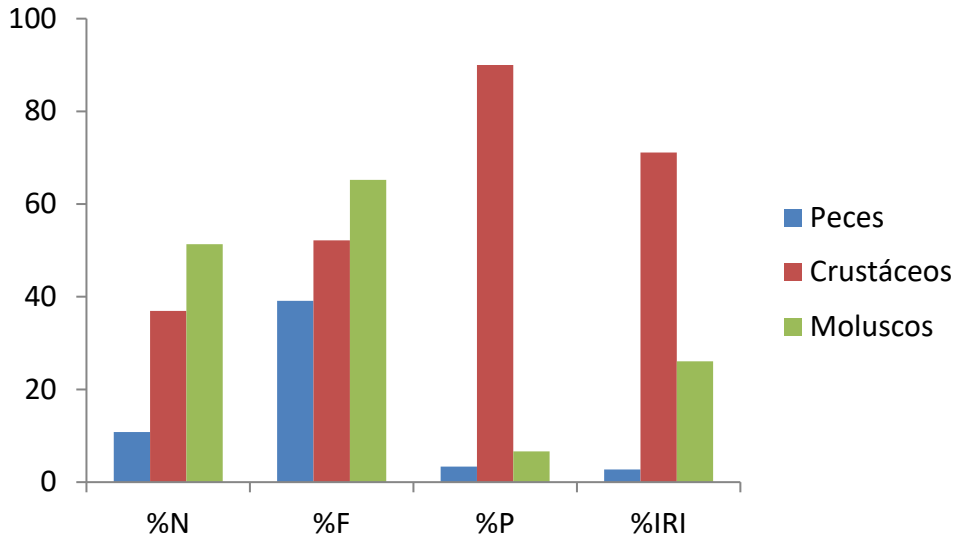

Figura 13. Grupos principales de presas de *P. glauca* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI)

La presa principal encontrada en los estómagos del tiburón azul fue la langostilla *Pleuroncodes planipes* (%IRI=70.33). A pesar de que los moluscos cefalópodos no fueron los más abundantes en la dieta en este estudio, se consideraron para el análisis de elementos traza debido a que, en otras investigaciones, este grupo ha sido importante en la alimentación de *Prionace glauca* (Hernandez-Aguilar *et al*., 2016; Maya-Meses *et al.,* 2016). Además, para los cuatro individuos adultos de tiburón azul analizados, constituyó la presa principal (%IRI=95.76). La especie de cefalópodo con mayor importancia relativa fue *Dosidicus gigas* (%IRI=13.61). El calamar *Sthenoteuthis oualaniensis* fue importante en la dieta de los individuos machos (%IRI=11.95), pero debido al grado digestión que presentaban no se pudo obtener muestra para determinar la concentración de elementos traza (Tabla 8).

Tabla 8. Especies principales en la dieta de *P. glauca* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por juveniles, adultos, hembras y machos. (En negritas el porcentaje total por grupo).

Entidades	IRI (Juveniles)	IRI (Adultos)	IRI (Hembras)	IRI (Machos)	IRI (Total)
Restos de peces	0.83	3.82	1.22	2.02	1.67
Scomber japonicus	0.49	0.00	1.95	0.00	0.37
Peces	**1.32**	**3.82**	**3.17**	**2.02**	**2.04**
Pleuroncodes planipes	86.98	0.47	69.41	68.86	70.33
Crustáceos	**86.98**	**0.47**	**69.41**	**68.86**	**70.33**
Gonatus californiensis	0.87	26.38	4.17	5.55	5.15
Dosidicus gigas	0.50	56.91	2.02	9.19	13.61
Sthenoteuthis oualaniensis	0.59	12.42	0.00	11.95	3.74
Moluscos (cefalópodos)	**1.96**	**95.76**	**6.19**	**26.69**	**22.5**

6.2.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación

De las presas analizadas, la langostilla *P. planipes* fue la de mayor concentración de Hg (0.1 mg kg^{-1}) y Se (0.33 mg kg^{-1}), por lo que fue la especie que contribuyó con la mayor transferencia de estos elementos hacia el tiburón azul. *Dosidicus gigas* presentó la mayor concentración de Cd (2.2 mg kg^{-1}); sin embargo, no ocurrió biomagnificación en ninguno de los tejidos analizados del depredador (Tabla 9).

Tabla 9. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *P. glauca*

Presas	Hg			Se			Cd		
	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado
Pleuroncodes planipes (*n* = 1)	0.1	4.4	0.2	0.33	1.60	4.66	0.44	0.56	3.40
Dosidicus gigas (n=1)	0.01	44	2	0.15	3.5	10.2	2.2	0.11	0.68

FB: factor de biomagnificación; Todos los valores en mg kg^{-1}, Hg y Cd en peso húmedo y Se en peso seco; n: número de individuos.

6.2.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana

Los niños presentaron el mayor porcentaje de ingesta semanal promedio de mercurio en comparación a ESTP (6.85%), con un consumo máximo permitido que está limitado a 0.09 kg de carne de tiburón azul. Sin embargo, un hombre adulto de 70 kg de peso corporal puede consumir un máximo de 0.8 kg por semana del tiburón azul. Con respecto a Cd, los niños igualmente tenían el mayor porcentaje mensual de ingesta con respecto a EMTP (1.54%), pudiendo consumir hasta 1.6 kg de carne sin que sea un riesgo para la salud (Table 10).

El valor calculado del beneficio para la salud de Se para *P. glauca* fue negativo (*Se-HBV* =-0.46).

Tabla 10. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o % ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Prionace glauca*, por grupo de personas.

	Adultos (70 kg)	Mujeres (60 kg)	Niños (16 kg)
% ESTP de Hg	0.43	1.22	6.85
Ingesta máxima semanal de músculo (kg)	0.8	0.3	0.09
% EMTP de Cd	0.19	0.27	1.53
Ingesta máxima mensual de músculo (kg)	7.1	6.1	1.6

6.3. Sphyrna zygaena

Todos los organismos muestreados de tiburón martillo *Sphyrna zygaena* fueron juveniles, con tallas entre 89.4 y 135 cm. Según las diferencias sexuales, seis fueron clasificados como hembras y 12 machos.

6.3.1. Bioacumulación de mercurio

La concentración promedio de Hg en el músculo fue de 0.13±0.04 mg kg^{-1} variando entre 0.06 y 0.19 mg kg^{-1}. Comparando los organismos hembras y machos, no se encontraron diferencias significativas (t=2.04; p=0.06) (Fig. 14a).

No se observó correlación significativa entre la talla de los organismos y la concentración de mercurio, en ninguno de los dos sexos (machos: r=0.26, p=0.40; hembras: r=0.57, p=0.13).

En el tejido hepático la concentración promedio de Hg fue inferior a la encontrada en músculo (0.01±0.01 mg kg^{-1}). Los valores individuales variaron entre 0 y 0.025mg kg^{-1}. Entre sexos no se encontraron diferencias significativas (t=0.6; p=0.5) (Fig. 14a). Igualmente, no se apreció correlación significativa entre la talla de los organismos y la concentración de mercurio, en ninguno de los dos sexos (machos: r=-0.04, p=0.9; hembras: r=-0.41, p=0.42).

6.3.2. Bioacumulación de selenio

El selenio en el músculo tuvo una concentración promedio de 0.37±0.27 mg kg^{-1}, los valores individuales variaron de 0.08 a 0.97 mg kg^{-1}. No se observaron diferencias significativas entre sexos (t=0.59; p=0.56) (Fig. 14b).

No hubo correlación significativa entre la talla de los individuos y la concentración de selenio muscular por sexo (machos: r=038, p=0.16; hembras: r=-0.11, p=0.71).

En el hígado, la concentración promedio general de selenio fue superior a la encontrada en el tejido muscular del tiburón martillo, 2.70±1.08 mg kg^{-1} variando entre 0.1 y 3.99 mg kg^{-1}. Entre los individuos hembras y machos no hubo diferencias estadísticamente significativas (t=0.04; p=0.94) (Fig. 14b).

Se observó correlación negativa significativa entre el largo total y la concentración de selenio de todos los organismos muestreados (r=-0.52, $p<0.05$).

Por sexos, no se encontró correlación significativa entre el largo total de los organismos y la concentración de selenio en el tejido hepático (hembras: r=-0.55, p=0.26) (machos: r=-0.52, p=0.07).

La proporción molar Hg:Se calculada en el músculo del tiburón martillo, *S. zygaena* fue 1:1.3 y en el hígado 1:174 .

6.3.3. Bioacumulación de cadmio

En el tejido muscular la concentración media de cadmio fue de 0.04±0.07 mg kg^{-1} variando entre 0 y 0.23 mg kg^{-1}. Entre hembras y machos no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (U=20.0 p=0.49) (Fig. 14c).

No hubo relación significativa entre el largo total de los organismos y la concentración de cadmio muscular ni en las hembras (r=-0.63, p=0.37) ni en los machos (r=-0.23, p=0.45) de *S. zygaena.*

En el hígado, la concentración promedio de cadmio fue de 0.01±0.02 mg kg^{-1} variando entre 0 y 0.09 mg kg^{-1}. En este tejido no se observaron diferencias significativas entre sexos (U=38.5 p=0.96) (Fig. 14c).

Igualmente, a lo ocurrido en el músculo, en el tejido hepático tampoco se observó correlación significativa entre la talla y la concentración de cadmio (hembras: r=-0.40, p=0.43; machos: r =-0.29, p=0.32).

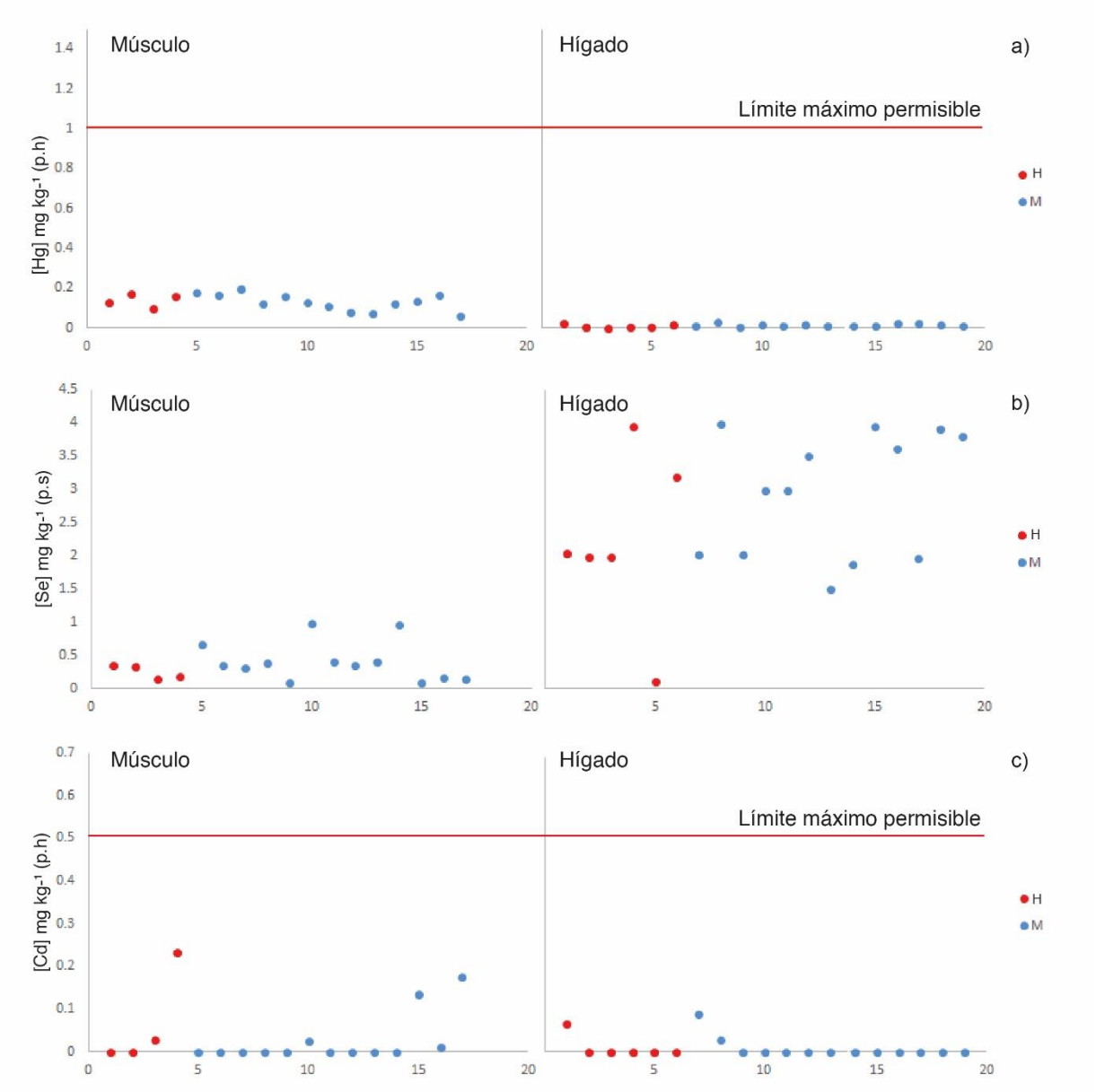

Figura 14a-c Concentración en tejido muscular y hepático de *Sphyrna zygaena* por sexo. a) Mercurio; b) Selenio y c) Cadmio (H: hembras; M: machos) (límite máximo permitido para el consumo humano representado por una línea roja)

6.3.4. Presas principales de *S. zygaena*

Para la determinación de las presas principales de *S. zygaena* se analizaron 35 estómagos, de los cuales 34 (97.1%) estaban llenos. Se contabilizaron 32 entidades

alimentarias y 150 organismos. Los grupos principales en la dieta fueron: peces (%IRI=66.05), moluscos (%IRI=17.10) y crustáceos (%IRI=4.66) (Fig. 15).

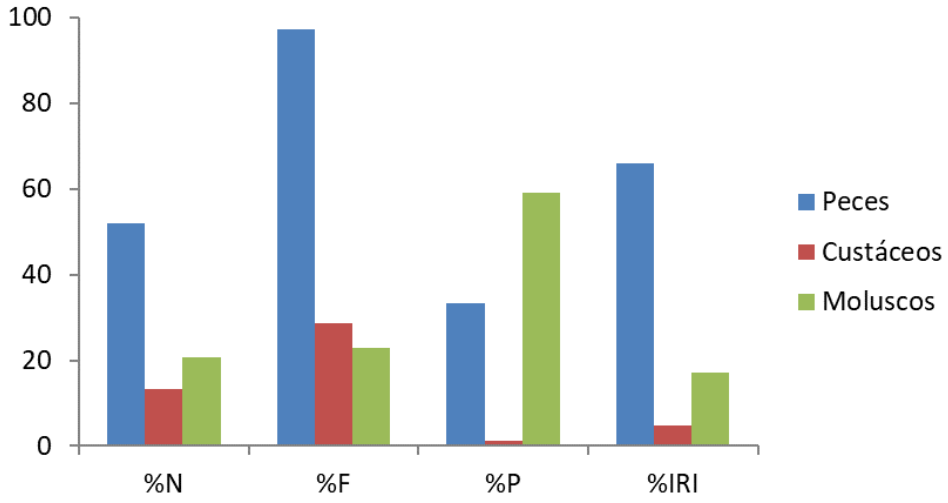

Figura 15. Grupos principales de presas de *S. zygaena* determinadas por el método numérico (%N), gravimétrico (%P), frecuencia de aparición (%F) e Índice de importancia relativa (%IRI)

Las presas con mayor importancia relativa en la dieta del tiburón martillo fueron los peces, pejerrey *Atherinops* sp (%IRI=13.11), la macarela *Scomber japonicus* (%IRI=10.33) y el calamar *Lolliguncula* sp (%IRI=9.85). Los machos de tiburón martillo, según el valor del %IRI se alimentan más de peces y crustáceos que las hembras. En las hembras se encontró como parte de su dieta los calamares *Ancistrocheirus lesueurii* (%IRI=11.23) y *Onychoteuthis banksii* (%IRI=6.72). Sin embargo, por el grado de digestión que presentaban estas presas no se pudo obtener muestras para determinar la concentración de elementos traza (Tabla 11).

Tabla 11. Especies principales en la dieta de *S. zygaena* expresado en valores porcentuales del Índice de importancia relativa (%IRI) por hembras y machos. (En negritas el porcentaje total por grupo).

Entidades	IRI (Hembras)	IRI (Machos)	IRI (Total)
Restos de peces	21.28	27.67	32.91
Sardinops sagax/ caeruleus	5.55	1.83	3.81
Scomber japonicus	3.04	10.73	10.33
Atherinops sp	5.46	13.32	13.11
Peces	**35.33**	**52.55**	**60.16**
Pleuroncodes planipes	0.0	17.17	2.09
Restos de crustáceos	8.73	0.14	2.06
Crustáceos	**8.73**	**17.31**	**4.15**
Lolliguncula sp.	1.49	13.20	9.85
Onychoteuthis banksii	6.72	0.00	1.87
Ancistrocheirus lesueurii	11.23	0.00	3.10
Mastigoteuthis dentata	0.65	1.52	1.48
Moluscos (cefalópodos)	**20.09**	**14.72**	**16.3**

6.3.4.1. Concentración de Hg, Se y Cd en las presas principales. Factor de Biomagnificación

La langostilla *P. planipes* y la macarela *S. japonicus* presentaron las mayores concentraciones de Hg, siendo las presas de mayor aporte al depredador *S. zygaena*. La macarela presentó la mayor concentración de Se (1.58 mg kg^{-1}); mientras la concentración más alta de Cd se observó en el calamar *Lolliguncula* sp. (2.98 mg kg^{-1}); sin embargo, no se observó biomagnificación de Cd de las presas al depredador en ninguno de los tejidos analizados (Tabla 12).

Tabla 12. Concentraciones de mercurio, selenio y cadmio (media ± desviación estándar) en las presas principales de *S. zygaena*

Presas	Hg			Se			Cd		
	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado	Media	FB Músculo	FB Hígado
Scomber japonicus (n=1)	0.09	1.44	0.11	1.58	0.23	1.70	0.2	0.2	0.05
Atherinops sp. (n=2)	0.05	2.6	0.05	1.13	0.32	2.39	ND	-	-
Lolliguncula sp. (n=1)	0.03	4.33	0.33	0.06	6.16	45	2.98	0.01	0.003
Pleuroncodes planipes (n=1)	0.1	1.3	0.1	0.33	1.12	8.18	0.44	0.09	0.02

FB: factor de biomagnificación; Todos los valores en mg kg^{-1}, Hg y Cd en peso húmedo y Se en peso seco; n: número de individuos; ND: no detectado.

6.3.5. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana

Los niños presentaron el mayor porcentaje de ingesta semanal promedio de mercurio en respecto a ESTP (2.06%), con un consumo máximo permitido sin que ponga en riesgo la salud limitado a 0.3 kg de carne del tiburón martillo. Sin embargo, un hombre adulto de 70 kg de peso corporal puede consumir un máximo de 2.6 kg por semana. Por otra parte, de acuerdo con las concentraciones de Cd en el músculo de esta especie de tiburón, los niños igualmente tenían el mayor porcentaje mensual de ingesta con respecto a EMTP (0.22%), pudiendo llegar a un consumo máximo mensual de 11.1 kg (Tabla 13).

El valor calculado del beneficio para la salud de Se para *S. zygaena* fue *Se-HBV*=-0.02.

Tabla 13. Porcentaje de ingesta semanal de mercurio y cadmio mensual en comparación con la ingesta tolerable provisional (semanal o mensual: % ESTP o % ESTP, respectivamente). Ingesta máxima permitida semanal o mensual de músculo de *Sphyrna zygaena*, por grupo de personas

	Adultos (70 kg)	Mujeres (60 kg)	Niños (16 kg)
% ESTP de Hg	0.13	0.37	2.06
Ingesta máxima semanal de músculo (kg)	2.6	1.1	0.3
% EMTP de Cd	0.03	0.37	2.06
Ingesta máxima mensual de músculo (kg)	49.1	42.1	11.1

7. Discusión

A pesar de que se han realizado varios trabajos para determinar la concentración de elementos potencialmente tóxicos en especies de tiburones como el zorro *A. pelagicus*, el azul *P. glauca* y el martillo *S. zygaena* (García-Hernández *et al*., 2007; Maz-Courrau *et al*., 2012; Le Bourg *et al*., 2018), estos son productos que deben ser monitoreados con regularidad, por la frecuencia con que el hombre los consume. Una de las principales vías de exposición humana a elementos esencial y no esenciales es a través de la alimentación; y los peces son una fuente de exposición importante al Hg, Se y Cd en humanos (Squadrone *et al*., 2014), particularmente especies de alto niveles tróficos como los elasmobranquios (tiburones y rayas), principalmente en México que es uno de los países más importantes en términos de producción pesquera y de capturas de estas especies (Ramírez-Amaro *et al*., 2013).

7.1. Evaluación de la bioacumulación de mercurio (Hg) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus, P. glauca* y *S. zygaena*

La concentración promedio de Hg en tejido muscular y hepático de las tres especies de tiburón estudiadas fue inferior al límite máximo permisible para el consumo humano (1.0 mg kg^{-1}), establecido para este tipo de organismos por diferentes agencias nacionales e internacionales, tales como la Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos (FDA), la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Norma Oficial Mexicana (NOM 242-SSA1, 2009) (Fig.10a, 12a, 14a). Este resultado es consistente con lo reportado por otros autores en diferentes áreas geográficas (Atlántico Norte, Pacífico Sur) para *P. glauca* y *S. zygaena* (López *et al*.,

2013; Alves *et al*., 2016; Biton-Porsmoguer *et al*., 2018). Sin embargo, otros investigadores e incluso en localidades cercanas a nuestra zona de estudio, han encontrado concentraciones mayores de Hg para estas dos especies (Escobar-Sánchez *et al*., 2011; Barrera-García *et al*., 2012; Maz-Courrau *et al.*, 2012) (Tabla 14). A diferencia de nuestro trabajo, estos autores han incluido en sus investigaciones individuos adultos, los cuales podrían tender a acumular una concentración mayor de elementos traza (Mackay & Fraser, 2000). Esto puede explicarse por distintos hábitos alimentarios en individuos jóvenes y adultos, mayores tasas de crecimiento en los juveniles que puede resultar en dilución y exposición más corta a los posibles contaminantes (Adams & McMichael, 1999).

García-Hernández *et al*., (2007) en el Golfo de California y Le Bourng *et al*., (2018) al suroeste del Océano Índico, encontraron valores promedio de Hg en el músculo de *A. pelagicus* más altos que los observado en el presente estudio (1.30 ± 1.20 mg kg^{-1} y 4.97 ± 3.57 mg kg^{-1}, respectivamente). Estas discrepancias en las concentraciones pueden deberse principalmente a las diferencias en los hábitats en cuanto a su geología, aportes de fuentes contaminantes, cambios en la alimentación. En nuestra misma zona de estudio, Bahía Tortugas, solo había un trabajo publicado hasta el momento, relacionado con la concentración de elementos traza en especies de elasmobranquios, en el que se observaron resultados similares, con concentraciones promedios de Hg por debajo de 1.0 mg kg^{-1} en tres especies de rayas *Myliobatis californica*, *Pseudobatos productos* y *Zapteryx exasperata* (Murillo-Cisneros *et al*., 2018).

La concentración de Hg en las tres especies de tiburón (*A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena*) fue mayor en el tejido muscular respecto al hepático. Esto ha sido encontrado en otras especies de elasmobranquios (Pethybridge *et al*., 2010; Lyons & Lowe, 2013; Nicolaus *et al*., 2016; Murillo-Cisneros *et al*., 2018). El músculo se considera un órgano importante para la acumulación de este metal por la afinidad del $[CH_3Hg]^+$ a los grupos tiol o grupo sulfhidrilo (-SH) de las proteínas, abundantes en este tejido (Taylor *et al*., 2014). En alguno de los estudios en que se ha observado una mayor concentración de Hg en el hígado se ha relacionado con varios factores, por ejemplo, organismos que

han alcanzado la talla máxima, que pudieran estar relacionado con los diferentes requerimientos energéticos o nutricionales de tiburones grandes, cambios en la dieta o una alta actividad metabólica del tejido hepático (Endo *et al*., 2008; Gilbert *et al*., 2015; Murillo-Cisneros *et al*., 2018).

7.2. Evaluación de la bioacumulación de selenio (Se) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena*

El selenio a pesar de ser un elemento esencial cuando se encuentra en exceso puede ser perjudicial para el organismo. En las tres especies de tiburón analizadas las concentraciones de Se en el músculo e hígado estaban por debajo de los límites permitidos establecidos para el consumo humano por el Departamento de Salud de Australia (1.0 mg kg^{-1} peso húmedo) (Nauen, 1983) y de los EE. UU. (6.5 mg kg^{-1} peso seco) (Skorupa *et al*., 1996). Basado en esto, las especies de tiburón analizadas no representan un riesgo de intoxicación por Se.

La concentración de Se en *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena* fue mayor en el tejido hepático respecto al muscular. Este resultado coincide con lo planteado para estas especies por otros investigadores (Tabla 14) e igualmente se ha encontrado en otras especies de tiburones, tales como el tiburón de Groenlandia *Somniosus microcephalus* (hígado=1.26 ± 0.625 mg kg^{-1}, músculo=0.697 ± 0.247 mg kg^{-1}), el cazón mamón *Mustelus henlei* (hígado=0.13 ± 0.05 mg kg^{-1}, músculo= 0.03 ± 0.01 mg kg^{-1}) (Corsolini *et al*., 2014; Medina-Morales *et al*., 2020, respectivamente). Según Ogle *et al*. (1988) el hígado actúa como reservorio primario para la acumulación de Se, contribuyendo con los mecanismos de desmetilación y distribución del $[CH_3Hg]^+$, los cuales pueden ocurrir por efecto de las selenoproteínas del glutatión (GSH) que ayudan en la eliminación del Hg al excretarlo a través de la bilis como cisteína-mercurio (Patrick, 2002; Branco *et al*., 2007; Kaourd *et al*., 2012).

Se observaron correlaciones positivas significativas entre el Hg y Se en los tejidos muscular ($r = 0.63$, $p < 0.05$) de los machos de *A. pelagicus* y en el hepático de los machos de *P. glauca* ($r = 0.72$, $p < 0.05$). Esta relación pudiera atribuirse a que los elementos compiten por los sitios de unión de los grupos tiol de proteínas (Eisler, 2006) y/o a la formación de complejos inertes Hg-Se (Endo *et al*., 2016).

7.2.1. Proporción molar de mercurio y selenio (Hg:Se)

Existe literatura científica abundante sobre los posibles mecanismos de protección del Se contra la toxicidad del Hg, los cuales incluyen la redistribución o excreción del Hg en presencia de Se, la competencia por los sitios de unión entre ambos elementos, la formación del complejo Hg-Se, la conversión de las formas tóxicas a menos tóxicas de Hg y su prevención del daño oxidativo del Hg por el Se (Peterson *et al*., 2009; Huang *et al*., 2013). En este sentido, Wang *et al*. (2017) demostraron que el Se en el pez *Acanthopagrus schlegeli* incrementó significativamente la transformación de $[CH_3Hg]^+$ en Hg inorgánico, disminuyendo así la acumulación de $[CH_3Hg]^+$, que es la forma más tóxica.

La relación entre estos elementos está determinada por sus proporciones molares, por lo que necesita acercarse o ser mayor a 1:1 (Hg:Se) para ser efectivo (Raymond & Ralston, 2004; 2009). Como en muchos elasmobranquios la concentración de Se en el hígado es superior a la de mercurio la proporción molar Hg:Se es mayor a uno, coincidiendo con nuestro estudio (*A. pelagicus*-1:54.7, *P. gluaca*-1:48, *S. zygaena*-1:174). Lo anterior pudiera significar que hay suficiente selenio en este tejido para cumplir las funciones del organismo y contribuir a la desintoxicación del mercurio. Terrazas-López *et al*. (2019) encontraron proporciones molares de 1:483 y 1:59 para *Carcharhinus falciformis* y *Sphyrna zygaena*, respectivamente. Por el contrario, en el tejido muscular la proporción molar que se encontró fue a la inversa, a excepción de *S. zygaena* (1:1.3). *A. pelagicus* presentó una proporción molar Hg:Se de 1:0.2 y *P. glauca* 1:0.8, por lo que no sería efectiva la posible protección del Se contra la toxicidad del Hg en este tejido. Escobar-Sánchez (2010) reportó igualmente para *A. pelagicus* una relación molar muy similar a la nuestra, 1:0.3. Escobar-Sánchez *et al*. (2010; 2011) encontraron una proporción molar Hg:Se diferente a 1:1 en *S. zygaena* y *P. glauca*, siendo también deficiente el selenio en estas especies.

El músculo, es la parte del tiburón más consumida por el hombre y presentó una concentración de Hg inferior al límite máximo permisible para el consumo humano (1.0 mg kg^{-1}), es importante tener en cuenta la baja concentración de Se que tiene este tejido en dos de las especies estudiadas, para evitar el consumo excesivo de estos

tiburones, fundamentalmente por los sectores de la población más sensibles como son los niños, embarazadas y personas de avanzada edad.

7.3. Evaluación de la bioacumulación de cadmio (Cd) en tejidos de los tiburones *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena*

La concentración promedio de Cd en el tejido muscular de los tiburones zorro, azul y martillo fue inferior al límite máximo permisible para el consumo humano (0.5 mg kg^{-1}), establecido por la Norma Oficial Mexicana (NOM 242-SSA1, 2009) (Fig. 10c, 12c, 14c). Esto coincide con lo reportando para diferentes especies de elasmobranquios, tal es el caso de Vas (1991) en el Canal de la Mancha, Reino Unido, Storelli *et al*. (2003) en el mar Mediterráneo, Nicollaus *et al.* (2016) en la región del Atlántico Norte. En México también varios autores coinciden en reportar bajas concentraciones de Cd en el tejido muscular; Vélez-Álvarez *et al*. (2013) encontraron una concentración promedio de 0.0001 mg kg^{-1}en *Isurus oxyrinchus* y Barrera-García *et al.* (2012) en *P. glauca* de 0.2 ± 0.12 mg kg^{-1} (Tabla 14).

La concentración promedio de Cd fue mucho mayor en el tejido hepático respecto al muscular y por encima del límite máximo permisible para consumo humano (0.5 mg kg^{-1}), a excepción de *S. zygaena* que fueron similares las concentraciones y por debajo del límite (músculo: 0.13 ± 0.04 mg kg^{-1}, hígado: 0.01 ± 0.01 mg kg^{-1}). Una de las razones de las bajas concentraciones en el tiburón martillo pudiera estar relacionada con el estadio de madurez, ya que todos los individuos analizados fueron juveniles y como se ha mencionado con anterioridad pueden tender a acumular menor concentración que organismos adultos.

Las altas concentraciones de Cd en el hígado de tiburones han sido reportadas por varios autores (Storelli *et al.*, 2003; Barrera-García *et al*., 2013; Alves *et al*., 2016; Terrazas-López *et al*., 2019) (Tabla 14). Este resultado podría deberse a que el Cd, entre otros metales, induce la síntesis de metalotioneínas en el hígado. La proteína de bajo peso molecular que se une a metales como el Cd forma un complejo no tóxico que se retiene en el tejido, causando su bioacumulación (Newman & Unger, 2002).

Aunque, el músculo y las aletas es lo más consumido en tiburones, en ocasiones también se usa el aceite de hígado (Eschmeyer & Fricke, 2015) y niveles

extremadamente altos de Cd pueden resultar en toxicidad humana. En la misma región, Baja California Sur, se reportaron valores altos de Cd en el hígado de los tiburones *P. glauca* (155 mg kg^{-1}) (Barrera-García *et al*., 2013) y *Carcharhinus falciformis* (284.55 mg kg^{-1}) (Terrazas-López *et al*., 2016). Estos autores sugieren que la distribución de Cd en esta región está estrechamente relacionada con los depósitos locales de fosforita (Mar & Okazaki, 2012) y los procesos de meteorización natural aumentan la biodisponibilidad del elemento (John & Leventhal, 1995). Además, los cefalópodos han sido reconocidos por acumular grandes concentraciones de Cd (Bustamante *et al*., 2002; Storelli *et al*., 2005), constituyendo el principal vector de transferencia a depredadores tróficos altos, como los tiburones (Endo *et al*., 2015) y este (cefalópodos) constituye un grupo clave en la alimentación de las tres especies en estudio (Fig. 11, 13 y 15).

7.4. Relación entre el sexo de los organismos y la concentración de elementos traza

Algunos autores han reportado variaciones intraespecíficas que están relacionadas con diferencias en la concentración de elementos traza entre hembras y machos, lo cual se plantea que podría deberse a factores como los requerimientos energéticos, condiciones de madurez, uso de hábitat diferente y transferencia de los elementos de las hembras a sus embriones (Lyle 1986; Frías-Espericueta *et al*., 2015). Incluso se ha considerado que en algunas especies como *Mustelus mustelus*, la tasa de crecimiento de los machos es más lenta que la de las hembras, y esto pudiera implicar que el tejido muscular de los machos tenga mayores concentraciones de Hg que las hembras (Bosch *et al*., 2013). En nuestro estudio solo en el tiburón zorro *A. pelagicus* se encontraron diferencias significativas entre hembras y machos, específicamente en la concentración de Hg y Cd en el tejido muscular. Los machos presentaron la concentración promedio más alta (Fig.10a, c; Tabla 3). Según nuestros datos estas diferencias no deben estar relacionadas con segregación sexual, pues ambos sexos tienen el mismo patrón de alimentación, en cuanto a sus presas principales (Tabla 4). Esto pudiera ser un indicio de transferencia de elementos traza de madre a cría, como un mecanismo de desintoxicación de las hembras. Este fenómeno ha sido reportado

en varias especies de elasmobranquios con diferentes estrategias de reproducción, como *Squalus megalops, Centrophorus moluccensis*, *Triakis semifasciata*, *Platyrhinoidis triseriata* (Le Bourg *et al*., 2014; Van Hees & Ebert, 2017). No obstante, recientemente Khandra *et al*., (2019) observaron que efectivamente ocurre transferencia materna de metilmercurio (CH_3Hg^+) de las hembras grávidas de perca amarilla *Perca flavescens* hacia sus huevos, pero también a las mitocondrias gonadales, lo que implica que se podía mantener una potencial de toxicidad en las madres. En algunos trabajos experimentales realizados en mamíferos se ha visto que las hormonas sexuales pueden estar relacionadas con diferencias en la concentración de metales entre género. Kimiko *et al*. (1987), en un experimento con ratas encontraron que los machos tenían mayor concentración de CH_3Hg^+ que las hembras, en el riñón, asociado a la influencia de la testosterona.

7.5. Relación entre la talla de los organismos y la concentración de elementos traza

Como se ha mencionado con anterioridad, se ha sugerido que la concentración de elementos traza en los tejidos tiende a incrementarse con el tamaño (probablemente con la edad) (Pinho *et al*., 2002; Branco *et al*., 2007) y el nivel trófico de los tiburones (Escobar-Sánchez *et al*., 2011). Gutiérrez-Mejía *et al*. (2009) sugieren, además, que la acumulación de un metal conforme a la talla (edad) es consistente con una baja capacidad reguladora; con una mayor absorción que la capacidad de excreción del metal. En nuestro estudio en el tiburón zorro *A. pelagicus*, se observó correlación positiva entre la concentración de Cd y la talla de los organismos en el tejido hepático de las hembras ($r=0.56$, $p<0.05$), mientras que en los machos también hubo una relación positiva, aunque no significativa. Igualmente, en el tiburón azul *P. glauca* se encontró correlación positiva significativa entre el largo total de todos los organismos y la concentración de Hg en el tejido muscular ($r=0.63$; $p<0.05$). Al separar el análisis por sexos, solo se observó esta correlación significativa en los individuos machos ($r=0.73$, $p<0.05$), debido a la presencia de dos organismos machos adultos con concentraciones más elevadas; todas las hembras fueron juveniles.

Branco *et al*. (2004) y Mársico *et al*. (2007), igualmente encontraron una correlación positiva entre la concentración de Hg y el tamaño (edad) para el tiburón azul debido a que, como otros tiburones, esta es una especie longeva, que está expuesta durante un largo período de tiempo al Hg ambiental incorporado principalmente de las presas que se encuentran en la parte baja de la cadena alimentaria (Monteiro *et al*., 1996).

En *S. zygaena* no se encontraron correlaciones significativas entre la talla de los organismos y la concentración de Hg y Cd. Probablemente se deba a que no se contó con un rango de tallas suficientes que permita detectar los cambios de concentración a lo largo de la vida de estas especies de tiburones; el 100% de los individuos de tiburón martillo fueron juveniles. No obstante, en el tejido hepático de *S. zygaena* se encontró una correlación significativa entre la concentración de Se y la talla de los organismos, pero negativa ($r=-0.52$, $p<0.05$), la cual probablemente se deba a requerimientos metabólicos diferentes a medida que aumenta la talla de los individuos. Burger & Gochfeld (2011) también reportaron correlaciones negativas entre los valores de Se y la longitud de algunas especies de peces.

7.6. Evaluación de las presas principales y Factor de Biomagnificación (FB)

La alimentación contribuye significativamente a la concentración de los elementos traza en un depredador, ya que muchos de éstos son incorporados al organismo a través de la dieta (Gupta, 2007). Cuando la concentración de un elemento se transfiere de un nivel trófico a otro superior incrementando su concentración, indica que ha ocurrido la biomagnificación del elemento (Gray, 2002). Esta biomagnificación está relacionada con el coeficiente de concentración de los tejidos de un depredador en comparación con el de su presa, ya que éstas también bioacumulan el elemento traza en sus tejidos.

Debido a esta biomagnificación, se considera que los organismos que ocupan posiciones tróficas altas son susceptibles a contener altas concentraciones elementos traza. Por lo que, los hábitos alimenticios de los depredadores son muy importantes para determinar la biomagnificación del elemento, ya que afectan significativamente la bioacumulación de estos (Hall, 2002). Varios autores han constatado que diferencias en la concentración de elementos traza interespecíficas en un mismo hábitat e

intraespecíficas se ha debido fundamentalmente a diferencias en los hábitos alimenticios (Pinho *et al*., 2002; Escobar-Sánchez *et al*., 2011; Kim *et a*l., 2016).

Analizando el Índice de Importancia Relativa (IRI), las tres especies de tiburones (*A. pelagicus, P. glauca* y *S. zygaena*) se alimentan de peces, crustáceos y moluscos cefalópodos (Fig. 11, 13 y 15), aunque en proporciones diferentes. Los peces fueron el grupo fundamental en la dieta de *A. pelagicus* y *S. zygaena* y los crustáceos para *P. glauca*.

Para el tiburón zorro *A. pelagicus* la presa principal en nuestro estudio fue la sardina *Sardinops caeruleus/sagax* (%IRI=70.54). Sin embargo, en el Pacífico ecuatoriano han reportado que el grupo principal en la dieta de este tiburón son los cefalópodos, sin distinción de sexo y estadio de madurez (Polo-Silva *et al*., 2009; 2013; Galván-Magaña *et al*., 2013; Calle-Moran & Galván-Magaña, 2020).

Las presas principales del tiburón martillo *S. zygaena* fueron pejerrey *Atherinops* sp (%IRI=13.11), la macarela *Scomber japonicus* (%IRI=10.33) y el calamar *Lolliguncula* sp (%IRI=9.85). Lo anterior coincide con Galván-Magaña et al., (1989), Smale & Cliff (1998), Castañeda & Sandoval (2004), Ochoa-Díaz (2009), quienes plantean que la alimentación de esta especie de tiburón se basa en cefalópodos y peces. Se ha reportado que la especie puede presentar cambios en la dieta relacionados con el estadio de madurez, al aumentar la talla se incrementa la preferencia por los cefalópodos debido a la mayor capacidad de nado y necesidades nutricionales, encontrando juveniles que se alimentan de cefalópodos más costeros y adultos de cefalópodos de hábitat mesopelágico (Bolaño, 2007). En nuestro estudio todos los tiburones martillos analizados fueron juveniles.

La presa principal para el tiburón azul *P. glauca* fue la langostilla *Pleuroncodes planipes* (%IRI=70.33) y entre los cefalópodos, el calamar *Dosidicus gigas* (%IRI=13.61). Este último fue dominante en la dieta de los adultos. Hernández-Aguilar (2008) y Galindo-Rosado (2011) igualmente encontraron que estas fueron las presas fundamentales del tiburón azul frente a las costas de Baja California Sur.

P. planipes estuvo presente en la dieta de las tres especies de tiburón. Este es un crustáceo de hábitos pelágicos y bentónicos, muy abundante a lo largo de la costa

occidental de la Península de Baja California (Hernández-Aguilar, 2008; De Anda-Montañez *et al*., 2013). Las altas abundancias han convertido a la langostilla en un recurso disponible para sus depredadores. Precisamente por su dominancia en la dieta de las tres especies de tiburón en estudio, fue una de las presas que más aporte de Hg y Se tuvo a sus depredadores (Tablas 5, 9 y 12). Escobar-Sánchez *et al*. (2011) coinciden que *P. planipes* fue una de las especies principales en la alimentación del tiburón azul, sin embargo, no fue la que más aporte de Hg le dio al depredador. Estos autores atribuyen las bajas concentraciones encontradas en la langostilla, a que para su análisis fue procesada completamente, y probablemente en su exoesqueleto no exista una acumulación importante de Hg, debido a que uno de los mecanismos de desintoxicación que existe en este tipo de invertebrados es a través de la muda de su exosqueleto.

Otro grupo clave en la biomagnificación de Hg en *A. pelagicus* y *S. zygaena* fueron los peces (Tabla 5 y 12). Se plantea que este es uno de los grupos que tardan más en digerirse, debido a la mayor cantidad de lípidos en sus músculos (Olson & Boggs, 1986), y debido a estos lípidos, tienden a tener mayor concentración de Hg, el cual podría transferirse a sus depredadores. La sardina *S. caeruleus / sagax* es la presa principal del tiburón zorro y es una especie con gran aporte energético, debido a la cantidad de lípidos reportados en el músculo, pero se encontraron bajas concentraciones de Hg (0.01 ±0.005 mg kg^{-1}). Por otra parte, junto a *Atherinops* sp, *Scomber japonicus* es una de las especies de peces fundamentales en la dieta del tiburón martillo. Este es uno de los peces con mayor contenido lipídico, también considerado un nadador rápido y activo formador de cardúmenes grandes, y presa importante para varios depredadores (Galván *et al.,* 1989). A pesar de su alto contenido lipídico, los niveles de Hg encontrados en el músculo son bajos (0.09 mg kg^{-1}). Ambas especies de tiburón reflejaron bajas concentraciones promedios de Hg y en sus tejidos musculares (*A. pelagicus*: 0.76 ± 0.27 mg kg^{-1}, *S. zygaena*: 0.13±0.04 mg kg^{-1}) no obstante, comparados con el de sus presas fue mayor en el depredador, por lo que ocurrió biomagnificación. Escobar-Sánchez (2010) encontró el mismo resultado para *S. caeruleus / sagax* y *S. japonicus*, en este caso como presas del marlín rayado *Kajikia audax.*

Como se mencionó en el epígrafe anterior, los moluscos cefalópodos son considerados uno de los principales vectores de transferencia de Cd a los depredadores de alto nivel trófico. Bustamante *et al*. (1998) comprobaron que las altas concentraciones de Cd encontradas en vertebrados de alto nivel trófico estaban estrechamente relacionadas con el gran consumo de cefalópodos que presentaron elevados niveles de Cd en sus tejidos. Roldán-Wong *et al*. (2018) encontraron altos niveles de elementos potencialmente tóxicos en el pulpo *Octopus hubbsorum* en Baja California Sur. Según sus resultados en el manto las concentraciones de Cd estaban por debajo del límite máximo establecido para el consumo humano; sin embargo, alertaron en el consumo de la glándula digestiva de esta especie que sí presentaba niveles muy altos.

Los cefalópodos como uno de los grupos presas fundamentales en la alimentación de *A. pelagicus* en nuestro estudio, es la razón principal que se puede atribuir a las altas concentraciones de Cd que se encontraron en el tejido hepático.

Todas las especies presas que se analizaron presentaron concentraciones de Hg, Se y Cd por debajo de los límites establecidos para el consumo humano. Excepto, las dos especies de cefalópodos que se estudiaron *Dosidicus gigas* (Cd=2.2 mg kg^{-1}) y *Lolliguncula diomedeae* (Cd=2.94 mg kg^{-1}), las cuales se ubicaron por encima de 2.0 mg kg^{-1} que es el límite máximo establecido para este grupo animal. Aspecto importante para tener en cuenta, porque además de ser presas de los tiburones también son altamente consumidos por el humano.

7.7. Evaluación toxicológica y de beneficios para la salud humana

Las concentraciones promedio de Hg y Cd encontradas en el músculo de *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena*, no deben representar un riesgo para la salud humana debido a su consumo, ya que se encuentran por debajo de los límites máximos establecidos (NOM-0242-SSA1-2009). Sin embargo, como medida de precaución, recomendamos que los niños como población más vulnerable, no consuman más de 0.05 kg de carne de tiburón zorro, 0.09 kg a la semana en el caso del tiburón azul y 0.3 kg si fuese únicamente de tiburón martillo. Para los adultos la ingesta puede ser mayor, pero con un límite para reducir posibles riesgos (Tablas 6, 10 y 13). En caso de no tener claridad

con la identificación de la especie de tiburón que se está consumiendo, lo más acertado sería que el consumo sea mínimo, en este caso menos de 0.05 kg a la semana por parte de la población infantil.

En los tiburones zorro y azul las concentraciones promedio de Se en el tejido muscular son inferiores a la de Hg. Sus proporciones molares determinan la interacción entre estos elementos y valores < 1 indican que no puede ocurrir una mitigación efectiva de Se para reducir la toxicidad del Hg (Raymond & Ralston, 2004, 2009). Por el contrario, el hígado presentó un exceso molar de Se respecto al Hg indicando que el Se participa activamente en la formación de los complejos de inertes Hg-Se, reduciendo así la toxicidad de Hg (Ralston, 2008). En ambos tejidos del tiburón martillo se encontró un exceso molar de Se respecto al Hg.

El valor de beneficio de Se medido a través del índice *Se-HBV* en el músculo del tiburón martillo *S. zygaena* resultó negativo (-0.02); sin embargo, este valor no es significativo debido a que la concentración de ambos elementos es similar. Debido a la baja concentración de Se, el consumo de este producto marino no representa ningún beneficio para la salud humana. Por otra parte, el consumo de la carne de los tiburones zorro *A. pelagicus* y azul *P. glauca*, medido a través del índice *Se-HBV* por sus valores negativos (-3.31 y -0.46, respectivamente) indica un riesgo potencial para la salud humana (Kaneko & Ralston, 2007). Sin embargo, se ha demostrado en otras especies depredadores alto nivel trófico como el tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* (*Se-HBV*=52.3) que su consumo puede ser muy beneficioso para la salud, debido a las altas concentraciones de Se respecto a las de Hg (Bodin *et al*., 2007).

Tabla 14. Comparación de concentraciones de mercurio, selenio y cadmio en diferentes especies de tiburones. (p. h: peso húmedo; p. s: peso seco)

Especies	Ubicación	N	Hg (p. h.)		Se (p. s.)		Cd (p. h.)		Referencia
			Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	
En el mundo									
Lamna nasus	Atlántico Noroeste	1	0.55	-	-	-	-	-	Beckett & Freeman (1974)
Lamna nasus	Europa	71	0.886	-	-	-	-	-	Attucci *et al*., (1986)
Prionace glauca	Canal de la Mancha, Reino Unido	5	-	-	-	-	0.45	0.25	Vas (1991)
Galeus melastomus	Aguas británicas y atlánticas	7	-	-	-	-	0.08	0.07	Vas (1991)
Scymnorhinus licha	Aguas británicas y atlánticas	1	-	-	-	-	<0.02	<0.02	Vas (1991)
Etmopterus spinax	Aguas británicas y atlánticas	1	-	-	-	-	0.25	1.76	Vas (1991)
Centrophorus granulosus	Mediterráneo	33	0.48 - 8.37	0.60 - 10.15	-	-	0.06	1.76	Hornung *et al*. (1993)
Etmopterus spinax	Mediterráneo	8	1.83 - 4.58	1.97 - 2.97	-	-	0.08	0.79	Hornung *et al*. (1993)
Sphyrna zygaena	Mediterráneo	4	12.15 ±4.60	35.89 ±3.58	3.24 ±0.36	8.09 ±1.46	0.03 ±0.005	19.77 ±1.29	Storelli *et al*. (2003)
Carcharhinus limbatus	Canadá	5	2.09	-	-	-	-	-	Forsyth *et al*. (2004)
Lamna nasus	mar Céltico	12	-	<0.006 – 0.34	-	-	-	-	Bendall *et al*., 2014
Lamna nasus	Atlántico Norte	33	0.84 ±0.46	0.06 ±0.07	0.27 ±0.03	0.56 ±0.28	≤ 0.01	0.25 ±0.24	Nicolaus *et al*., 2016
Alopias pelagicus	Suroeste del océano Indico	-	4.97 ±3.57	-	-	-	-	-	Le Bourng *et al*., 2018

Tabla 14. Continuación

Especies	Ubicación	N	Hg		Se		Cd		Referencias
			Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	
Costas Mexicanas									
Alopias pelagicus	Golfo de California	-	1.30 ±1.20	-	-	-	-	-	García-Hernández *et al*. (2007)
Prionace glauca	Baja California Sur	38	1.39 ±1.58	-	0.10 ±0.05	-	-	-	Escobar-Sánchez et al. (2011)
Prionace glauca	Baja California Sur	35	-	0.22 ±0.35	-	1.67 ±0.58	-	34.66 ±29.61	Barrera-García *et al*. (2013)
Isurus oxyrinchus	Baja California Sur	20	391.17	0.0001	-	-	0.0001	0.29	Vélez-Álvarez *et al*. (2013)
Carcharhinus falciformis	Baja California Sur	20	-	-	-	-	0.37	284.55	Terrazas-López *et a*l. (2016)
Carcharhinus falciformis	Baja California Sur	20	3.04	3.95	3.32	7.36	-	-	Terrazas-López *et al*. (2019)
Sphyrna zygaena	Baja California Sur	31	0.98 ±0.92	-	-	-	-	-	Maz-Courrau et al. (2012)
Sphyrna zygaena	Baja California Sur	48	5.23	3.39	2.19	4.88	-	-	Terrazas-López *et al*. (2019)
Alopias pelagicus	Baja California Sur	34	0.76 ±0.27	0.37 ±0.31	0.30 ±0.30	2.45 ±1.02	0.18 ±0.17	86.53 ±56.44	Presente estudio
Prionace glauca	Baja California Sur	28	0.44 ±0.35	0.02 ±0.02	0.53 ±0.44	1.54 ±1.14	0.25 ±0.2	1.50 ±0.72	Presente estudio
Sphyrna zygaena	Baja California Sur	18	0.13 ±0.04	0.01 ±0.01	0.37 ±0.27	2.70 ±1.08	0.04 ±0.07	0.01 ±0.02	Presente estudio
Límite Permisible									
FAO, 2003			1.0				0.5		
México, 2009			1.0				0.5		NOM-242-SSA1-2009

Todos los valores en mg kg^{-1}; N = número de individuos

8. Conclusiones

- Las concentraciones de Hg, Se y Cd se distribuyeron de manera diferencial en los tejidos muscular y hepático en *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena*. La concentración de Hg fue músculo>hígado y la del Se y Cd hígado> músculo.
- En *P. glauca* y *S. zygaena* no se encontraron diferencias significativas entre sexos, independientemente del tejido y el elemento analizado; lo cual puede ser evidencia que ambos sexos presentan el mismo uso de hábitat con el mismo patrón de alimentación. Los machos de *A. pelagicus* mostraron mayor concentración de Hg y Cd en el tejido muscular.
- Con independencia del tejido y el elemento analizado, no hubo diferencias significativas entre los individuos juveniles y adultos de *A. pelagicus*; sugiriendo que no existe segregación entre estos estadios de madurez. No obstante, sí se observaron correlaciones positivas entre la talla y las concentraciones de Hg en el músculo de *P. glauca* y de Cd en el hígado de *A. pelagicus*, manifestando un efecto de bioacumulación. Organismos más grandes, presentaron concentraciones mayores de estos elementos.
- Las tres especies de tiburón analizadas tiene como grupos principales en su dieta a los peces, crustáceos y moluscos, pero en diferente proporción. La mayoría de las presas analizadas presentan concentraciones de Hg y Se más bajos que sus depredadores en el tejido muscular, evidenciando que los niveles tróficos altos poseen una mayor cantidad de estos elementos (biomagnificación).
- Los cefalópodos presentaron concentraciones de Cd por encima del límite establecido para consumo humano (2.2 mg kg^{-1}), por lo que puede constituir un riesgo para la población local que los consume. Las altas concentraciones de Cd presentes en el hígado de los tiburones y los valores del factor de biomagnificación (FB) calculados producto de una dieta rica en moluscos cefalópodos, reflejan la alta disponibilidad de Cd (insumo natural) en la región de estudio.
- El consumo de carne (músculo) de *A. pelagicus, P. glauca* y *S. zygaena* no representa un riesgo asociado con la ingesta de Hg y Cd, debido a que las

concentraciones promedio están por debajo de los límites máximos permisibles para el consumo humano. Considerando la ingesta semanal y mensual, el nivel de riesgo de toxicidad para Hg y Cd es bajo. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que sectores específicos de la población, como las comunidades pesqueras, incluyen más peces (en relación con el promedio general de la población) en sus dietas, por lo que el nivel de riesgo es difícil de evaluar en función de especies individuales. Se necesitan más detalles sobre la tasa de ingesta de elasmobranquios en estas comunidades para evaluar adecuadamente el nivel de riesgo. Además, resulta importante manejar con cautela está información y hacer uso de las dosis recomendadas de consumo, principalmente por los sectores vulnerables de la población (niños y mujeres embarazadas), ya que la concentración de Se en el tejido muscular es insuficiente para cumplir con su función biológica y el proceso de desintoxicación.

9. Recomendaciones

- Determinar concentración de elementos traza en hembras adultas, embriones y neonatos del tiburón zorro *Alopias pelagicus*, con el fin de dilucidar posibles mecanismos de transferencia materna.
- Realizar muestreos que tengan en cuentan un mayor rango de tallas (edades) en las especies *A. pelagicus*, *P. glauca* y *S. zygaena* para hacer una valoración más adecuada de la posible relación de la talla de los organismos con la concentración de elementos traza.

10. Bibliografía

Adams, D. H. & R. H., McMichael Jr. 1999. Mercury levels in four species of shark from the Atlantic coast of Florida. *Fish Bull*., 97**:** 372-379.

Allen, G.R. & D.R. Robertson. 1994. Fishes of the tropical eastern Pacific. University of Hawaii Press, Honolulu. 327 p.

Alves, L. M., M. Nunes, P. Marchand, B. Le Bizec, S. Mendes, J. P. Correia & S. C. Novais. 2016. Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: Contamination levels and biochemical stress responses. *Sci. Total. Environ*., 563: 282-292.

Amador-Buenrostro, A., M.L. Argote-Espinosa, M. Mancilla-Peraza & M. Figueroa-Rodríguez. 1995. Shorth term variations of the anticyclonic circulation in Bahía Sebastían Vizcaíno, BC. *Cienc. Mar*., 21(2): 201-223.

Arreguín-Sánchez, F. 2000. Modelación de flujos de biomasa en centros de actividad biológica. In: Lluch-Belda, D., J. Elourduy-Garay, S.E. Lluch-Cota and G. Ponce-Díaz (Eds). BAC Centros de actividad biológica del Pacífico Mexicano (pp.13-27). México: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

Attucci, A., G. Orefice & A. Paone. 1986. Contaminazione de mercurio in alcune specie di Squali freschi comunitaria. *Arch. Vet. Ital*. 37: 29–32.

Barrera-García, A., T. O'Hara, F. Galván-Magaña, L.C. Méndez-Rodríguez, J.M. Castellini, & T. Zenteno-Savín. 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comp. Biochem. Physiol. C*., 156: 59–66.

Barrera-García, A., T. O'Hara, F. Galván-Magaña, L.C. Méndez-Rodríguez, J.M. Castellini, & T. Zenteno-Savín. 2013. Trace metals and oxidative stress indicators in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). *Comp. Biochem. Physiol*., 165: 483–490.

Baum, J. K & R. A., Myers. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecol. Lett.* 7(2):135–145.

Beckett, J.S. & H.C. Freeman. 1974. Mercury sword fish and other pelagic species from western Atlantic Ocean. Proceeding of the International Bill Fish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, 9-12 August, 1972, part 2, review and contributed papers. In: NOAA Tech. Rep., NMFS-SSRF-675, pp. 154–159.

Bendall, V.A., S.J. Hetherington, J.R. Ellis, S.F. Smith, M.J. Ives, J. Gregson & A.A. Riley. 2012. Spurdog, porbeagle and common skate bycatch and discard reduction. In: CEFAS Fisheries Science Patnership (2011−2012), Final Report, 88 p.

Biton-Porsmoguer, S., D. Bănaru, C. F. Boudouresque, I. Dekeyser, M. Bouchoucha, F. Marco-Miralles & M. Harmelin-Vivien. 2018. Mercury in blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) from north-eastern Atlantic: Implication for fishery management. *Mar. Pollut. Bull*., 127: 131-138.

Bodin, N., D. Lesperance, R. Albert, S. Hollanda, P. Michaud, M. Degroote, C. Churlaud & P.Bustamante. 2017. Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian Ocean. *Chemosphere*., 174:354–362

Bolaño, N. & F. Galván-Magaña. 2007. Hábitos alimentarios en juveniles de Sphyrna zygaena Linnaeus 1758 (Chondricthyes: Sphyrnidae) en Santa Rosa de Salinas, Ecuador. *Tiburones en ecuador: Casos de estudio*, 57-65.

Bonfil, R. 1994. Overview of World Elasmobranch Fisheries. Food & Agriculture Organization of the UN (FAO).

Bonfil, R. 1997. Status of shark resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fish. Res*., 29: 101–117.

Booth, S. & D. Zeller. 2005. Mercury, food webs, and marine mammals: implications of diet and climate change for human health. *Environ. Health Persp*., 113(5): 521-526.

Bosch, A., B. O'Neill, G.O. Sigge, S.E. Kerwath & L.C. Hoffman. 2016. Heavy metal accumulation and toxicity in smoothhound (*Mustelus mustelus*) shark from Langebaan Lagoon, South Africa. *Food. Chem.,* 190: 871–878.

Branco V, J. Canário, C. Vale, J. Raimundo & C. Reis. 2004. Total and organic mercury concentrations in muscle tissue of the blue shark (*Prionace glauca* L. 1758) from the Northeast Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.,* 49:854–874

Branco, V., C. Vale, J. Canário & M.N. Dos Santos. 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, K. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environ. Pollut*., 150: 373-380.

Bustamante, P., F. Caurant, S. W. Fowler & P. Miramand. 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci. Total. Environ*., 220(1): 71-80.

Bustamante, P., R. P. Cosson, I. Gallien, F. Caurant & P. Miramand. 2002. Cadmium detoxification processes in the digestive gland of cephalopods in relation to the accumulate cadmium concentrations. *Mar. Environ. Res*., 53: 227–241.

Campbell, L. M., O. Osano, R. E. Herky & Dixon, D. G. 2003. Mercury in fish from three rift Valley lakes (Turkana, Naivasha and Baringo), Kenya, East Africa. *Environ. Pollut*., 125: 281-286

Calle-Morán, M.D & F. Galván-Magaña. 2020. Diet composition and feeding habits of the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Eastern Central Pacific Ocean, Ecuadorian waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 1-9.

Carey, F., J. Scharold & A. J. Kalmijn. 1990. Movements of blue sharks (*Prionace glauca*) in depth and course. *Mar. Biol*., 106(3): 329–342.

Carrera-Fernández, M., 2004. Biología reproductiva del tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de baja california sur, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.

Carrera-Fernández, M., F. Galván-Magaña & B. P. Ceballos-Vázquez. 2010. Reproductive biology of the blue shark *Prionace glauca* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) off Baja California Sur, México. *Aqua,* 16(3): 101-110.

Cartamil, D., O. Santana-Morales, M. Escobedo-Olvera, D. Karev, L. Castillo-Geniz, J.B. Graham, R.D. Rubin & O. Sasa-Nishizaki. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fish. Res.,* 108: 393–403.

Castañeda J. & L. Sandoval. 2004. Hábitos alimentarios de los tiburones martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1838) y *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) en el Pacífico Ecuatoriano. Bogotá, Colombia. Tesis de grado. Universidad Tadeo Lozano.

Castro-González, M. I. & M. Méndez-Armenta. 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environ. Toxicol. Pharp*., 26(3): 263–271.

Caurant, F., J.C. Amiard, C. Amiard-Triquet, & P.G. Sauriau. 1994. Ecological and biological factors controlling the concentrations of trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Se, Zn) in delphinids Globicephala melas from the North Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 103: 207-219.

CITES, U. W. 2017. The Checklist of CITES Species Website. Appendices I, II and III valid from 04 April 2017. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland. Compiled by UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Clarke, M.R. 1986. A handbook for the Identification of cephalopod beaks. Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth, UK. 249 p.

Clothier, C. R. 1950. A key to some Southern California fishes based on vertebral characters. *Fish Bull., Calif. Dept. Nat. Res., Div. Fish and Game,* 79: 1–83.

Compagno, L. 1984. Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species to date. Part II (Carcharhiniformes). Food and Agriculture Organization of the United Nations. 655. Rome, Italy.

Compagno, L. 2001. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. Bullhead, Mackerel and Carpet Sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). Food and Agriculture Organization of the United Nations. 69. Rome, Italy

Compagno, L., M. Dando & S. Fowler. 2005. Sharks of the world: Princeton Field Guides. Princeton University Press. 496. New Jersey, United States of America.

Cornish, A.S., W.C. Ng, V.C.M. Ho & H.C. Wong. 2007. Trace metals and organochlorine in the bamboo-shark *Chilosryllium plagiosum* from the southern waters of Hong Kong. China. *Sci. Total. Environ*., 376 (1-3): 335-345.

Correa, L., J.M. Castellini, L.T. Quakenbush & T.M. O´Hara. 2015. Mercury and selenium concentrations in skeletal muscle, liver, and regions of the heart and kidney in bearded seals from Alaska, USA. *Environ. Toxicol. Chem*., 34(10): 2403-2408.

Corsolini, S., S. Ancora, N. Bianchi, G. Mariotti, C. Leonzio & J.S. Christiansen. 2014. Organotropism of persistent organic pollutants and heavy metals in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* in NE Greenland. *Mar. Pollut. Bull.,* 87: 381–387**.**

Cortes, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. ICES J. Mar. Sci., 56: 707–717.

Cuvin-Aralar, M.L.A. & R.W. Furness. 1991. Mercury and Selenium Interaction: A Review. *Ecotox. Environ. Safe*., 21: 348-364.

De Anda, J., E. Balart-Paez, R. Pérez-Enríquez, T. Zenteno-Savín, L.C. Méndez-Rodríguez, A. Amador-Buenrostro, C. Jaramillo-Rodríguez, I. Espina-Olguín, G. Galindo-Cortés, F. Hérnandez-Martínez & J. Rodríguez-Romero. 2007. Estimación de parámetros poblacionales y evaluación de la biomasa de crustáceos galateidos (*Pleuroncodes planipes* y *Munida* spp) en la costa occidental de la península de Baja California.I Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Informe técnico Sagarpa-CONACyT No .19 La Paz, B.C.S. 152p.

Dietz, R., C. Sonne, N. Basu, B. Braune, T. O´Hara, R. J. Letcher, T. Scheuhammer, M. Andersen, C. Andreasen, D. Andriashek, G. Asmund, A. Aubail, H. Baagøe, E. W. Born, H. M. Chan, A. E. Derocher, P. Grandjean, K. Knott, M. Kirkegaard, A. Krey, N. Lunn, F. Messier, M. Obbard, M. T. Olsen, S. Ostertag, E. Peacock, A. Renzoni, F. F. Rigét, J. U. Skaare, G. Stern, I. Stirling, M. Taylor, O. Wiig, S. Wilson & J. Aars. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota. *Sci. Total. Environ.*, 3: 755-790.

Domingo, J. L., A. Bocio, G. Falcó & J. M. Llobet. 2006. Benefits and risks of fish consumption Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*, 230(2–3): 219–226.

Ebert, D.A. 2003. Sharks, Rays and Chimaeras of California. California Natural History Guides No. 71. University of California Press, 284 p.

Eisler, A. 2006. Compendium of Trace Metals and Marine Biota: Volume 2: Vertebrates. Elsevier, Amsterdam, 41 p.

Elmer, P. 1994. Analytical methods for atomic absorption spectrometry. The perkin elmer corporation, USA. 300 p.

Endo, T., O. Kimura, Y. Hisamichi, Y. Minoshima & K. Haraguchi. 2007. Age dependent accumulation of heavy metals in a pod of killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan. *Chemosphere,* 67: 51–59.

Endo, T., Y. Hisamichi, K. Haraguchi, Y. Kato & C. Ohta, 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: relationship between metal concentration and body length. *Mar. Pollut. Bull.,* 56: 1774–1780.

Endo, T., O. Kimura, H. Ogasawara, C. Ohta, N. Koga, Y. Kato & K. Haraguchi, 2015. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotoperatios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culledoff Ishigaki Island, Japan. *Ecol. Indic*., 55: 86-93.

Endo, T., O. Kimura, C. Ohta, N. Koga, Y. Kato, Y. Fujii & K. Haraguchi. 2016. Metal concentrations in the liver and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in the muscle of silvertip shark (*Carcharhinus albimarginatus*) culled off Ishigaki Island, Japan: changes with growth. *PLoS One* 11 (2): e0147797.

EPA (Environmental Protection Agency). 2000. Method 823-B-00-007. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Fish Sampling and Analysis 1.

Eschmeyer, W.N. & R. Fricke. 2015. Taxonomic checklist of fish species listed in the CITES appendices and EC regulation 338/97 (Elasmobranchii, Actinopteri, Coelacanthi, and Dipneusti, except the genus hippocampus). In: Catalog of Fishes, Electronic Version (Updated 3 February 2015). CITES CoP17 Doc. 81. Annex 6.

Escobar-Sánchez, O., 2010. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México

Escobar-Sánchez, O., F. Galván-Magaña & R. Rosíles-Martínez. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., 84(4): 488-491.

Escobar-Sánchez, O., F Galván-Magaña & R. Rosíles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol. Trace Elem. Res*., 144(1-3): 550-559.

FAO., 2011. Código de Conducta para la Pesca Responsable, Roma, Italia 2011; 108 p. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 1. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 1–646 p.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 2. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 670-1200 p.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995c. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 3. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 1201-1813 p.

Forsyth, D.S., V. Casey, R.W. Dabeka & A. McKenzie. 2004. Methylmercury levels in predatory fish species marketed in Canada. *Food Addit. Contam*., 21 (9), 849–856.

Frías-Espericueta, M. G., J. L. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro, M. Aguilar-Juárez & D. Voltolina. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. CICIMAR *Oceánides*, 25(2): 27-29.

Frías-Espericueta M.G., F.K.G. Zamora-Sarabia, F. Márquez-Farías, J.I. Osuna-López, J. Ruelas-Inzunza & D. Voltolina. 2015. Total mercury in female Pacific sharpnose shark *Rhizoprionodon longurio* and their embryos. *Lat. Am. J. Aquat. Res.,* 43(3): 534–538.

Gajdosechova, Z., A. Brownlow, N.T. Cottin, M. Fernandes, F.L. Read, D.S. Urgast, A. Raab, J. Feldmann & E.M. Krupp. 2016. Possible link between Hg and Cd accumulation in the brain of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Sci. Total. Environ*., 407-413.

Galindo-Rosado, M.A. 2011. Posición trófica de juveniles de tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) capturado en la costa occidental de Baja California Sur. B.A. tesis. UABCS. 91p.

Galván-Magaña, F., H. J. Nienhuis & A. P. Klimley. 1989. Seasonal abundance and feeding habits of sharks of the lower Gulf of California, Mexico. *Calif. Fish. Game.*, 75(2): 74-84.

Galván-Magaña, F., C. Polo-Silva, S.B. Hernández-Aguilar, A. Sandoval-Londoño, M.R. Ochoa-Díaz, N. Aguilar-Castro, D. Castañeda-Suárez, A. Cabrera, A. Baigorrí-Santacruz, Y. E. Torres-Rojas, A. L. Abitia-Cárdenas. 2013. Shark predation on cephalopods in the Mexican and Ecuadorian Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 95: 52–62.

García-Hernández, J., L. Cadena-Cárdenas, M. Betancourt-Lozano, L. M. García-De-La-Parra, L. García-Rico & F. Márquez-Farías. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol. Environ Chem.,* 89(3): 507-522.

Ganther, H. E. 1978. Modificaion of methylmercury toxicity and metabolism by selenium and vitamin E: possible mechanisms. *Environ. Health. Persp*., 25: 71-76.

Gilbert, J.M., A.J. Reichelt-Brushett, P.A. Butcher, S.P. McGrath, V.M. Peddemors, A.C. Bowling & L. Christidis. 2015. Metal and metalloid concentrations in the tissues of dusky *Carcharhinus obscurus*, sandbar *C. plumbeus* and white *Carcharodon carcharias* sharks from south-eastern Australian waters, and the implications for human consumption. *Mar. Pollut. Bull*., 92 (1-2): 186-194.

Glover, J.W. 1979. Concentrations of arsenic, selenium and ten heavy metals in school shark, *Galorhinus australis* (Macleay) and gummy shark, *Mustelus antarcticus* (Gunther) from south eastern Australian waters. Aust. J. Mar. Fresh. *Res*., 30 (4): 505–570.

González-García, M.J. 2001. Revisión Sistemática de Los Tiburones Martillo (Carcharhiniformes: Sphyrnidae). Tesis de Maestría. Instituto de Ecología de Xalapa, México. 183 p.

González-Pestana, A., J. Alfaro-Shigueto, J.C. Mangel & P. Espinoza. 2017. Mercury levels in the Smooth Hammerhead Shark *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) from Northern Peru. *Revista peruana de biología*, 24(4): 407-411.

Gray, J.S., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull*., 45: 46-52.

Gupta, R.C. 2007. Veterinary toxicology: basic and clinical principles. Academic Press. Primera Edición. New York, N.Y. 1201p.

Gutiérrez-Mejía, E., M.L. Lares & O. Sosa-Nishizaki. 2009. Mercury and arsenic in muscle and liver of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermannand Jenkins, 1891, from the upper Gulf of California Mexico. *Bull. Env. Cont. Toxicol*. 83, 230–234.

Harley, J., C. Lieske, S. Bhojwani, J.M. Castellini, J.A. López & T.M. O' Hara. 2015. Mercury and methylmercury distribution in tissues of sculpins from the Bering Sea. *Polar Biol*., 30: 1535- 1543

Health Canada, Human health risk assessment of mercury in fish and health benefits of fish consumption, Bureau of Chemical Safety Food Directorate Health Products and Food Branch, Ottawa, 2007. En http://www.hc-sc.gc.ca/fnan/pubs/mercur/merc_fish_poisson-eng.php#share

Hernández-Aguilar, S.B., 2008. Espectro trófico del tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de Baja California Sur, México. M.A. tesis. CICIMAR-IPN. 79 p.

Hernández-Aguilar, S. B., O. Escobar-Sánchez, F. Galván-Magaña & L. A. Abitia-Cárdenas. 2016. Trophic ecology of the blue shark (*Prionace glauca*) based on stable isotopes (13 C and 15 N) and stomach content. *J. Mar. Biol. Assouc. UK*., 96(7):1403–1410.

Hoffmann, D. J., B. A. Rattner, G. A. Burton & J. Cairns.1995. Handbook of ecotoxicology. Lewis Publishers. E. U. A. 755 p.

Hornung, H., Krom, M.D., Cohen, Y., Bernhard, M., 1993. Trace metal content in deep water sharks from the eastern Mediterranean Sea. *Mar. Biol*., 115: 331–338.

Huang, S.S.-Y., A.B. Strathe, J.G. Fadel, M.L. Johnson, P. Lin, T.-Y. Liu & S.S. Hung. 2013. The interactive effects of selenomethionine and methylmercury on their absorption, disposition, and elimination in juvenile white sturgeon. *Aquat. Toxicol*., 126: 274-282.

Hurtado-Banda, R., A. Gomez-Alvarez, J. F. Márquez-Farías, M. Cordoba-Figueroa, G. Navarro-García & L. A Medina-Juárez. 2012. Total mercury in liver and muscle tissue of two coastal sharks from the northwest of Mexico. *B. Environ. Contam. Tox*. 88(6): 971-5.

Hyslop, E.1980. Stomach contents analysis. A review of methods and their application. *J. Fish. Biol*., 17: 411–429.

Jardine, T., K. Kidd & N. O'Driscoll. 2013. Food web analysis reveals effects of pH on mercury bioaccumulation at multiple trophic levels in streams. *Aquat. Toxicol.,* 132 (133): 46–52.

Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. British Medical Bulletin, 68(1), 167–182.

JECFA. 2003. Summary and Conclusions of the 61st Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee of Food Additives (JECFA). In: JECFA/61/SC. Italy, Rome.

JECFA. 2011. 73th report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series, no. 960.

John, D.A. & J.S. Leventhal. 1995. In: du Bray, E. (Ed.), Bioavailability of Metals. Preliminary Compilation of Descriptive Geo Environmental Mineral Deposit Models. USGS, Denver, pp. 10–18.

Kaourd, H. A., K. M. Mahran, A. Rezk, & M. A. Khalf. 2012. Bioremediation the toxic effect of mercury on liver histopathology, some hematological parameters and enzymatic activity in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Researcher*. 41: 60-69.

Kaneko, J. J. & N. V. Ralston. 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biol. Trace Elem. Res*., 119(3): 242-254.

Kehrig, H. A., G. Baptista, A. P. M. Di Beneditto, M. G. Almeida, C. E, Rezende, S. Siciliano, J. F. de Moura & I. Moreira. 2017. Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.,* 52(2): 233-244.

Kemper, R. C., P. Gibbs, D. Obendorf, S. Marvanek & C. Lenghaus.1994. A review of heavy metal and organochlorine levels in marine mammals in Australia. *Sci. Total Environ*., 154(2–3):129–139.

Khadra, M., A. Caron, D. Planas, D. E. Ponton, M. Rosabal & M. Amyot. 2019. The fish or the egg: Maternal transfer and subcellular partitioning of mercury and selenium in Yellow Perch (*Perca flavescens*). *Sci. Total Env.*, 675: 604–614.

Kieliszek, M. & S. Blazejak. 2016. Current Knowledge on the Importance of Selenium in Food for Living Organisms: A Review*. Molecules, 21*: 2-16.

Kim, S. J., H. K. Lee, A. C. Badejo, W. C. Lee & H. B. Moon. 2016. Species-specific accumulation of methyl and total mercury in sharks from offshore and coastal waters of Korea. *Mar. Pollut. Bull.,* 102: 210–215.

Kim, H., K. Lee, D.-I. Lim, S.-I. Nam & S.H. Han. 2019. Increase in anthropogenic mercury in marginal sea sediments of the Northwest Pacific Ocean. *Sci. Total Environ*., 654: 801–810.

Kim, M. K. & K. D. Zoh. 2012. Fate and transport of mercury in environmental media and human exposure. *J. Prev. Med. Public Health*, 45: 335-343.

Kimiko, H., Y. Akira & I. Masayasu. (1987). Effect of sex hormones on the fate of methylmercury and on glutathione metabolism in mice. *Biochem. Pharmacol.*, *36*(12):1919-1924.

Kohler, N. E., P. A. Turner, J. J. Hoey, L. J. Natanson & R. Briggs. 2002. Tag and recapture data for three pelagic shark species: blue shark (*Prionace glauca*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*., 54(4):1231-1260.

Le Bourg, B., J. Kiszka & P. Bustamante. 2014. Mother–embryo isotope (δ15N, δ13C) fractionation and mercury (Hg) transfer in aplacental deep-sea sharks. *J. Fish Biol*., 84 (5): 1574–1581.

Le Bourg, B., J.J. Kiszka, P. Bustamante, M.R. Heithaus, S. Jaquemet & F. Humber. 2018. Effect of body length, trophic position and habitat use on mercury concentrations of sharks from contrasted ecosystems in the southwestern Indian Ocean. *Environ. Res*., 169: 387-395.

Le Croizier, G., C. Lacroix, S. Artigaud, S. Le Floch, J. Raffray, V. Penicaud, J. Autier, M.L. Rouget, N. Le Bayon, R. Lae L. & Tito De Morais. 2018. Significance of metallothioneins in differential cadmium accumulation kinetics between two marine fish species. *Env. Pollut*. 236: 462–476.

Lemos, L., J.F. Moura, R.A. Hauser-Davis, R.C. Campos & S. Siciliano. 2013. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. *Ecotoxicol. Environ. Saf*., 97: 166-175.

Liao, C.H., C.L. Pierce & J.G. Larscheid. 2001. Empirical assessment of indices of prey importance in the diets of predacious fish. *Trans. Am. Fish. Soc*. 130: 583–591.

Libes, S.M. 2009. Introduction to marine biogeochemistry. Elsevier, New York, 910 p.

Lopez, S. A., N. L. Abarca R. & C. Meléndez. 2013. Heavy metal concentrations of two highly migratory sharks (*Prionace glauca* and *Isurus oxyrinchus*) in the southeastern Pacific waters: comments on public health and conservation. *Trop. Conserv. Sci*., 6(1): 126-137.

Lyle, J.M. (1986) Mercury and selenium concentrations in sharks from northern Australian waters. *Mar Freshw Res.,* 37(3): 309–321.

Lyons, K. & C. G. Lowe. 2013. Mechanisms of maternal transfer of organochlorine contaminants and mercury in the common thresher shark (*Alopias vulpinus*). *Can. J. Fish Aquat. Sci*., 70 (12): 1667–1672.

Mackay, D. & A. Fraser (2000). Bioaccumulation of Persistent Organic Chemicals Mechanisms and Models. *Environ. Pollut*., 110: 375-391.

Mar, S.S. & M. Okazaki. 2012. Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchem. J.* 104: 17–21.

Mársico, E. T., M. E. S. Machado, M., Knoff & S. São Clemente. 2007. Total mercury in sharks along the southern Brazilian Coast. *Arq. Brás. Méd. Vêt. Zootec.*, 59: 1593–1596.

Martínez-Fuentes, L.M., G. Gaxiola-Castro, E. Gómez-Ocampo & M. Kahru. 2016. Effects of interannual events (1997‑2012) on the hydrography and phytoplankton biomass of Sebastián Vizcaíno Bay. *Cienc. Mar*. 42(2): 81-97.

Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván, O. Escobar-Sánchez, R. Rosíles-Martínez & A. Sanjuán-Muñoz. 2012. Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *B. Environ. Contam. Tox.,* 88(2): 129-134.

Medina-Morales, S. A., D. Corro-Espinosa, O. Escobar-Sánchez, C. G. Delgado-Alvarez, J. Ruelas-Inzunza, M. G. Frías-Espericueta, M. E. Jara-Marini & F. Páez-Osuna. 2020. Mercury (Hg) and selenium (Se) content in the shark *Mustelus henlei* (Triakidae) in the northern Mexican Pacific. *Environ. Sci. Pollut. Res*., 1-10.

Mendoza-Díaz, F., A. Serrano, L. Cuervo-López, A. López-Jiménez, J. A. Galindo & A. Basañez-Muñoz. 2013. Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y as en hígado de *Carcharhinus limbatus* (Carcharhiniformes: carcharhinidae) capturado en Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop*., 61(2): 821-828.

Meneses, C. I. M., Y. E. T. Rojas, F. G. Magaña, S. A. García & L. D. T. Carrillo. 2016. Trophic overlap between blue sharks (*Prionace glauca*) and shortfin makos (*Isurus oxyrinchus*): trophic linkages between two shark species in the Eastern Pacific Ocean food web. *Food Webs*, 7: 13-19.

Monteiro L.R., V. Costa, R.W. Furnes & R.S. Santos. 1996. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 141:21–25.

Murillo-Cisneros, D. A., T. M. O'Hara, J. M. Castellini, A. Sánchez-González, F. R. Elorriaga-Verplancken, A. J. Marmolejo-Rodríguez, E. Marín-Enríquez & F. Galván-Magaña. 2018. Mercury concentrations in three ray species from the Pacifc coast of Baja California Sur, Mexico: variations by tissue type, sex and length. *Mar. Pollut. Bull.,* 126: 77–85.

Muscatello, J. R. 2009. Selenium accumulation and effects in aquatic organisms downstream of uranium mining and milling operations in Northern

Saskatchewan. Tesis de Doctorado. University of Saskatchewan, Canada. 232 p.

Nauen, C. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO *Fish Circ*., 764:1–102

Nava Nava, P. & J. F. Márquez-Farías. 2014. Talla de madurez del tiburón martillo, *Sphyrna zygaena*, capturado en el Golfo de California. *Hidrobiológica*, 24(2): 129-135.

Nicolaus, E.E.M., V.A. Bendall, T.P.C. Bolam, T. Maes & J.R. Ellis. 2016. Concentrations of mercury and other trace elements in porbeagle shark *Lamna nasus*. *Mar. Pollut.Bull.*, 112 (1-2): 406-410.

Nogawa, K. & T. Kido. 1993. Biological monitoring of cadmium exposure in Itai Itai disease epidemiology. *Int. Arch. Occ. Env. Hea.,* 65: 43-46.

NOM 242-SSA1, 2009. Norma Oficial Mexicana. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. In: Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. 59p.

Núñez-Nogueira, G., J. Bautista-Ordoñez & R. Rosiles-Martínez. 1998. Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenova*) del Golfo de México. *Vet*. México 29 (1): 15–21.

Ochoa-Díaz M.R., 2009. Espectro trófico del tiburón martillo *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) en Baja California Sur: aplicación de δ13C y δ15N. Tesis de maestría. CICIMAR. 90 p.

Ogle, R.S., K. J. Maier, P. Kiffney, M. J. Williams, A. Brasher, L. A. Melton & A. W. Knight. 1988. Bioaccumulation of selenium in aquatic ecosystems. *Lake Reservoir Manag.*, 4(2): 165-173.

Olson, R.J., & C.H. Boggs. 1986. Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*): independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 43 (9): 1760-1775.

Ordiano-Flores, A., F. Galván-Magaña & R. Rosıles-Martınez., 2011. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of yellow fin tuna, *Thunnus albacares*, of the eastern Pacific Ocean. *Biol.Trace Elem.Res*. 144: 606–620.

Patrick, L. 2002. Mercury toxity and antioxidants: part 1: role of glutathione and alpha-lipoic acid in the treatment of mercury toxicity. *Altern. Med. Rev*. 7(6):456-471.

Paul, M. C., R. F. Toia & E. I. Von Nagy-Felsobuki. 2003. A novel method for the determination of mercury and selenium in shark tissue using high resolution

inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Spectrochim. Acta. B.*, 58, 1687-1697.

Penglase, S., K. Hamre & S. Ellingsen. 2014. Selenium and mercury have a synergistic negative effect on fish reproduction. *Aquat. Toxicol.,* 149: 16-24.

Peterson, S.A., N.V. Ralston, D.V. Peck, J.V. Sickle, J.D. Robertson, V.L. Spate & J.S. Morris. 2009. How might selenium moderate the toxic effects of mercury in stream fish of the western US? *Environ. Sci. Technol*., 43: 3919-3925.

Pethybridge, H., D. Cossa & E. C. V. Butler. 2010. Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Mar. Environ. Res*., 69: 18-26.

Pikitch, E. K., M. D. Camhi & E. A. Babcock. 2008. Introduction to sharks of the open ocean. Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, p. 1–13.

Pinho, A.P., J.R.D. Guimarães, A.S. Martins, F.P.A.S. Costa, G. Olavo & J. Valentin. 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species form Brazilian offshore waters: effects of feeding habitat, sex and length. *Environ. Res. A.,* 89: 250–258.

Pinkas, L., I.L.K. Iverson & M.S. Oliphant. 1971. A pictorial guide to beaks of certain Eastern Pacific cephalopods. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Baja California waters. Department of Fish and game, California. 83-105 p.

Polo-Silva, C., L. Rendón & F. Galván-Magaña. 2009. Descripción de la dieta de tiburones zorro (*Alopias pelagicus*) y (*Alopias superciliosus*) durante la época lluviosa en aguas ecuatorianas. Pan-American *Journal of Aquatic Sciences*, 4(4): 556-571.

Polo-Silva, C., S.D. Newsome, F. Galván-Magaña, M. Grijalba-Benedeck & A. Sanjuan-Muñoz. 2013. Trophic shift in the diet of the pelagic thresher shark based on stomach contents and stable isotope analyses. *Mar. Biol. Res*., 9 (10): 958–971

Portman, J.E. 1976. Guidelines for the use of biological accumulations in marine pollution monitoring. In: Manual of Methods in Aquatic Environment Research. FAO Fisheries Technical Paper No. 150, 89 p.

Ralston, N.V.C., 2008. Selenium health benefit values as seafood safety criteria. *EcoHealth*, 5 (4): 442–455.

Ralston, N.V.C., J. Unrine & D. Wallschlager. 2008. Biogeochemistry and analysis of selenium and its species. North American Metals Council. 48 p

Ramírez-Amaro, S. R., D. Cartamil, F. Galván-Magaña, G. González-Barba, J. B. Graham, M. Carrera-Fernández, O. Escobar-Sánchez, O. Sosa-Nishizaki & A. Rochín-Alamillo. 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico, management implications. *Sci. Mar*., 77(3): 473-487

Ramírez-Amaro, S. & F. Galván-Magaña. 2019. Effect of gillnet selectivity on elasmobranchs off the northwestern coast of Mexico. *Ocean. Coast. Manage*., 172: 105-116.

Rand, G.M., P. G., Wella & L. S. McCarthy. 1995. Introduction to Aquatic Ecology. *En*: Rand. G.M. (Ed). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Taylor and Francis, London. p 3-53. Rand, G.M., P.G., Wella, L.S. McCarthy.1995. Introduction to Aquatic Ecology. En: Rand, G.M. Fundamentals of Aquatic Toxicology. Taylor and Francis, London. 3-53p.

Raungsomboon, S. & L., Wongrat. 2007. Bioaccumulation of Cadmium in an Experimental Aquatic Ecosystem Involving Phytoplankton, Zooplankton, Catfish and Sediment. *Agriculture and Natural Resources*., 41:180-185.

Raymond, L. J. & N. V. C. Ralston. 2004. Mercury: Selenium interaction sand health implications. *Seychelles Medical and Dental Journal*., 7(1): 72-77.

Raymond, L.J. & N. V. C. Ralston 2009. Selenium's importance in regulatory issues regarding mercury. *Fuel Process. Technol*., 90 (11): 1333–1338.

Rigby, C.L., R. Barreto, J. Carlson, D. Fernando, S. Fordham, M.P. Francis, K. Herman, R.W. Jabado, K.M. Liu, A. Marshall, N. Pacoureau, E. Romanov, R.B. Sherley & H. Winker. 2019. *Alopias pelagicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T161597A68607857.

Riley, J.P. 1989. Los elementos más abundantes y menores en el agua de mar. In: Riley, J.P., Chester, R. (Eds.), Introducción a La química Marina. AGT SA, Mexico City, 70‑73.

Robertson, D.R. & G. R. Allen. 2015. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea. Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.

Robinson, J. & J. Shroff. 2004. Observations on the levels of total mercury (Hg) and selenium (Se) in species common to the artisanal fisheries of seychelles. *Medical and Dental Journal*. 1 (1): 56-60.

Rodríguez-Gutiérrez, J., F. Galván-Magaña, T. Jacobo-Estrada, L. Arreola-Mendoza, S.B. Sujitha & M.P. Jonathan. 2020. Mercury-selenium concentrations in silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) and their toxicological concerns in the southern Mexican Pacific. *Mar. Pollut. Bull*., 153: 111011.

Roldán-Wong, N. T., K. A. Kidd, A. J. Marmolejo-Rodríguez, B. P. Ceballos-Vázquez, E. Shumilin & M. Arellano-Martínez. 2018. Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Mar. Pollut. Bull*., 129(2): 458-468.

Romero-Caicedo, A.F., F. Galván-Magaña & J. Martinez-Ortiz. 2014. Reproduction of the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in the equatorial Pacific. J. *Mar. Biol. Assoc. UK.,* 94 (7): 1501‑1507.

Rosecchi, E. & Y. Novaze. 1987. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l`analyse des contenus stomacaux. *Rev. Trav. Inst. Peches Marit*., 49: 11-123.

Salas, G.P., 1975. Carta y provincias metalogeneticas de la República Mexicana: Consejo Recursos Minerales, Publication 21E. 242 p.

Shoham-Frider, E., O. Goffman, Y. Harlavan, N. Kress, D. Morick, M. Roditi-Elasar, E. Shefer & D. Kerem. 2016. Trace elements in striped dolphins (Stenella coeruleoalba) from the Eastern Mediterranean: A 10-years perspective. *Mar. Pollut. Bull*., 109: 624-632

Skomal, G. B. & L. J. Natanson. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. *Fish. B-NOAA*., 101(3): 627–639.

Skorupa J.P., S.P. Morman & J.S. Sefchick-Edwards. 1996. Guidelines for interpreting selenium exposures of biota associated with nonmarine aquatic habitats. U.S. Fish and Wildlife Service. The National Irrigation Water Quality Program, Sacramento, 74 p

Smale, M.J. 1991. Ocurrence and Feeding of Three Shark Species, *Carcharhinus brachyurus, C. obscurus and Sphyrna zygaena*, on the Eastern Cape Coast of South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci*., 11: 31-42.

Smale M.J. & G. Cliff. 1998. Cephalopods in the diets of four shark species (*Galeocerdo cuvier, Sphyrna lewini, S. zygaena and S. mokarran*) from KwaZulu-Natal, South Africa, South *Afr. J. Mar. Sci*., 20 (1): 241-253.

Soto-Jiménez, F.M. 2011. Trace element trophic transfer in aquatic food webs. *Hidrobiológica*, 21: 239-248

Springer V.G. & J.P. Gold. 1989. Sharks in Question. Smithsonian Institution Press. E.U.A. 187 p.

Squadrone S., V. Ciccotelli, L. Favaro, T. Scanzio, M. Prearo & M.C. Abete. 2014. Fish consumption as a source of human exposure to perfluorinated alkyl substances in Italy: analysis of two edible fish from Lake Maggiore. *Chemosphere*, 114:181–186. 5

Stevens, J.D. 2009. Prionace glauca. UICN 2011 Available from http://www.iucnredlist. org/apps/redlist/details/39381/0. September 15th, 2011.

Storelli, M., E. Ceci, A. Storelli & G. Marcotrigiano. 2003. Polychlorinated biphenyl, heavy metal and methylmercury residues in hammerhead sharks: contaminant status and assessment. *Mar. Pollut. Bull.,* 46: 1035-1039.

Storelli, M.M., G. Barone & G.O. Marcotrigiano. 2005. Cadmium in cephalopod molluscs: implications for public health. *J. Food Prot*., 68 (3): 577–580.

Taylor, D. L., N. J. Kutil, A. J. Malek & J. S. Collie. 2014. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: contamination from a trophic ecology and human health perspective. *Mar. Environ. Res*., 99: 20-33.

Terrazas-López, R., L. Arreola-Mendoza, F. Galván-Magaña, M. Anguiano-Zamora, S. B. Sujitha & M. P. Jonathan. 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Mar. Pollut. Bull*., 107 (1): 389–392.

Terrazas-López, R., L. Arreola-Mendoza, F. Galván-Magaña, S. B. Sujitha & M. P. Jonathan. 2019. Understanding the antagonism of Hg and Se in two shark species from Baja California south, México. *Sci. Total Env.* 650: 202–209.

Torres-Sánchez, L., R. Vázquez-Salas, A. Vite, M. Galván-Portillo, M. Cebrián, A. Macias-Jiménez, C. Rios & S. Monte. 2018. Blood cadmium determinants among males over forty living in Mexico City. *Sci. Total Environ*., 637: 686-694.

Tricas T.C., K. Deacon, P. Last, J.E. Mccosker, T.I. Walker & L. Taylor. 1998. Tiburones y Rayas. Ediciones Omega. España. 288 p.

Van Hees, K.E. & D.A. Ebert. 2017. An evaluation of mercury offloading in two Central California elasmobranchs. *Sci. Total Env*., 590-591, 154–162.

Vas, P. 1991. Trace metal levels in sharks from British and Atlantic waters. *Mar. Pollut. Bull.,* 22 (2): 67–72.

Vélez-Alavez, M., V. Labrada-Martagón, L.C. Méndez-Rodriguez, F. Galván-Magaña & T. Zenteno-Savín. 2013. Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comp. Biochem. Physiol., Part A*, 165: 508–514.

Vögler, R., E. Beier, S. Ortega-García, H. Santana-Hernández & J. J. Valdez-Flores. 2012. Ecological patterns, distribution and population structure of *Prionace glauca* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) in the tropical-subtropical transition zone of the northeastern Pacific. *Mar. Environ. Res.*, 73:37–52.

Wang, S. L., X. R. Xu, Y. X. Sun, J. L. Liu & H. B. Li. 2013. Heavy metal pollution in coastal areas of South China: A review. *Mar. Pollut. Bull*., 76: 7-15

Wang, X. & W.X Wang. 2017. Selenium induces the demethylation of mercury in marine fish. *Environ Pollut*., 231: 1543–1551.

Watling, R.I., H.R. Watling, R.C. Stanton, T.P. McClveg & E.M. Engelbreeht. 1982. The distribution and significance of toxic metals in sharks from the Natal Coast, South Africa. *Water Sci. Technol*., 14 (4–5): 21–30.

Weigmann, S., 2016. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *J. Fish Biol.,* 88: 1‑201.

Wright, D. A. & P. M. Welbourn. 1994. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological and toxicological effect on biota. *Environ. Rev.,* 2(2): 187-214.

Yamada, U., S. Shirai, T. Irie, M. Tokimura, S. Deng, Y. Zheng, C. Li, Y.U. Kim & Y.S. Kim. 1995. Names and Illustrations of Fishes from the East China Sea and the Yellow Sea. Overseas Fishery Cooperation Foundation, Tokyo, Japan 288 p.

Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante & A. Gallegos-Garcia. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr*., 59 (4): 489‑502.

Zuluaga-Rodríguez, J., S.E, Gallego-Ríos & C.M. Ramírez-Botero, 2015. Content of Hg, Cd, Pb and as in fish species: a review. *Vitae*, 22(2): 148-159