



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE
MERCURIO Y SELENIO EN PECES PELÁGICOS
MAYORES DE LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA
CALIFORNIA SUR, MÉXICO**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA:

M.C. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ

LA PAZ, B. C. S., MÉXICO, DICIEMBRE DEL 2010



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 08 del mes de Noviembre del 2010 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**“BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO Y SELENIO EN PECES
PELÁGICOS MAYORES DE LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO”**

Presentada por el alumno:

ESCOBAR
Apellido paterno

SÁNCHEZ
materno

OFELIA
nombre(s)

Con registro:

B	0	7	1	2	1	6
---	---	---	---	---	---	---

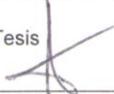
Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

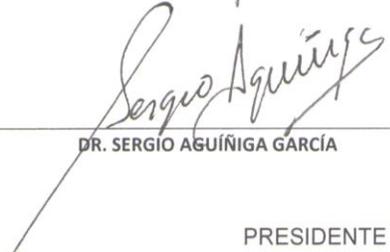
LA COMISION REVISORA

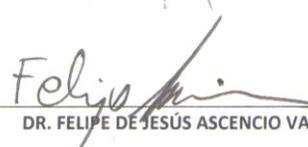
Director(a) de Tesis


DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA


DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE


DR. SERGIO FRANCISCO MARTÍNEZ DÍAZ


DR. SERGIO AGUÍÑIGA GARCÍA


DR. FELIPE DE JESÚS ASCENCIO VALLE

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



IPN
CICIMAR
DIRECCION



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 03 del mes Diciembre del año 2010
el (la) que suscribe MC. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ alumno(a) del
Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS
con número de registro B071216 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 cede los derechos del trabajo titulado:

"BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO Y SELENIO EN PECES
PELÁGICOS MAYORES DE LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO"

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: oescobar@ipn.mx - galvan.felipe@gmail.com

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

MC. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ

nombre y firma

DEDICADO ESPECIALMENTE:

*A mis padres María Lourdes Sánchez Angulo
(Alias Gully) y Alejandro Escobar Soriano (Alias Ato).*

*A mi familia inmediata y ya saben...
Gracias por todo lo que conlleva aguantarme y
todo ese apoyo incondicional*

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN) por el apoyo brindado en el desarrollo de este trabajo, y por la ayuda para asistir a congresos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), y al Instituto Politécnico Nacional (PIFI) por el apoyo económico a través de las becas otorgadas.

Agradezco sinceramente a mi director de tesis: Dr. Felipe Galván Magaña, por toda su ayuda y el apoyo para la realización de este trabajo.

Al comité revisor: Dr. Sergio Aguiñiga, Dr. Rafael Cervantes, Dr. Sergio Martínez, Dr. Felipe Ascencio, Dr. Rogelio Armas, por los comentarios y revisiones de la tesis que sirvieron para enriquecerla.

Al Departamento de Servicios Educativos conformado por el LCP. Humberto Ceseña y César Casas que siempre respondieron amablemente a mis preguntas y peticiones de trámite, muchas gracias. Asimismo, a Marisol Cruz y Maricela Calderón por la ayuda en mis trámites de firmas y para gestionar los apoyos para asistir a los congresos.

Quiero hacer un reconocimiento al Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Medicina y Veterinaria de la UNAM. Principalmente al Dr. René Rosiles Martínez, quien me permitió analizar las muestras de la presente tesis y me brindó una estancia amena en su laboratorio. Además del M.C. Alfredo Ordiano Flores, a Jaime Ballinas y Aurelia por la ayuda en el procesamiento de muestras.

A Iemanya Oceánica A. C.: Laleh, Rodrigo, Arturo, Jorge, Suri, Paul, Luke, Salvador, Claudio, Randy. Con quienes conviví cercanamente durante las jornadas de trabajo y de relax. Particularmente a Rodrigo Rangel que me acompañó a San Lázaro a algunos de los muestreos de la presente tesis.

Al Dr. Víctor Cruz Escalona y Dr. Rodolfo Ramírez Sevilla quienes estuvieron pendientes del desarrollo de esta tesis y por facilitarme libros y artículos. ¡Gracias!.

A Blanca García y Okami Mayoral con quienes hice una comunidad Bajacaliforniana en tierras chilangas...gracias por procurarme y preocuparse por mi cuando andaba perdida en el D.F.

A las personas que participaron en los muestreos, principalmente a Berenice Hernández y Ruth Ochoa, con quienes disfruté esas salidas y claro las comidas. En verdad mi gratitud por estar al pendiente de que las gaviotas y pelicanos no se comieran las muestras.

Al Dr. Robert. J. Olson de la Comisión Inter-Americana del Atún Tropical, por las muestras de atún aleta amarilla, y a los pescadores tiburoneros y deportivos de: El Chicharrón-Las Barrancas, San Lázaro, Punta Lobos y Cabo San Lucas, principalmente a Don Meli, Don Tacho, Ebodio, Junior, Cosme, Paty, Don Manuel, Diablo, Montse, Rosario, Vicente, Tumba, y a los niños Mateo y Poncho.

A los cuates del Laboratorio de Ecología de Peces y algunos anexos: Mary, Xchel, Arturo Tripp, Vanessa, Yassir, Marce Zuñiga, Bere, Ruth, Marce Bejarano, Rubén (Burro), Deivis. Fíjense que me caen bien.

En estricto orden alfabético, a mis brothers and sisters de siempre: Abril, Ángel, Caroline, Chayito, Marychú, Maribel, Nallely, Paty, Sergio, Xchel.

Para ustedes, mi gratitud y mis mejores deseos de éxito.

*...when my soul heals the sadness,
I will grow through this pain...
(RPMW, 2000).*

ÍNDICE

Lista de Tablas y Figuras.....	i
Glosario de Términos.....	viii
Lista de acrónimos.....	xii
RESUMEN.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	4
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	15
4. HIPÓTESIS.....	16
5. OBJETIVOS.....	16
a. Objetivo general.....	16
b. Objetivos Particulares.....	17
6. ÁREA DE ESTUDIO.....	18
7. MATERIAL Y MÉTODOS.....	20
a. Trabajo de campo.....	20
i. Recolecta de muestras de pelágicos mayores.....	20
ii. Recolecta de las presas principales de los pelágicos mayores.....	23
b. Trabajo de laboratorio.....	26
i. Preparación de las muestras.....	27
ii. Digestión de las muestras.....	27
iii. Lectura de de las muestras por espectrofotometría de absorción atómica por generación de hidruros.....	29

iv. Validación de la metodología.....	33
c. Trabajo de gabinete.....	35
i. Determinación de la proporción molar Hg:Se.....	35
ii. Análisis estadísticos.....	35
iii. Factor de biomagnificación (FB).....	36
iv. Evaluación toxicológica.....	37
8. RESULTADOS.....	39
a. Validación del método.....	39
b. Datos generales.....	39
c. Bioacumulación de mercurio en músculo.....	40
d. Bioacumulación de mercurio en aleta.....	44
e. Relación: longitudes vs. concentración de mercurio.....	45
f. Relación de la concentración del mercurio con respecto al sexo de los organismos.....	56
g. Evaluación toxicológica.....	59
h. Biomagnificación a través de las presas.....	60
i. Bioacumulación de selenio en músculo.....	70
j. Bioacumulación de selenio en aletas.....	71
k. Correlación entre la concentración de selenio y longitud de los organismos.....	73
l. Proporción molar (PM)- mercurio:selenio (Hg:Se).....	81
9. DISCUSIÓN.....	84
a. Bioacumulación de mercurio en tejido muscular.....	84
b. Bioacumulación de mercurio en aleta de tiburón.....	88

c. Relación longitud del organismo-mercurio.....	90
d. Bioacumulación de mercurio por sexos.....	93
e. Evaluación toxicológica.....	94
f. Biomagnificación a través de las presas.....	95
g. Bioacumulación de selenio y su relación con el mercurio.....	100
10. CONCLUSIONES.....	103
11. RECOMENDACIONES.....	104
12. LITERATURA CITADA.....	105

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

Tabla 1.	Concentración de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g}$) en músculo de especies afines a la pesca deportiva en diferentes áreas del mundo. N= número de muestras.....	13
Tabla 2.	Concentración de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g}$) en músculo de tiburones en diferentes áreas del mundo. N= número de muestras.....	14
Tabla 3.	Etapas y características de operación del horno de microondas para la digestión de las muestras.....	29
Tabla 4.	Datos generales de las especies de pelágicos mayores capturadas en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	40
Tabla 5.	Niveles de mercurio de las nueve especies de pelágicos mayores capturados en la costa occidental de Baja California Sur.....	42
Tabla 6.	Concentraciones de mercurio en aletas de las especies de tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.....	45
Tabla 7.	Número de muestras por sexo para cada especie analizada, incluyendo las tallas promedio, mínimas y máximas. N= número de organismos analizadas para cada especie; LT= Longitud total; LF: Longitud furcal; LPO: Longitud postorbital.....	57
Tabla 8.	Tasa de ingesta semanal tolerable de Hg ($\mu\text{g/g/semana}$) (TIST) en grupos de la población mexicana por consumo de músculo de los depredadores analizados en este estudio, que se capturan en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	59
Tabla 9.	Bioacumulación de selenio en tejido muscular de las especies de pelágicos mayores capturados en la costa occidental de BCS, México.....	70

Tabla 10.	Concentraciones de selenio en aletas de las especies de tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.....	72
Tabla 11.	Proporción molar de las concentraciones de mercurio y selenio (Hg:Se) en músculo de las diferentes especies de peces pelágicos que se capturan en Baja California Sur, México.....	82

FIGURAS

Figura 1.	Área de estudio. Localización de los campos pesqueros y área de desembarque de pelágicos mayores en la costa occidental de la península de B. C. S. Indicando las áreas donde opera la captura.....	21
Figura 2	Medidas estándares para las especies de peces analizadas. LT (longitud total), LF (longitud furcal), LPO (longitud postorbital).....	22
Figura 3a.	Especies presa principales en la dieta de los tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur...	25
Figura 3b.	Especies presa principales en la dieta de las especies afines a la pesca deportiva que se capturan en la costa occidental de Baja California Sur.....	26
Figura 4.	Digestor electromagnético en sistema cerrado con sus respectivos vasos.....	28
Figura 5.	Espectrofotómetro de absorción atómica por generación de hidruros.....	30
Figura 6a.	Relación base húmeda y base seca de las concentraciones de mercurio, expresadas en $\mu\text{g/g}$, en los músculos de los tiburones.....	32
Figura 6b.	Relación base húmeda y base seca de las concentraciones de mercurio, expresadas en $\mu\text{g/g}$, en los músculos de las especies afines a la pesca deportiva.....	33

Figura 7.	Diagrama simplificado de la red de alimentación del ecosistema pelágico del Océano Pacífico oriental tropical de acuerdo a Olson & Watters (2003).	37
Figura 8.	Porcentaje de los valores de mercurio que se encuentran por encima de los estándares permitidos oficialmente de 1 µg/g (representado en color rojo). En color azul se muestran los valores que estuvieron dentro de los límites permitidos.....	41
Figura 9.	Concentraciones de mercurio total en el músculo de tiburón capturadas en la costa occidental de Baja California Sur, México. Mostrando la media, desviación estándar y el mínimo y máximo de los valores encontrados.....	43
Figura 10.	Concentraciones de mercurio total en el músculo de las especies afines a la pesca deportiva que se capturan en BCS, México. Mostrando la media, desviación estándar y el mínimo y máximo de los valores encontrados.....	43
Figura 11.	Valores promedio (\pm DE) de la bioacumulación de mercurio en las diferentes especies de peces pelágicos mayores.....	44
Figura 12.	Correlaciones entre la longitud total (cm) y la bioacumulación de mercurio (µg/g Hg p. h.) en tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	46
Figura 13.	Correlaciones entre la longitud furcal y postorbital (cm) y la bioacumulación de mercurio (µg/g Hg p. h.) en marlin rayado, atún aleta amarilla y dorado capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	47
Figura 14.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de tiburón azul, <i>P. glauca</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	48
Figura 15.	Bioacumulación promedio de mercurio en juveniles y adultos de los ejemplares de tiburón azul, <i>P. glauca</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	49

Figura 16.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de tiburón mako, <i>I. oxyrinchus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	50
Figura 17.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de adultos (machos) y juveniles (hembras) de los ejemplares de tiburón puntas negras, <i>C. limbatus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	51
Figura 18.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de cornuda barrosa, <i>S. zygaena</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	52
Figura 19.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos adultos (Adult-Mach) y hembras adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de tiburón zorro, <i>A. pelagicus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	53
Figura 20.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos de los ejemplares de atún aleta amarilla, <i>T. albacares</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	54
Figura 21.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de atún aleta amarilla, <i>T. albacares</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	54
Figura 22.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos en el dorado, <i>C. hippurus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	55
Figura 23.	Bioacumulación de mercurio ($\mu\text{g/g}$ Hg p. h.) de hembras y machos para cada especie de pelágico mayor capturado en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	58
Figura 24.	Bioacumulación de mercurio en músculo de las especies presa principales de los peces pelágicos mayores capturados en Baja California Sur, México.....	61

Figura 25.	Representación de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón cornuda prieta <i>S. zygaena</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	62
Figura 26.	Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón azul <i>P. glauca</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	62
Figura 27.	Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del tiburón mako <i>I. oxyrinchus</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	63
Figura 28.	Representación de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón zorro <i>A. pelagicus</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	64
Figura 29.	Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del tiburón puntas negras <i>C. limbatus</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	65
Figura 30.	Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del atún aleta amarilla <i>T. albacares</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).	66
Figura 31.	Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del marlín rayado <i>K. audax</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	67
Figura 32.	Representación de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del marlín azul <i>M. nigricans</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	68
Figura 33.	Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del dorado <i>C. hippurus</i> capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).....	69

Figura 34.	Bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g}$ Se p. h.) en los pelágicos mayores capturados en Baja California Sur. SZ= <i>S. zygaena</i> , PG= <i>P. glauca</i> , IO= <i>I. oxyrinchus</i> , AP= <i>A. pelagicus</i> , CL= <i>C. limbatus</i> , MR= <i>K. audax</i> , CH= <i>C. hippurus</i> , AAA= <i>T. albacares</i> , MN= <i>M. nigricans</i>	71
Figura 35.	Correlaciones entre la longitud total (cm) y la bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g}$ Se p. h.) en tiburones capturados en la costa occidental de B. C. S.....	72
Figura 36.	Correlaciones entre la longitud furcal y postorbital (cm) y la bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g}$ Se p. h.) en peces afines a la pesca deportiva en la costa occidental de Baja California Sur.....	74
Figura 37.	Bioacumulación de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g}$ p. h.) en las fibras cartilaginosas de las aletas de los tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.....	75
Figura 38.	Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de tiburón azul, <i>P. glauca</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	76
Figura 39.	Bioacumulación promedio de selenio en juveniles y adultos de los ejemplares de tiburón azul, <i>P. glauca</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	76
Figura 40.	Niveles promedio de selenio en las categorías de machos (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de tiburón mako, <i>I. oxyrinchus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	77
Figura 41.	Niveles promedio de selenio en las categorías de adultos (machos) y juveniles (hembras) de los ejemplares de tiburón puntas negras, <i>C. limbatus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	78
Figura 42.	Niveles promedio de selenio en las categorías de machos adultos (Adult-Mach) y hembras adultas (Adul-Hemb) de los ejemplares de tiburón zorro, <i>A. pelagicus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	78

Figura 43.	Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de cornuda barrosa, <i>S. zygaena</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	79
Figura 44.	Niveles promedio de selenio en las categorías de juveniles y adultos de los ejemplares de atún aleta amarilla, <i>T. albacares</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	80
Figura 45.	Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de atún aleta amarilla, <i>T. albacares</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	80
Figura 46.	Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos en el dorado, <i>C. hippurus</i> capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.....	81
Figura 47.	Concentraciones promedio (a) y molares (b) de mercurio y selenio en tejido muscular de las especies de pelágicos mayores capturados en Baja California Sur, México.....	83

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Aminoácido: Es una molécula que contiene un grupo carboxilo (-COO) y un grupo amino (-NH₃) libres (Lehninger, 1995).

Bioacumulación: Captación de un químico por un organismo desde el medio biótico (alimento) y/o abiótico concentrándolo en el organismo (Rand *et al.*, 1995).

Bioconcentración: Acumulación de los contaminantes en el organismo a partir del agua y por la ingestión de alimento llevándose a cabo un aumento de las concentraciones, siendo este último la principal vía para la captación de contaminantes en todos los organismos (Hall, 2003).

Biomagnificación: Transferencia de un químico xenobiótico desde el alimento a un organismo, resultando en una alta concentración dentro del organismo comparada con la fuente de origen (Conell, 1990; Rand *et al.*, 1995), con lo cual, se da un incremento en la concentración entre los niveles tróficos.

Cadena Trófica: Secuencia alimenticia, en la que se presenta un flujo de materia (energía), iniciando con los productores primarios hasta los descomponedores (Odum, 1985).

Concentración: Proporción de contaminante presente en un medio generalmente expresado en unidades de masa como micro o nanogramos fraccionando a una unidad de masa mayor como gramos o kilos ($\mu\text{g}/\text{k}$ 1ng/g) (Glosario de términos calidad del aire, 2010).

Contaminación ambiental: Cualquier sustancia química, elemento físico u organismo patógeno, presente en el medio ambiente que interfiere de manera adversa con los recursos naturales o la salud de los animales o de los ecosistemas (Tomado de Vélez-Alavez, 2009).

Control de calidad: Proceso llevado a cabo en el laboratorio analítico cuyo propósito esencial es producir resultados de alta calidad y confiabilidad, garantizar que el proceso de medición es exacto, confiable y adecuado para el propósito para el cual es aplicado (Tomado de Flores-Lozano, 2006).

Elemento antagonista: Es un elemento que contrarresta los efectos de otro. Es aquella situación en que la exposición a dos productos químicos juntos tendrá menor efecto que la suma sencilla de sus efectos por separado (Cuvin-Aralar & Furness, 1991).

Enfermedad de Minamata: Efectos provocados por la intoxicación a través del mercurio (DiGiulio & Hinton, 2008).

Epipelágico: Especie que vive y/o se alimenta en aguas abiertas a profundidades entre la superficie y los 200 metros de profundidad (Tomado de Ordiano-Flores, 2009).

Especificidad: Es la no interferencia en la longitud de la absorbancia en el espectrofotómetro de absorción atómica (VICH Steering Committee, 1998).

Exactitud del método: determinación del porcentaje de recuperación de los estándares (VICH Steering Committee, 1998).

Linealidad: curva de calibración con los estándares a diferente concentración (VICH Steering Committee, 1998).

Material de referencia certificada: Muestra pre-homogeneizada con las concentraciones de cada contaminante certificadas que se analiza para evidenciar y comparar los resultados obtenidos con los de la organización certificadora (Tomado de Flores-Lozano, 2006).

Metales pesados: Grupo de elementos caracterizados por poseer propiedades metálicas y una densidad superior a 5.0 gr/cm^3 , lo que significa que su densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua (Sengupta, 2002).

Metales tóxicos: son aquellos cuya concentración en el ambiente puede causar daños en la salud de las personas. Los términos metales pesados y metales tóxicos se usan como sinónimos pero sólo algunos de ellos pertenecen a ambos grupos (Manahan, 1992).

Metales traza: Denominados así por encontrarse en bajas concentraciones (0.05- y $50 \mu\text{M}$) en el agua de mar (Romero-Bañuelos, 2003).

Metilmercurio (CH_3Hg): Una de las formas orgánicas del mercurio, considerada como la forma más tóxica de todos sus componentes. Se forma de la unión del mercurio con un radical metil (CH_3) (Manahan, 1992).

Muestra "Blanco": Muestra que proporciona una revisión de la calidad de los reactivos y solventes y reflejan cualquier contaminación del sistema. Un blanco es una muestra carente de los analitos a determinar). (Tomado de Flores-Lozano, 2006).

Nicho Trófico: Relación que tiene un organismo con todos los recursos alimenticios que se encuentran a su disposición (Odum, 1985).

Nivel trófico: Posición en la que se encuentra un determinado organismo en la cadena trófica, dicha posición está clasificado mediante la manera por la cual obtiene su energía (Lindeman, 1942; Gerking, 1994).

Validación del método: Es el proceso de definir las condiciones analíticas y confirmar que el método cumple con el demostrar que el método es apto para lo que se pretende utilizar (VICH Steering Committee. 1998).

LITERATURA CITADA EN EL GLOSARIO:

Connell, D. 1998. Biomagnification by aquatic organism- a proposal. Chemosphere 19: 1573-1584.

Curvin-Aralar, & W. Furness. 1991. Mercury and Selenium Interaction: A Review. Ecotox. Environ. Saf. 21: 348-364.

DiGiulio, R. T. & D. E. Hinton. 2008. The toxicology of fishes. CRC Press.

Flores-Lozano, N. A. 2006. Plaguicidas organoclorados y bifenil policlorados como indicadores de la estructura poblacional de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 80pp.

Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press. E. U. A. 416p.

Glosario de términos calidad del aire, 2010. Acceso 5 de diciembre del 2010. <http://sinca.conama.cl/uploads/documentos/0421bb0ff871345a30af6df2a3b9a476.pdf>

Hall, J. E. 2003. Bioconcentration, bioaccumulation, and biomagnification in Puget Sound biota: Assessing the ecological risk of chemical contaminants in Puget. Journal on Environment, vol. 1. 1-19p.

Lehninger, A.L. 1995. Bioquímica. Segunda Edición. Ediciones Omega S.A. de C.V. Barcelona, España. 1117 pp.

Lindeman, R.L. 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. Ecol. 23: 399-418.

Manahan, S. E. 1992. Toxicological chemistry. Lewis Publisher. E. U. A. 449pp.

Odum, E. 1985. Fundamentos de ecología. Interamericana. E. U. A. 422 p.

- Ordiano-Flores, A. 2009. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico Oriental. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 88p.
- 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.
- Romero-Bañuelos, M.A. 2003. Hidrología y metales pesados en la materia particulada suspendida del agua superficial de la porción sur de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. 100p.
- Sengupta, A. K. 2002. Environmental separation of heavy metals. Engineering Processes. Ed. Lewis Publisher. E.U.A: 381p.
- Vélez-Alavez, M. 2009. Indicadores de estrés oxidativo relacionados con la presencia de elementos traza (plomo, cadmio, mercurio y arsénico), en diferentes tejidos de tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*). Tesis de maestría. CIBNOR. La Paz, Baja California Sur.75 p.
- VICH Steering Committee. 1998. Validation of analytical procedures: Methodology. VICH GL2 (Validation methodology) for implementation Step 7. Bélgica, 1-10p.

LISTA DE ACRÓNIMOS

AAA: Atún Aleta Amarilla

ACAAN: Acuerdo para la Cooperación Ambiental de América del Norte

CCA: Comisión de Cooperación ambiental

DOH: Florida Department of Health (Departamento de Salud de Florida)

EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental)

FDA: Food and Drug Administration (Administración de alimentos y fármacos)

ND: No detectado.

PARAN: Plan de Acción Regional de América del Norte

WHO: World Health Organization

Resumen.

El mercurio (Hg) es un elemento tóxico que se bioacumula en los organismos a través de la red trófica acuática, en un fenómeno denominado biomagnificación, por lo cual los depredadores tope tendrían una mayor bioacumulación de este metal. Un mecanismo eficiente de desintoxicación del mercurio involucra su reacción con el selenio (Se), el cual se ha propuesto como un elemento que tiene la capacidad de neutralizar las propiedades neurotóxicas del mercurio. En el presente estudio se determinó la bioacumulación de mercurio y selenio en pelágicos mayores y la biomagnificación a partir del contenido de mercurio de sus presas dominantes en la costa occidental de Baja California Sur, México. Se recolectaron muestras de músculo de ocho especies de pelágicos mayores, así como de sus presas principales. Las lecturas de las concentraciones de mercurio se realizaron mediante el espectrómetro de absorción atómica con generador de hidruros. Los valores se expresan en peso húmedo como promedio \pm desviación estándar. La mayor bioacumulación de mercurio se registró en el marlín azul *Makaira nigricans* ($4.38 \pm 5.12 \mu\text{g/g}$; N= 4) y en tiburones, costeros principalmente en *Carcharhinus limbatus* ($3.78 \pm 1.24 \mu\text{g/g}$; N= 8), seguido por los tiburones oceánicos *Alopias pelagicus* ($1.41 \pm 0.47 \mu\text{g/g}$; N= 5), *Prionace glauca* ($1.39 \pm 1.58 \mu\text{g/g}$; N= 38) e *Isurus oxyrinchus* ($1.11 \pm 0.88 \mu\text{g/g}$; N= 26). Estos valores sobrepasan el límite permisible de $1.0 \mu\text{g/g}$ establecido por la NOM-027 para evitar los efectos en la salud humana. La menor bioacumulación ($<1.0 \mu\text{g/g}$) se presentó en el tiburón *Sphyrna zygaena* ($0.16 \pm 0.32 \mu\text{g/g}$; N= 37) y en los peces óseos: *Thunnus albacares* ($0.14 \pm 0.10 \mu\text{g/g}$; N= 68), *Kajiura audax* ($0.32 \pm 0.34 \mu\text{g/g}$; N= 6) y *Coryphaena hippurus* ($0.23 \pm 0.11 \mu\text{g/g}$; N= 11). No se observó una relación lineal entre los tamaños de los depredadores y la bioacumulación de mercurio en las especies de pelágicos mayores, por lo que no podría existir una mayor bioacumulación de mercurio conforme aumenta la longitud de los organismos. En *Thunnus albacares*, *Coryphaena hippurus* y *Sphyrna zygaena*, presentaron una proporción molar de selenio más alta que el mercurio. Entre las presas analizadas, el pez *Auxis* spp. ($0.20 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$; N= 3) y el calamar *Ancistrocheirus lesuerii* ($0.13 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$; N= 2) son las que aportarían la mayor transferencia de Hg hacia los depredadores.

Abstract.

Mercury (Hg) is a toxic element that bioaccumulates through the aquatic trophic web, in a phenomenon called biomagnification. Therefore, top predators can have high levels of mercury. An efficient mechanism of detoxification of mercury, involves its reaction with selenium (Se), which has been proposed like an element able to neutralize the toxicity of mercury. In the present study, we determined the mercury and selenium bioaccumulation in pelagic fishes and the biomagnification through their main preys from the western coast of Baja California Sur, Mexico. We collected muscle tissues of nine pelagic species and their main preys. Readings of mercury concentration were done using an Atomic Absorption Spectrophotometer by hydride generation. Data were expressed as means and their respective standard deviation as micrograms per gram ($\mu\text{g/g}$) on a wet weight (w. w.) basis. Higher levels of mercury were found in blue marlin, *Makaira nigricans* ($4.38 \pm 5.12 \mu\text{g/g}$; N= 4) and sharks, *Carcharhinus limbatus* ($3.78 \pm 1.24 \mu\text{g/g}$; N= 8), followed by *Alopias pelagicus* ($1.41 \pm 0.47 \mu\text{g/g}$; N= 5), *Prionace glauca* ($1.39 \pm 1.58 \mu\text{g/g}$; N= 38) and *Isurus oxyrinchus* ($1.11 \pm 0.88 \mu\text{g/g}$; N= 26). These average values were above the permissible $1.0 \mu\text{g/g}$ for human consumption (NOM-027). Lower bioaccumulated Hg concentration ($<1.0 \mu\text{g/g}$) was observed in smooth hammerhead shark *Sphyrna zygaena* ($0.16 \pm 0.32 \mu\text{g/g}$; N= 37) and bone fishes: *Thunnus albacares* ($0.14 \pm 0.10 \mu\text{g/g}$; N= 68), *Kajuru audax* ($0.32 \pm 0.34 \mu\text{g/g}$; N= 6) and *Coryphaena hippurus* ($0.23 \pm 0.11 \mu\text{g/g}$; N= 11). We found a low correlation between mercury bioaccumulation and predator size. *Thunnus albacares*, *Coryphaena hippurus* and *Sphyrna zygaena*, had a molar ratio of selenium higher than mercury. In relation with the prey analyzed, the bullet fish *Auxis* spp. ($0.20 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$; N= 3) and the squid *Ancistrocheirus lesuerii* ($0.13 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$; N= 2) were the major route of mercury bioaccumulation in sharks.

1. INTRODUCCIÓN

Los metales pesados constituyen un riesgo de contaminación en el medio ambiente, ya que son sustancias con una gran estabilidad química ante procesos de biodegradación, por lo que no desaparecen del medio ambiente, sino que son transferidos a otros lugares y pueden cambiar de estado o combinarse con otras sustancias, y en algunos casos da lugar a formas más tóxicas del metal, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos (Svobodová *et al.*, 1993; Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006). Dentro de estos metales pesados se encuentra el mercurio (Hg), que es un elemento no esencial para la vida; sin embargo se encuentra presente en la naturaleza debido a diferentes fenómenos geológicos que participan en su liberación al ambiente, como el vulcanismo, la desgasificación de la corteza terrestre y la erosión del suelo. Su variado empleo en la industria y la agricultura durante los últimos años ha permitido que sus niveles se eleven considerablemente, lo que aunado a la metilación, ha permitido que el mercurio, en forma de metilmercurio (CH_3Hg), pueda atravesar las membranas biológicas, logrando su incorporación en la red trófica acuática (Svobodová *et al.*, 1993; Núñez-Nogueira *et al.*, 1998).

Existen tres formas del mercurio: mercurio elemental (Hg^0), mercurio inorgánico (Hg^{+2} y Hg^{+1}), y orgánico. Cada forma y compuestos del mercurio tienen características específicas. Hasta cierto punto, todas las formas de mercurio pueden llegar a bioacumularse, pero el metilmercurio se absorbe y acumula más que otras formas (US EPA, 1997). Esta bioacumulación de mercurio ocurre cuando los organismos vivos, absorben este metal más rápidamente de lo que sus cuerpos pueden eliminar, por lo que el contaminante se bioacumula en sus tejidos u órganos (Rand *et al.*, 1995; Gray, 2002). Cuando el mercurio que se bioacumula es transferido de un nivel trófico a otro incrementando su concentración a través de la cadena trófica, se considera que ha

ocurrido la biomagnificación del mercurio (Campos, 1987; Regnell & Ewald, 1997; Gray, 2002), por lo que los animales carnívoros son los que tienden a acumular altas concentraciones de este elemento.

Por esta razón, en el ambiente marino, los depredadores tope como tiburones, marlines, dorados y atunes pueden llegar a ser la vía principal para contaminar al humano a través del consumo de organismos con altos porcentajes de mercurio (Monteiro *et al.*, 1996; Lacerda *et al.*, 2000), ya que al exponerse a niveles altos de mercurio provoca alteraciones de diferentes funciones fisiológicas, las cuales pueden causar desórdenes reproductivos, neurológicos o metabólicos, particularmente durante la gestación (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006); mientras que en los peces ocasiona alteraciones en los epitelios branquiales y dérmicos, reducción en la absorción de los aminoácidos y azúcares en el intestino, e inhibición de enzimas intestinales (Berntssen *et al.*, 2004).

Esta problemática de la contaminación por el uso de mercurio es de grandes dimensiones, incluso se tiene un Plan de Acción Regional para América del Norte dirigido por la CCA (Comisión de Cooperación Ambiental) en el que están involucrados Canadá, Estados Unidos y México. El objetivo de este Plan de Acción Regional de América del Norte (PARAN) sobre el mercurio, es proporcionar a los gobiernos de Canadá, Estados Unidos y México una vía para tratar de reducir la contaminación de mercurio hacia los ecosistemas, y por lo tanto, hacia los seres humanos (ACAAN, 1999; Cadena-Cárdenas, 2004).

En México, la Norma Oficial Mexicana (NOM-SSA1-027) establece que los peces que contengan concentraciones mayores o iguales a 1.0 µg/g peso húmedo de mercurio no deben ser consumidos (NOM-SSA1-027, 1993), ya que concentraciones mayores pueden traer consecuencias letales (Cai, 2005). Sin embargo, un mecanismo

eficiente de desintoxicación del mercurio involucra su reacción con el selenio (Se), el cual es un elemento traza esencial para muchos procesos fisiológicos importantes, y se ha propuesto que tiene la capacidad de neutralizar las propiedades neurotóxicas del mercurio (Rayman, 2000; Flores-Arce, 2008). Por lo que algunos estudios sugieren que para cualquier evaluación del riesgo en la salud por consumo de alimentos con altos niveles de mercurio, requiere tomar en consideración el contenido de selenio para que este criterio de riesgo de los niveles de mercurio sea el adecuado (Kaneko & Ralston, 2008) y no se aporte resultados alarmantes que puedan afectar la real problemática del mercurio.

Por lo tanto, debido a que se ha documentado la presencia de altas concentraciones de mercurio en muchos peces que consume el humano, tales como peces picudos, atunes y tiburones, el presente trabajo tiene como objetivo determinar la bioacumulación de mercurio y selenio en pelágicos mayores y la biomagnificación del mercurio a partir de sus presas dominantes en Baja California Sur, México.

2. ANTECEDENTES

A principios de 1960, un pueblo de pescadores en la Bahía de Minamata y Niigata, Japón, sufrió los efectos del mercurio al consumir peces contaminados por una fábrica (Chisso Corporation) que vertía sus desechos tóxicos (sulfato de mercurio) en la bahía, provocando serios efectos en la población, particularmente en niños y mujeres embarazadas, y ocasionando la muerte de más de 100 personas. Estas intoxicaciones mostraron que el mercurio orgánico (metilmercurio), en concentraciones altas, es un potente tóxico que afecta la salud de los seres vivos (Rasmussen *et al.*, 2005). A partir de estas intoxicaciones masivas ocurridas no sólo en Japón, sino en Irak (1971-1972) y Brasil (1990), surgió la necesidad de realizar estudios para conocer los niveles de mercurio presentes en el ambiente marino. En México, no ha sido la excepción, pero aún son escasos los estudios sobre este elemento, y en particular para las especies de pelágicos mayores.

Se han realizado trabajos en las Islas de Hawaii, como el de Rivers *et al.* (1972), quienes analizaron el mercurio total en varias especies de peces marinos, incluyendo al marlín azul *Makaira mazara*, el cual registró un valor promedio de 4.78 µg/g. Mientras, Ehrlich *et al.* (1979), valoraron las concentraciones de mercurio en tejidos musculares y el hígado del marlín (*Makaira nigricans*), reportando valores bajos de mercurio total. Shultz & Ito (1979) analizaron el mercurio y selenio en marlin azul *Makaira nigricans*, que se captura en las islas Hawaianas. Los valores promedio de mercurio y selenio encontrados fueron de 3.12 (0.09-10.0) y 2.21 (0.63-5.32) respectivamente.

Boush & Thieleke (1983a), analizaron el contenido de mercurio en músculos de dos especies de atunes capturados en Hawaii: atún aleta amarilla, *Thunnus albacares* y atún patudo *Thunnus obesus*. El promedio de mercurio en el atún aleta amarilla fue de 0.22 µg/g peso húmedo (p. h.), mientras en el atún patudo, la concentración promedio

fue mayor con 0.58 µg/g. Para ambas especies, existió una correlación positiva entre el peso de los atunes y la concentración de mercurio. Los mismos autores, Boush & Thieleke (1983b), analizaron el contenido de mercurio en dos especies de tiburones (*Galeocerdo cuvier* y *Carcharhinus limbatus*) en Hawaii, encontrando concentraciones de mercurio de 4.02 µg/g y 12.93 µg/g respectivamente. Asimismo, existió una fuerte correlación entre la longitud total y los niveles de éste metal para ambas especies.

Marcovecchio *et al.* (1988 a y b), analizaron los niveles de mercurio en *Squatina argentina*, *Mustelus schmitti* y *Notorhynchus* spp., encontrando un promedio de mercurio de 0.48 µg/g, 0.89 µg/g y 0.29 µg/g respectivamente. Scapini *et al.* (1993), analizaron el mercurio total en dos especies de tiburón, *M. schmitti* y *Galeorhinus viamenicus*, con concentraciones de mercurio de 0.4 a 0.34 µg/g. Hueter *et al.* (1995), observaron la concentración de mercurio en músculo de diferentes especies de tiburones carcharinidos, determinando la relación entre talla y la concentración de este metal en diferentes zonas de Florida. Encontrando un nivel promedio de MeHg de 0.88 µg/g (peso húmedo); sin embargo se encontraron valores de 2.87 µg/g, con lo cual se excede el valor permitido por la Administración de Alimentos y Fármacos (U.S. Food and Drug Administration; FDA) de 1.00 µg/g.

Adams & McMichael (1999) determinaron los niveles de mercurio en cuatro especies de tiburones costeros (*Carcharhinus leucas*, *C. limbatus*, *Rhizoprionodon terranova* y *Sphyrna tiburo*), en la costa de Florida. Encontraron que el 60% de los juveniles y adultos de los tiburones analizados tuvieron concentraciones de mercurio iguales o mayores a 0.5 µg/g; mientras que 12% presentaron valores mayores a 1.5 µg/g. Morales-Aizpurúa *et al.* (1999), encontraron niveles promedio de mercurio de 0.73 µg/g en músculo de *Prionace glauca* capturado en las costas brasileñas. Aunque las

mayores concentraciones fueron encontradas en el género *Sphyrna* spp., con 2.45 µg/g.

Lacerda *et al.* (2000), analizaron el contenido de mercurio en tiburones pequeños (*Rhizoprionodon lalandei*, *R. porosus* y *Mustelus higmani*) del sureste de la costa brasileña, encontrando que los valores de mercurio obtenidos fueron bajos con respecto a otras especies de tiburones del suroeste del Océano Atlántico. Asimismo encontraron una relación significativa entre las concentraciones de mercurio y la talla de los individuos. Lemos-Chicourel *et al.* (2001), analizaron la distribución de mercurio en diferentes regiones del cuerpo del tiburón azul *P. glauca*, que se captura en Brasil, encontrando una distribución homogénea del metal en el músculo a través del cuerpo. Los niveles encontrados para esta especie fueron mayores a 0.55 µg/g.

De Penedo *et al.* (2002), evaluaron los niveles de mercurio total en cinco especies de tiburón con diferentes hábitos alimenticios en las costas de Brasil, encontrando diferencias en las concentraciones entre machos y hembras, donde los machos presentaron una concentración mayor de mercurio, atribuyéndolo a factores como los requerimientos energéticos, condición de maduración, depositación del mercurio en los tejidos y la transferencia a los huevos y fetos. De Pinho *et al.* (2002) determinaron los niveles de mercurio en cinco especies de tiburones capturados en costas brasileñas. Los niveles más altos de mercurio, arriba de los límites de la legislación de Brasil (0.5 µg/g) se detectaron en las especies piscívoras (*Carcharhinus signatus*, *Squalus megalops* y *Squalus mitsukurii*) con promedios de 1.77 ± 0.56 , 1.9 ± 0.58 , y 2.22 ± 0.72 µg/g respectivamente; mientras las especies que se alimentan principalmente de invertebrados (*Mustelus canis* y *Mustelus norrisi*) tuvieron promedios de 0.41 ± 0.35 µg/g y 0.36 ± 0.28 µg/g, lo cual indicó que los hábitos alimenticios influyen sobre los niveles de mercurio total en los tiburones.

Kraepiel *et al.* (2003), realizaron un estudio sobre el probable efecto de la actividad antropogénica en el incremento en las concentraciones de mercurio en *T. albacares* capturado en las costas de Hawaii. Para ello compararon sus resultados de concentraciones de mercurio, provenientes de atunes capturados en 1998, con los reportados por Boush & Thieleke (1983a) para la misma especie, pero capturados en 1971. Cabe mencionar que las muestras para ambos trabajos fueron extraídas de la parte superior de la región caudal de los atunes. Además, a partir de muestreos de emisiones antropogénicas global y ambiental, fue posible que estimaran un incremento de 9% a 26%, en los últimos 27 años del contenido de metilmercurio en aguas superficiales donde habita el atún aleta amarilla. Sin embargo, los valores de mercurio para *T. albacares* reportados en este estudio (0.21 µg/g p.h.), no registró un aumento comparado con los reportados por Boush & Thieleke (1983a) en 1977 (0.22 µg/g p.h.).

En la Bahía de San Francisco, Estados Unidos, Davis *et al.* (2002) analizaron las concentraciones del mercurio en varias especies de peces, incluyendo al tiburón leopardo *Triakis semifasciata*, cuyo nivel promedio fue de 0.88 µg/g. Gomes-Ferreira *et al.* (2004) determinaron el mercurio total en el tiburón *C. signatus* en el Océano Atlántico occidental, encontrando valores más elevados (1.78 µg/g) que lo permitido para consumo humano en Brasil (1.0 µg/g). Mientras, el único trabajo que evalúa el mercurio y su relación con el selenio en peces pelágicos capturados en zonas aledañas a Hawaii es el de Kaneko & Ralston (2007), quienes encontraron la mayor concentración de mercurio en el marlín azul, *M. mazara* (2.38 ± 3.0 µg/g), pez espada *Xiphias gladius* (1.07 ± 0.60 µg/g) y en el tiburón mako, *Isurus oxyrinchus* (1.81 ± 0.40 µg/g). Mientras las más bajas fueron para *T. albacares* (0.30 ± 0.18 µg/g), *Coryphaena hippurus* (0.13 ± 0.07 µg/g), *Thunnus alalunga* (0.50 ± 0.24 µg/g), *T. obesus* (0.60 ± 0.25 µg/g), *Tetrapturus audax* (0.47 ± 0.37 µg/g) y *Alopias vulpinus* (0.98 ± 0.32 µg/g). Con respecto al selenio, *T. albacares* (1.25 ± 0.27 µg/g) y *M. mazara* (1.59 ± 0.17

µg/g), registraron los valores más altos, aunque en general, para la mayoría de las especies, la proporción del selenio fue mayor que la del mercurio para cada una de los pelágicos analizados, excepto para *M. mazara* y para el tiburón zorro *A. vulpinus*.

Mársico *et al.* (2007) en la costa de Brasil, analizaron el mercurio en tres especies de tiburones (*Prionace glauca*, *Sphyrna zygaena* e *I. oxyrinchus*), cuyos valores estaban por debajo de los permitidos a nivel internacional. Asimismo, Dias *et al.* (2008) analizaron las concentraciones de mercurio total en *P. glauca* y *X. gladius* en la región sudeste de Brasil. Para el tiburón azul, obtuvo un valor promedio de 0.76 ± 0.48 µg/g, mientras que para el pez espada *X. gladius* fue de 0.62 ± 0.31 µg/g. Choy *et al.* (2009) determinaron que existe una influencia de la profundidad sobre los niveles de mercurio en diferentes especies de pelágicos mayores y sus presas, encontrando valores de 1.85, 0.63 y 0.22 µg/g para *T. audax*, *C. hippurus* y *T. albacares* respectivamente.

En el Golfo de México, Núñez-Nogueira (1996) determinó las concentraciones de metales pesados, incluyendo al mercurio en diferentes tejidos de dos especies de tiburones (*R. terraenovae* y *C. limbatus*), los cuales presentaron concentraciones en músculo de 0.74 y 3.2 µg/g peso húmedo (p. h.) respectivamente. Asimismo, Núñez-Nogueira *et al.* (1998) determinaron la concentración de mercurio en el músculo dorsal del tiburón *R. terraenovae* en las costas de Tabasco y Veracruz, concluyendo que el consumir 280 g diarios de carne de tiburón podría ser peligroso para la salud.

Adams (2004) analizó el mercurio total en tres especies de atún en las costas de Florida, Estados Unidos, encontrando que el atún aleta amarilla, *T. albacares* presenta valores promedio de mercurio de 0.25 µg/g p.h.; mientras el atún aleta negra, *Thunnus atlanticus* y el atún enano, *Euthynnus alletteratus* presentaron niveles promedio de 1.07 µg/g p.h y 0.94 µg/g p.h. respectivamente, los cuales son mayores a lo establecido por el Departamento de Salud de Florida (DOH-Florida Department of Health). Asimismo,

para las tres especies, las concentraciones de mercurio estuvieron relacionadas positivamente respecto al tamaño y peso de los atunes. Morrissey *et al.* (2004) analizaron el contenido de mercurio total en tejido muscular del atún albacora *T. alalunga* capturado en el sureste de California y en el noroeste de Washington, Estados Unidos. Los niveles de mercurio para esta especie fluctuó desde 0.027 µg/g a 0.26 µg/g, con un promedio de 0.14 ± 0.05 µg/g. Las concentraciones de mercurio total mostró una correlación positiva con la longitud y el peso del atún albacora ($R^2 = 0.40$ y 0.38 , respectivamente), pero no encontraron una correlación con el día de captura o el contenido lipídico en el músculo.

Cai (2005), determinó los niveles de mercurio en pelágicos mayores capturados en el noroeste del Golfo de México, encontrando que los depredadores tope pueden bioacumular altas concentraciones de mercurio. Entre las especies que presentaron concentraciones por arriba de 1.0 µg/g p. h. se registró al marlín azul (*M. nigricans*), al atún enano (*E. alletteratus*) y a los tiburones del género *Carcharhinus*; mientras las concentraciones más bajas (< 1.0/g p. h.) se registraron en atún aleta amarilla (*T. albacares*), dorado (*C. hippurus*), atún aleta negra (*T. atlanticus*), cobia (*Rachycentron canadum*), el carángido *Seriola dumerili*, la macarela rey (*Scomberomorus cavalla*) y el wahoo (*Acanthocybium solandri*). En todas las especies analizadas en este trabajo, se encontró una correlación positiva entre las longitudes de los organismos y sus niveles de mercurio.

Adams (2009) analizó, en las costas de Florida, un total de 385 ejemplares de dorado *C. hippurus* para determinar las concentraciones de mercurio, las cuales fueron muy bajas con 0.10 µg/g (± 0.089 DE). Estos niveles de mercurio no variaron respecto a la talla, edad estimada o sexo. Sin embargo, se observó una correlación positiva entre

las concentraciones de mercurio total y la longitud del pez, indicando que el mercurio tiende a incrementar moderadamente conforme el dorado crece.

En la parte central (Hawaii, E.E.U.U.) y este (California, E.E.U.U.) del Océano Pacífico Norte, Suk *et al.* (2009) analizó los niveles de mercurio en tejidos de tiburón mako, *I. oxyrinchus* y el tiburón zorro (thresher), *A. vulpinus* para observar como los niveles de este metal se reflejaban su ecología alimenticia. Para ambas especies, se encontraron niveles detectables de mercurio en el músculo blanco pero no en el hígado, y no se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de mercurio entre sexos, lo cual sugirió patrones similares de alimenticios. Sin embargo, entre las especies de tiburones si se encontraron diferencias en los valores de mercurio, ya que el tiburón mako ($> 1.0 \mu\text{g/g}$) presentó los niveles más altos de mercurio que el tiburón zorro ($< 1.0 \mu\text{g/g}$). Asimismo, para ambas especies, se encontró una fuerte relación lineal entre la talla corporal y los niveles de mercurio.

Para las costas de Baja California, los estudios de este elemento se ha realizado en moluscos (Méndez *et al.*, 2002, 2005; Bañuelos-Vargas, 2007; Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009), tortugas marinas (Méndez, 2002; Fitzgerald, 2004; Aurióles-López, 2007), aves (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2007), rayas (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009) y mamíferos marinos (Ruelas-Inzunza, 2001; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2003; Elorriaga-Verplancken & Aurióles-Gamboa, 2008). Entre los trabajos que abordan la bioacumulación de mercurio en pelágicos mayores capturados en el Golfo de California se encuentra el de Cadena-Cárdenas (2004), quien analiza el tejido muscular de cinco especies de tiburones (*C. limbatus*, *Carcharhinus falciformis*, *P. glauca*, *S. zygaena*, *S. lewini* y *Alopias pelagicus*) y cuatro especies de especies afines a la pesca deportiva (*T. albacares*, *C. hippurus* e *Istiophorus platypterus*), determinó que las concentraciones de mercurio observados en tiburones fueron más elevados ($2.0 \mu\text{g/g}$) que los niveles presentados por los peces

óseos ($0.004 \mu\text{g/g}$), y no encontró una relación significativa entre la concentración de mercurio y la talla de los organismos.

Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna (2005) analizaron las concentraciones de mercurio en diferentes tejidos y órganos, incluyendo el tejido muscular de peces óseos y dos especies de tiburones (*C. leucas* y *S. lewini*) en dos lagunas costeras (Altata-Ensenada del Pabellón y Puerto de Guaymas) del Golfo de California, México. Encontrando que el tiburón *S. lewini* registró niveles altos de mercurio ($1.2 \mu\text{g/g p. h.}$); mientras que para el tiburón toro, *C. leucas*, los niveles fueron muy bajos ($0.07 \mu\text{g/g p. h.}$), lo cual atribuyen estas cantidades al tipo de alimentación de ambos tiburones. Asimismo, mencionan que pueden existir diferencias significativas entre las dos áreas de estudio. García-Hernández *et al.* (2007) analizaron varias especies de tiburones, rayas y especies afines a la pesca deportiva. Encontrando que los tiburones registraron los valores más altos de mercurio ($1.24 \pm 2.6 \text{ mg/kg}$), mientras las especies afines a la pesca deportiva registraron valores de $0.23 \pm 0.62 \text{ mg/kg}$.

Ordiano-Flores (2009), determinó los niveles de mercurio total en 200 muestras de músculo de atunes aleta amarilla capturados en la zona oceánica de Ecuador. La concentración promedio de mercurio fue de $0.98 \pm 0.68 \mu\text{g/g p.h.}$, encontrando además que la longitud del atún es un factor importante en la acumulación de Hg al encontrarse una relación positiva entre su concentración y la longitud de los organismo, pero el sexo no influye en la bioacumulación de mercurio, debido a que hubo pocas diferencias entre machos y hembras.

Vélez-Alavez (2009) analizó el estrés oxidativo (desbalance en la producción de especies reactivas de oxígeno) relacionados con la presencia de metales pesados, incluyendo el mercurio, en el tiburón mako, *I. oxyrinchus*, encontrando una concentración media de $404.51 \mu\text{g/kg}$. También en el Golfo de California, pero en la

parte suroeste, Soto-Jiménez *et al.* (2010) analizaron varios metales no esenciales, incluyendo el mercurio, en el marlin rayado *T. audax*, y el pez vela *I. platypterus*. Las concentraciones de mercurio total variaron ampliamente entre los especímenes desde 0.23 a 3.62 µg/g (1.48 ± 0.93 µg/g) para el pez vela y desde 0.81 a 3.12 µg/g (1.72 ± 0.61 µg/g) para el marlín rayado.

A nivel mundial, son pocos los trabajos sobre la bioacumulación de mercurio y selenio que consideren a las especies analizadas en el presente estudio (*K. audax*, *T. albacares*, *M. nigricans*, *C. hippurus*, *P. glauca*, *I. oxyrinchus*, *S. zygaena*, *C. limbatus*, *A. pelagicus*) (Tabla 1 y 2). En México, la mayoría de estos trabajos se encuentran en el Golfo de California, y a la fecha, no existe un trabajo sobre pelágicos mayores que considere la costa occidental de Baja California Sur, por lo que este es el primer trabajo que se enfoca a esta zona.

Tabla 1. Concentración de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g}$) en músculo de especies afines a la pesca deportiva en diferentes áreas del mundo. N= número de muestras.

Especie	[Hg]	Se	N	Área	Autor
<i>Thunnus albacares</i>	0.49		3	Golfo de Cádiz, África	Establier (1972)
<i>Thunnus albacares</i>	0.142		16	Tailandia, Océano Indico	Menasveta & Siriyong (1977)
<i>Thunnus albacares</i>	0.22		100	Hawaii, Océano Pacífico	Boush & Thieleke (1983)
<i>Thunnus albacares</i>	0.21		105	Hawaii, Océano Pacífico	Kraepiel <i>et al.</i> (2003)
<i>Thunnus albacares</i>	0.25		56	Florida, Océano Atlántico	Adams (2004)
<i>Thunnus albacares</i>	0.18		103	Golfo de México	Cai (2005)
<i>Thunnus albacares</i>	0.13		20	Oeste del Océano Indico	Kojadinovic <i>et al.</i> (2006)
<i>Thunnus albacares</i>	0.21		19	Isla Reunión, Océano Índico	Kojadinovic <i>et al.</i> (2006)
<i>Thunnus albacares</i>	5.31		13	Bermuda, Océano Atlántico	Luckhurst <i>et al.</i> (2006)
<i>Thunnus albacares</i>	0.061		11	Golfo de Guinea, Ghana	Voegborlo <i>et al.</i> (2006)
<i>Thunnus albacares</i>	0.03		15	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Thunnus albacares</i>	0.30	1.25	50	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Thunnus albacares</i>	0.22		34	Hawaii, Océano Pacífico	Choy <i>et al.</i> (2009)
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.07		57	Golfo de México	Cai (2005)
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.05		14	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.13	0.66	30	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.10		385	Florida, Océano Atlántico	Adams (2009)
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.63		33	Hawaii, Océano Pacífico	Choy <i>et al.</i> (2009)
<i>Makaira mazara</i> **	4.78		27	Hawaii, Océano Pacífico	Rivers <i>et al.</i> (1972)
<i>Makaira nigricans</i> **	3.12		46	Hawaii, Océano Pacífico	Shultz & Ito (1979)
<i>Makaira nigricans</i> **	1.77–12.7		13	Bermuda, Océano Atlántico	Luckhurst <i>et al.</i> (2006)
<i>Makaira mazara</i> **	0.36		5	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Makaira mazara</i> **	2.38	11.4	50	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Tetrapturus audax</i>	0.51		7	Japón	Yamashita <i>et al.</i> (2005)
<i>Tetrapturus audax</i>	0.14		5	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Tetrapturus audax</i>	0.47	2.34	30	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Tetrapturus audax</i>	1.72		13	Golfo de California, México	Soto-Jiménez <i>et al.</i> (2010)
<i>Tetrapturus audax</i>	1.85		30	Hawaii, Océano Pacífico	Choy <i>et al.</i> (2009)

** Actualmente se considera la existencia de una sola especie de marlín azul (*M. nigricans*) distribuida en el Océano Atlántico, Índico y Pacífico, reconociéndose que existe un solo stock de *M. nigricans* en el Océano Pacífico (Anónimo 2002; Jakes-Cota, 2008). Anteriormente, éste era considerado como *M. mazara* en el Océano Pacífico. Asimismo, para el marlín rayado *T. audax*, la nomenclatura cambió, por lo que ahora se le denomina al marlín rayado del Pacífico como *Kajura audax* (Collette *et al.*, 2006).

Tabla 2. Concentración de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g}$) en músculo de tiburones en diferentes áreas del mundo. N= número de muestras.

Especie	[Hg]	Se	N	Área	Autor
<i>Alopias pelagicus</i>	1.3		13	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Alopias spp.</i>	0.98	4.86	10	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	12.93		26	Hawaii, Océano Pacífico	Boush & Thieleke (1983)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	1.3*		7	Florida, Océano Atlántico	Hueter <i>et al.</i> (1995)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	3.2			Golfo de México	Núñez-Nogueira (1996)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.77		21	Florida, Océano Atlántico	Adams & McMichael (1999)
<i>Carcharhinus spp</i>	1.61		9	Golfo de México	Cai (2005)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.51		16	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	1.98		19	Sudafrica	Watling <i>et al.</i> (1981)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.384		4	Sur de Brasil	Mársico <i>et al.</i> (2007)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	1.81	9.01	10	Hawaii, Océano Pacífico	Kaneko & Ralston (2007)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	1.13		33	California, Océano Pacífico	Suk <i>et al.</i> (2009)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	1.32		27	Hawaii, Océano Pacífico	Suk <i>et al.</i> (2009)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.404		20	BCS, Océano Pacífico	Vélez-Alavez (2009).
<i>Prionace glauca</i>	0.27–1.20**			Tasmania	Davenport (1995)
<i>Prionace glauca</i>	0.73		5		Morales-Aizpurúa <i>et al.</i> (1999)
<i>Prionace glauca</i>	1.13		3	Brasil	Lemos- Chicourel <i>et al.</i> (2001)
<i>Prionace glauca</i>	0.38			Mar Adriático	Storelli <i>et al.</i> (2001)
<i>Prionace glauca</i>	0.16–1.20**		23	I. Azores, Océano Atlántico	Branco <i>et al.</i> (2004)
<i>Prionace glauca</i>	0.16–1.84 **		27	I. Canarias, Océano Atlántico	Branco <i>et al.</i> (2004)
<i>Prionace glauca</i>	0.27		1	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Prionace glauca</i>	0.398		30	Sur de Brasil	Mársico <i>et al.</i> (2007)
<i>Prionace glauca</i>	0.76		47	Sudeste de Brasil	Dias <i>et al.</i> (2008)
<i>Sphyrna zygaena</i>	16.6			Mar Jónico, Italia	Storelli <i>et al.</i> (2002)
<i>Sphyrna zygaena</i>	7.09	1.28	10	Port Stephens, Australia	Paul <i>et al.</i> (2003)
<i>Sphyrna zygaena</i>	8.25		4	Golfo de California, México	García-Hernández <i>et al.</i> (2007)
<i>Sphyrna zygaena</i>	0.443		5	Sur de Brasil	Mársico <i>et al.</i> (2007)

* Metilmercurio

** Intervalos de las concentraciones de mercurio

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los pelágicos mayores, tales como dorados, atunes, picudos y tiburones, son considerados depredadores tope que juegan un papel muy importante en los ecosistemas marinos, debido a que intercambian energía a lo largo de los niveles tróficos. Se considera que los organismos que se encuentran en los niveles más altos de la cadena trófica tienden a acumular concentraciones altas de mercurio, a través del consumo de sus presas. Por lo que pueden ser especies representativas para conocer los niveles de mercurio en el medio ambiente marino. Además, los pelágicos mayores representan una fuente de alimento proveniente del sector pesquero de México, por lo que se debe conocer los niveles de mercurio en estos depredadores, y conocer si se encuentran dentro de los estándares permitidos para el consumo humano.

Actualmente, varios países, entre ellos México, están tratando de implementar programas de investigación para establecer los límites de concentración de mercurio específicos para diferentes organismos. Sin embargo, se carece de estudios que determinen estos niveles y proporcionen la información necesaria para conocer las concentraciones de mercurio en los depredadores pelágicos, y a su vez, de sus presas, las cuales se consideran como el eslabón de transferencia de mercurio hacia los niveles tróficos más altos. Por ello, en el presente estudio se analizarán, además de la bioacumulación en los pelágicos mayores, las presas principales que consumen estos depredadores con el fin de conocer que presas (cefalópodos, crustáceos, peces) podrían proporcionar la mayor cantidad de mercurio hacia los depredadores (biomagnificación) y probablemente sean presas que también son consumidas por el hombre.

4. HIPÓTESIS

La bioacumulación de mercurio en el músculo de los pelágicos mayores puede provenir principalmente de las presas que consumen y debido a que se ha sugerido a los cefalópodos como un grupo de especies captadores de varios metales pesados y que además son presas principales en la dieta de los pelágicos mayores en las costas de Baja California Sur (Galván-Magaña *et al.*, 1988; Smale & Cliff, 1998), se sugiere la hipótesis de que este grupo es la que presenta la mayor bioacumulación de mercurio y por lo tanto, aportaría la mayor cantidad de este metal a los depredadores.

Asimismo, los tiburones son individuos que se consideran longevos y por ende, se encuentran expuestos por largos periodos de tiempo al mercurio en el medio que los rodea, por lo que se esperaría encontrar niveles de mercurio mayores que las que se presentan en las especies afines a la pesca deportiva.

5. OBJETIVOS

a. OBJETIVO GENERAL

Determinar la bioacumulación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores y la biomagnificación de mercurio a partir de sus presas dominantes en Baja California Sur, México.

b. OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar la bioacumulación de mercurio total músculo de pelágicos mayores en la costa occidental de Baja California Sur y determinar si estos niveles se encuentran en los estándares permitidos por la NOM-027 (1993).
- Analizar las probables diferencias en la concentración de mercurio entre las especies de los grupos de depredadores pelágicos.
- Determinar la relación entre la bioacumulación de mercurio y la longitud total y sexo de los organismos analizados.
- Determinar la bioacumulación de selenio y su proporción molar respecto al mercurio para establecer la relación entre los niveles de Hg y Se
- Determinar que presas influyen significativamente en la concentración de mercurio en los depredadores pelágicos.
- Determinar la bioacumulación de mercurio en la fibra cartilaginosa de las aletas de los tiburones, para determinar si están dentro de los estándares de la NOM-SSA1-027-1993.
- Establecer la concentración permisible de mercurio en el músculo de los pelágicos mayores para el consumo humano.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio, queda comprendida entre los 22° y los 27° Latitud Norte y los 110° y los 113° Longitud Oeste, en la costa occidental de la Península de Baja California (Fig.1). Esta costa occidental de la península alcanza los 70 Km de ancho y el rango de la pendiente promedio es de 11 m por cada 1850 m (Salinas-González, 1987).

Esta área forma parte de la región central del Océano Pacífico Oriental, la cual tiene en su conjunto una geomorfología compleja, presentando algunas áreas relativamente someras, junto con numerosas montañas, cordilleras y trincheras submarinas (Wooster & Cromwell, 1958). La plataforma continental es relativamente angosta, ensanchándose en algunos lugares donde se presentan golfos, bahías y lagunas costeras; mientras que el talud continental presenta anchuras variables y gradientes diferentes de pendiente (Chase, 1968).

En la costa occidental de Baja California Sur, se encuentran algunos cañones y montañas submarinas como son: "Tío Sam", "Rosa", "Lusitania", "Morgan" y "Golden Gate"; además de un sistema volcánico que se ubica entre las Islas Revillagigedo y la propia península (Chase, 1968).

Estas montañas submarinas constituyen a menudo puntos importantes de concentración de peces, debido a los fuertes vientos y movimientos locales que propician que las masas de agua interactúen con las costas, islas y las propias cimas de las montañas submarinas, formando condiciones oceanográficas intensas como remolinos y surgencias (Klimley & Butler, 1988). Las surgencias tienen lugar en varias épocas del año y son más frecuentes al sur de Bahía Magdalena durante el invierno y primavera (Sverdrup *et al.*, 1942), debido a que predominan los vientos del noroeste (Norton *et al.*, 1985), se presenta con mayor frecuencia al sur de Punta Concepción y al

sur de Bahía Magdalena; estas surgencias se extienden 50 km fuera de la costa (Simpson, 1987), su ascenso vertical de masas de agua a la zona eufótica permite el aporte de nutrientes, favoreciendo a los primeros eslabones de las redes tróficas, a sus consumidores zooplanctónicos y a los depredadores superiores de la comunidad marina.

Con respecto a la hidrología, el área de estudio está influida por la Corriente de California y la Corriente Norecuatorial. La Corriente de California, que sigue una dirección sur paralelo a la costa, transporta aguas de origen subártico, hacia el sur a lo largo de la costa oeste de Estados Unidos y de la península de Baja California; los límites, la dirección y la velocidad de esta corriente varían considerablemente con la época del año y se caracteriza por su temperatura y salinidad relativamente bajas y por un alto contenido de oxígeno disuelto (Sverdrup *et al.*, 1942). Mientras que la Corriente Norecuatorial transporta aguas de origen trópico-occidentales, que se caracterizan por valores altos de temperatura y salinidad y bajos niveles de oxígeno disuelto, esta corriente y la de California se encuentran en las inmediaciones de Cabo San Lucas y Cabo Corrientes, dando origen a pronunciados gradientes en estos factores (Sverdrup *et al.*, 1942).

Frente a la península, el flujo de la corriente de California se incrementa en invierno; posteriormente, en verano, ante el debilitamiento de los vientos septentrionales se incrementa una contracorriente costera, llamada corriente de Davidson, que circula en dirección norte (Gulland, 1971; Robles-Gil, 1985). En verano y otoño, la corriente de California se desplaza lentamente hacia el sur, pero mar adentro, y se incrementa la influencia de la corriente de Davidson. En primavera, la corriente de California fluye próxima a la costa, reduciendo al mínimo la contracorriente superficial

de Davidson, y condiciona la aparición de surgencias a lo largo de la costa (Walsh *et al.*, 1974; Carrera-Fernández, 2004).

Los organismos fueron obtenidos de diferentes campamentos pesqueros y sitios de desembarques ubicados en la costa occidental de Baja California Sur: Punta Lobos (23° 25' N; 110° 15' W), Las Barrancas (26°04' N; 112° 16' W), San Lázaro (24°45' N; 112° 8' W) y Los Cabos (22°53' N; 109° 55' W). En particular, para el atún aleta amarilla, los ejemplares fueron recolectados en aguas aledañas a la costa occidental de Baja California Sur, en las siguientes coordenadas: 27° 53'N y 22° 59'N; 112° 22'W y 111° 3'W.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

a. TRABAJO DE CAMPO

i. Recolección de muestras de los pelágico mayores

Se obtuvieron muestras de tiburones en los campos pesqueros: Las Barrancas (26°04' N; 112° 16' W), Punta Lobos (23° 25' N; 110° 15' W) y San Lázaro (24°45' N; 112° 8' W), localizados en la costa occidental de Baja California Sur (Fig. 1). Los muestreos se realizaron mensualmente durante el periodo de mayo 2006 a noviembre del 2007, mediante la captura proveniente de la pesca artesanal de tiburones, la cual se realiza por medio de una red agallera con luz de malla de 15 a 20 cm, a una distancia de 5-6 millas de la costa y una profundidad de 70 a 110 m, o por medio de palangres con carnada.

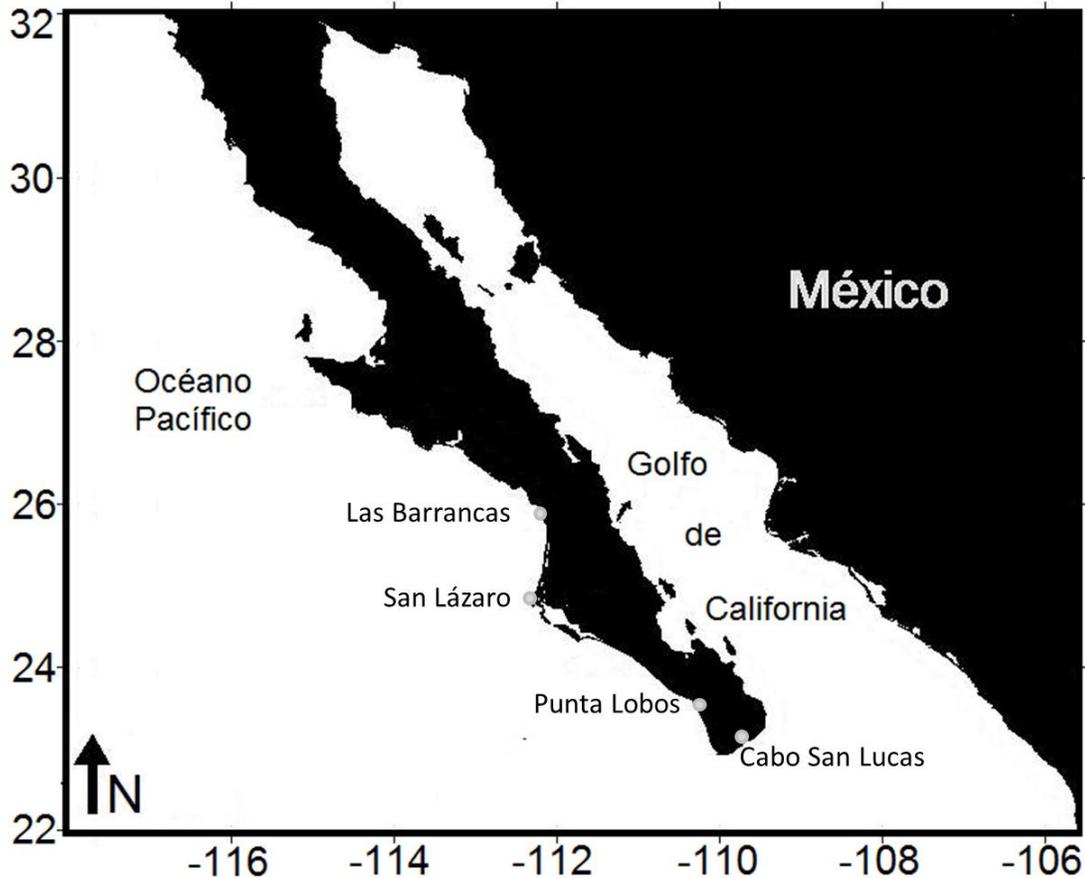


Fig. 1. Área de estudio. Localización de los campos pesqueros y área de desembarque de pelágicos mayores en la costa occidental de la península de B. C. S. Indicando las áreas donde opera la captura (Modificado de Rodríguez-Romero *et al.*, 2009).

Para obtener los tejidos de depredadores de la pesca deportiva (*Kajiura audax*, *Makaira nigricans* y *Coryphaena hippurus*), los muestreos se realizaron a través de la captura efectuada por la flota deportiva que opera en el área de Los Cabos (22°53' N; 109° 55' W) (Fig. 1), donde utilizan el arte de pesca tradicional de pesca superficial, y se emplea cañas o líneas de mano con carnada artificial (curricán o señuelo) o carnada viva o muerta por embarcación. Por lo general, la carnada que se utiliza es macarela (*Scomber japonicus*) o algunas especies de sardina (*Sardinops caeruleus*, *Etrumeus*

teres). El radio de operación de la flota de pesca deportiva es de aproximadamente 20 y 30 millas náuticas alrededor del puerto de Cabo San Lucas donde se recibe los mayores índices de captura provenientes de la zona de Bajo Gorda (sureste), Banco Golden Gate (noroeste) y Bajo San Jaime (oeste).

La captura del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) fue realizada mediante el sistema de red de cerco realizado por la Comisión InterAmericana de Atún Tropical (CIAT) durante octubre a diciembre del 2006.

Para cada ejemplar se anotó el sexo. En tiburones, se midió la longitud total (LT), desde la punta del morro hasta la punta de la cola, mientras en peces picudos, se les tomó la longitud postorbital (LP) (distancia desde la parte anterior del ojo hasta la punta de la cola), y en dorados y atunes, se registró la longitud furcal (LF) (desde la punta de la boca hasta la furca), medidas utilizadas como estándar para estos grupos de depredadores (Fig. 2).

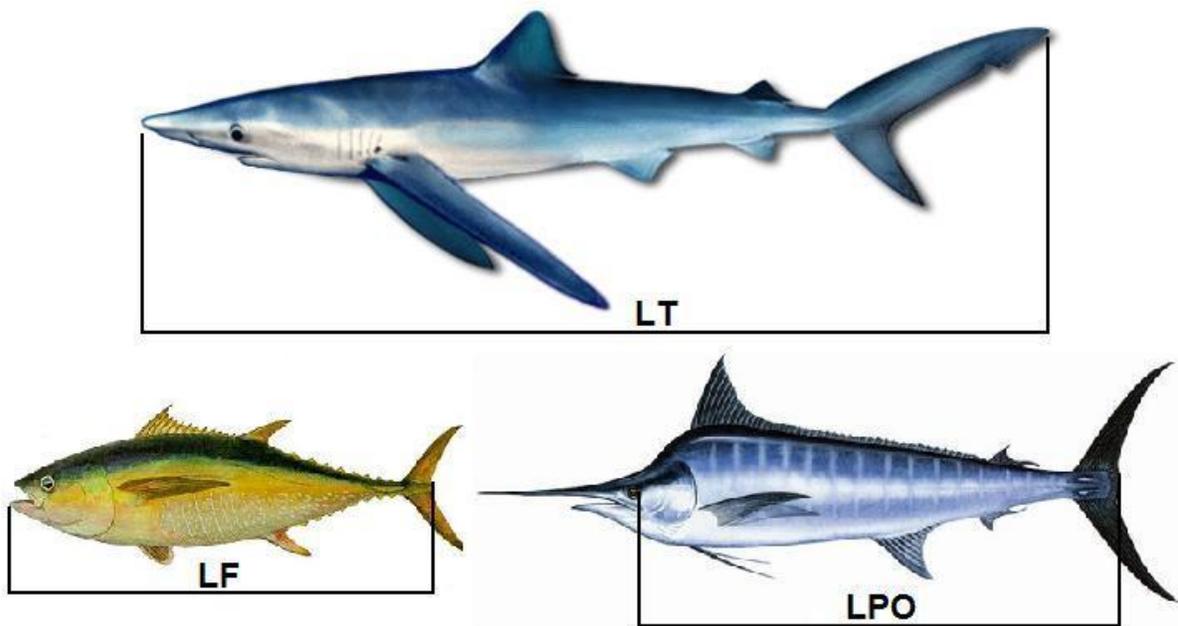


Fig. 2. Medidas estándares para las especies de peces analizadas. LT (longitud total), LF (longitud furcal), LPO (longitud postorbital).

Posteriormente se tomaron 5.0 g de músculo de la parte dorsal anterior de los organismos. Asimismo, para tiburones se obtuvo la aleta anal o caudal, a la cual se le eliminó la piel, para sólo utilizar la fibra de cartílago. La presencia de sedimento u otro material inapropiado que pudiera contaminar las muestras fueron removidos con agua destilada.

Los músculos y aletas se cubrieron con papel aluminio, se etiquetaron y almacenaron en bolsas de plástico individualmente y fueron transportadas en hielo al Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) en la ciudad de La Paz, Baja California Sur, donde las muestras permanecieron en un congelador a -20°C hasta su posterior análisis.

ii. Recolecta de las presas principales de los pelágicos mayores

Para determinar la biomagnificación de mercurio a través de sus presas, se consideraron trabajos de alimentación realizados en la costa occidental de Baja California Sur para tiburones (Velasco-Tarelo, 2005; Hernández-Aguilar, 2008; Ochoa-Díaz, 2009) y especies afines a la pesca deportiva (Abitia-Cárdenas, 1992, Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Abitia-Cárdenas, 2001; Tripp-Valdez, 2005; Alatorre-Ramírez, 2007), los cuales determinan las presas principales de los pelágicos mayores (Fig. 3a y b). Como no existe en la zona, un trabajo de alimentación para el tiburón zorro y el tiburón puntas negras, se consideraron los trabajos de Tavares (2008) y Polo-Silva (2009), cuyos estudios fueron realizados en costas de Venezuela y Ecuador, respectivamente.

Para obtener estas presas importantes dentro de la dieta de estos organismos, se disectó a los organismos en la parte ventral para extraer el estómago, el cual se colocó en bolsas de plástico y fue transportado en hielo para su posterior análisis. Las presas que presentaron un estado de digestión mínimo o fueron identificadas hasta el nivel de especie, utilizando claves especializadas (Iverson & Pinkas, 1971; Miller & Lea, 1972; Brusca, 1980; Wolff, 1982, 1984; Allen & Robertson, 1994; Fischer *et al.*, 1995; Thomson *et al.*, 2000), posteriormente se les tomó una muestra de aproximadamente 5.0 gr de músculo. En los peces, esta muestra provino de la parte dorsal, mientras que en calamares fue del manto y en el caso particular de la langostilla *Pleuroncodes planipes*, ésta fue procesada en su totalidad, debido a su tamaño. Asimismo, se obtuvieron presas dominantes provenientes de la captura comercial en los mismos campos pesqueros donde se capturaron los depredadores.

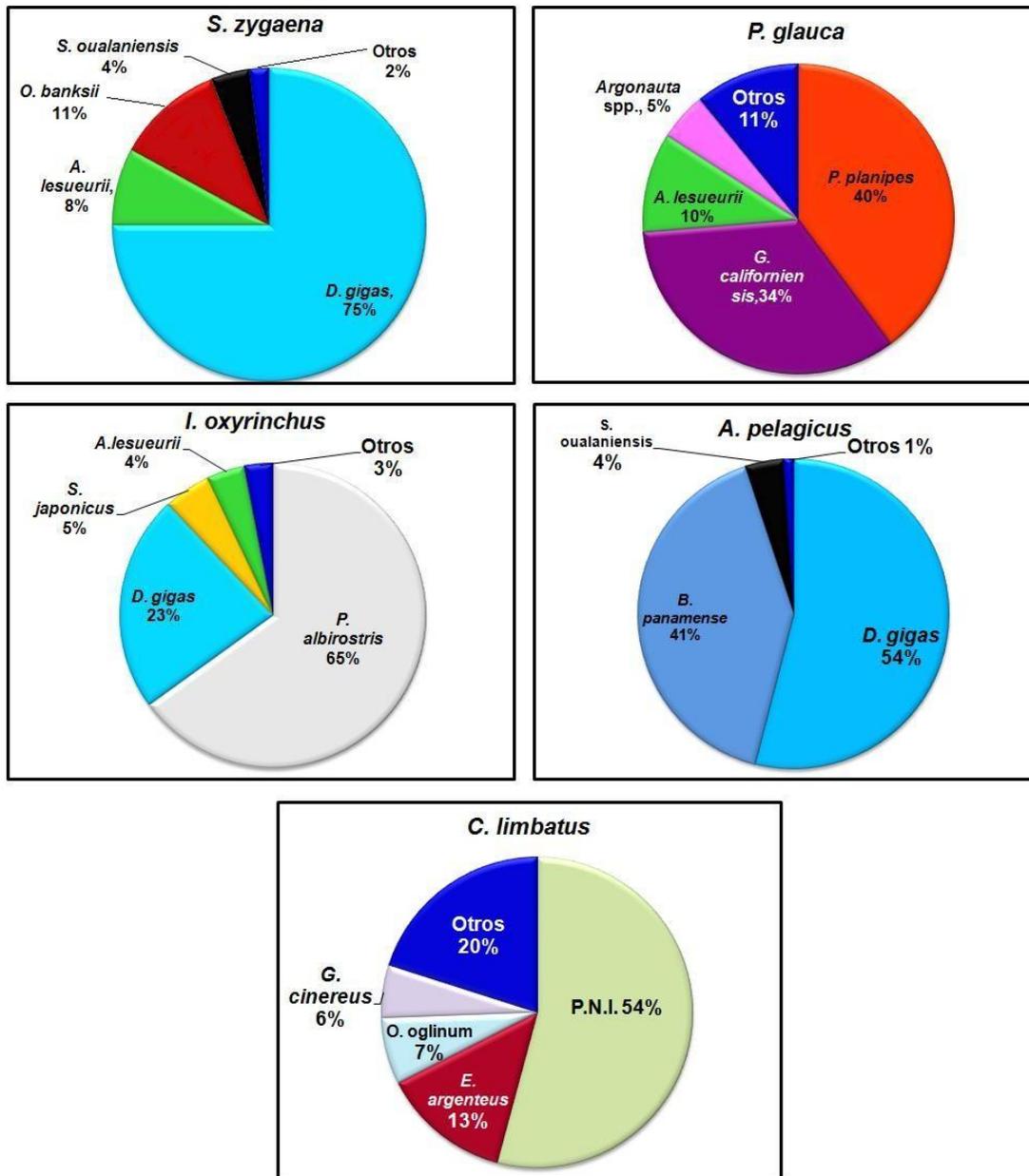


Fig. 3a. Especies presa principales en la dieta de los tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur (Datos tomados de Velasco-Tarelo, 2005; Hernández-Aguilar, 2008; Tavares, 2008; Ochoa-Díaz, 2009; Polo-Silva, 2009). P.N.I.= peces no identificados.

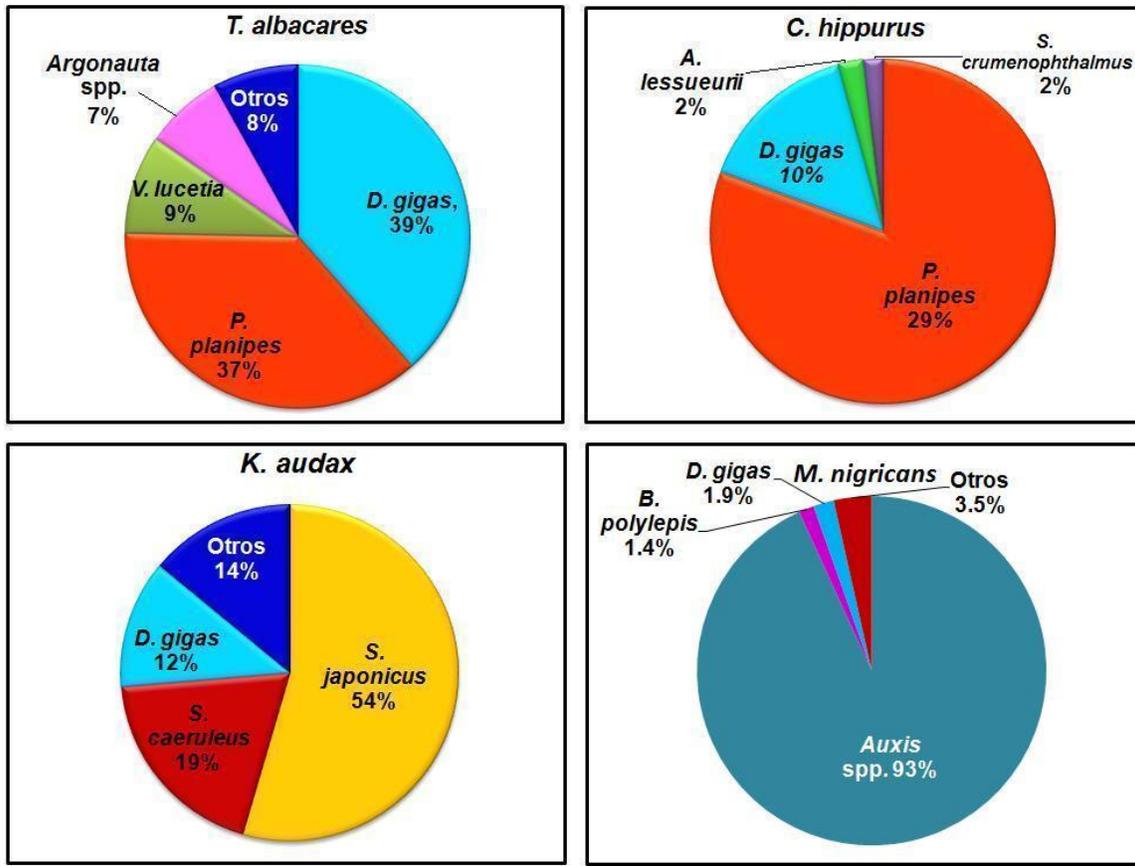


Fig. 3b. Especies presa principales en la dieta de las especies afines a la pesca deportiva que se capturan en la costa occidental de Baja California Sur (Datos tomados de Abitia-Cárdenas, 1992; Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Abitia-Cárdenas, 2001; Tripp-Valdez, 2005; Alatorre-Ramírez, 2007).

b. TRABAJO DE LABORATORIO

El trabajo de laboratorio consistió en tres fases: la homogenización de las muestras, digestión y la determinación de las concentraciones de mercurio y selenio en las muestras de los depredadores y sus presas, siguiendo el protocolo de la EPA (Environmental Protection Agency).

i. Preparación y homogenización de las muestras

Para determinar los niveles de mercurio en los depredadores pelágicos, las muestras se procesaron en el Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), el cual es un laboratorio certificado en su control de calidad, donde se obtuvo aproximadamente 5.0g de tejido muscular de cada una de las especies de pelágicos mayores, así como de sus principales especies presa. En el caso de los tiburones, se tomó 5.0 g del tejido cartilaginoso de las aletas. Estas muestras se deshidrataron hasta peso seco en una estufa a 60°C durante 24h, para poder ser maceradas con la ayuda de un mortero de ágata y se almacenaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas para pasar al proceso de digestión de muestras. Este proceso de homogenización de las muestras se realiza con el objetivo de evitar un sesgo en el análisis de cada muestra.

ii. Digestión de las muestras

Para la digestión de las muestras, se tomó una submuestra de 0.5 g de cada muestra pulverizada, y se colocaron en los vasos del digestor electromagnético en sistema cerrado (CEM-MDS, 2000) (Fig. 4), el cual permite que elementos como el mercurio, incluso otros elementos volátiles (arsénico, selenio) no se pierdan durante el proceso y sean evaluados correctamente. A cada submuestra de 0.5g que se encuentra en cada vaso del digestor, se le añadió 2ml de agua destilada, 3ml de ácido nítrico y 1ml de peróxido de hidrógeno, con el fin de eliminar cualquier residuo o materia orgánica y llevar al mercurio inorgánico a su estado elemental. Cada vaso del digestor tiene una válvula de seguridad, la cual es sellada mediante un tapón de rosca con una membrana en su interior. Dichas membranas deben de ser cambiadas cada vez que se digiere una

muestra. En caso de que se rompiera una de estas membranas, se cambiaba y se realizaba una nueva digestión de esa muestra.



Fig. 4. Digestor electromagnético en sistema cerrado con sus respectivos vasos.

Las muestras se dejaron en reposo durante una hora para hacerlas reaccionar, y evitar que se generen gases a partir de la presencia de carbonatos que pueden ejercer una presión muy alta, dañando así el digestor de microondas, y por ende, se haga una mala lectura de las muestras. Los vasos permanecieron por un tiempo aproximado de una hora en el digestor en donde ocurren cinco fases (Tabla 3). Cada fase tiene un tiempo de duración de 15 minutos, en una potencia de 70%, y bajo presión de 10, 20, 40, 85 y 100 de *psi* (libras por pulgadas cuadradas). Cuando el digestor termina estas fases, la temperatura comienza a descender hasta llegar a la etapa de enfriamiento de las muestras.

Tabla 3. Etapas y características de operación del horno de microondas para la digestión de las muestras.

ETAPA	1	2	3	4	5
% Potencia	70	70	70	70	70
PSI	10	20	40	85	100
TIEMPO	15	15	15	15	15
TAP	5	5	5	5	5
FAN SPEED	100	100	100	100	100

Cuando las muestras se enfriaron, se aforaron en 15 ml de agua des-ionizada y se almacenaron en frascos de plásticos para su lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica con generador de hidruros.

iii. Lectura de muestras por espectrofotometría de absorción atómica por generador de hidruros

Para la lectura de las concentraciones de mercurio se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica con generador de hidruros modelo Perkin Elmer AAnalyst 100 (Fig. 5). El cual fue calibrado cada vez que se realizaba las sesiones de lectura. De acuerdo al 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 para el Hg y 196.0 para el Se), abertura espectral, tiempo de lectura y repeticiones.



Fig. 5. Espectrofotómetro de absorción atómica por generación de hidruros.

Previo a cada sesión de lectura de las muestras, se determinó la curva estándar del espectrofotómetro, la cual se realizó con la adición de 25, 50, 100 μl a partir de una solución de mercurio de 1000ng/ml. La lectura consistió en identificar la absorbancia de cada concentración. Esta lectura se realizó al accionar el sistema neumático (gas-nitrógeno) 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 forma el hidruro de mercurio al poner en contacto el borohidruro con la muestra y es transportado hasta la celda de cuarzo. A partir de esta reacción es como se obtienen las lecturas de la absorbancia de mercurio.

El cálculo de las concentraciones de mercurio total se obtiene al transformar la absorbancia a concentración por medio de una regresión. Esta concentración es equivalente al volumen de la alícuota. Se refiere la alícuota con el volumen de

suspensión de la muestra para llegar al factor de dilución. El cálculo final se obtiene al multiplicar la cantidad de mercurio obtenida en la alícuota con el factor de dilución con respecto al volumen total de la muestra, que al dividirse por los gramos de la muestra se obtiene el número de nanogramos de mercurio en cada gramo de muestra (Perkin Elmer, 1994).

Para comparar los resultados con estudios relacionados al tema, se convirtió los ng/g de mercurio a microgramos por gramo ($\mu\text{g/g}$). Asimismo, con fines comparativos, los valores de mercurio y selenio fueron transformados de peso seco ($\mu\text{g/g p. s.}$) a peso húmedo ($\mu\text{g/g p. h.}$), por lo que se calculó el factor de humedad de cada muestra. Esto se obtuvo al pesar los músculos antes, y después del proceso de deshidratación, y a partir de una sustracción de peso húmedo y peso seco de cada muestra registrada, se cuantificó el porcentaje de pérdida de agua durante este proceso. Al respecto, no se observó un efecto significativo de la deshidratación (proporción: $[\text{Hg}] \text{ peso seco} / [\text{Hg}] \text{ peso húmedo}$) (Fig. 6a y 6b), por lo tanto se reportó solo el peso húmedo para las especies analizadas.

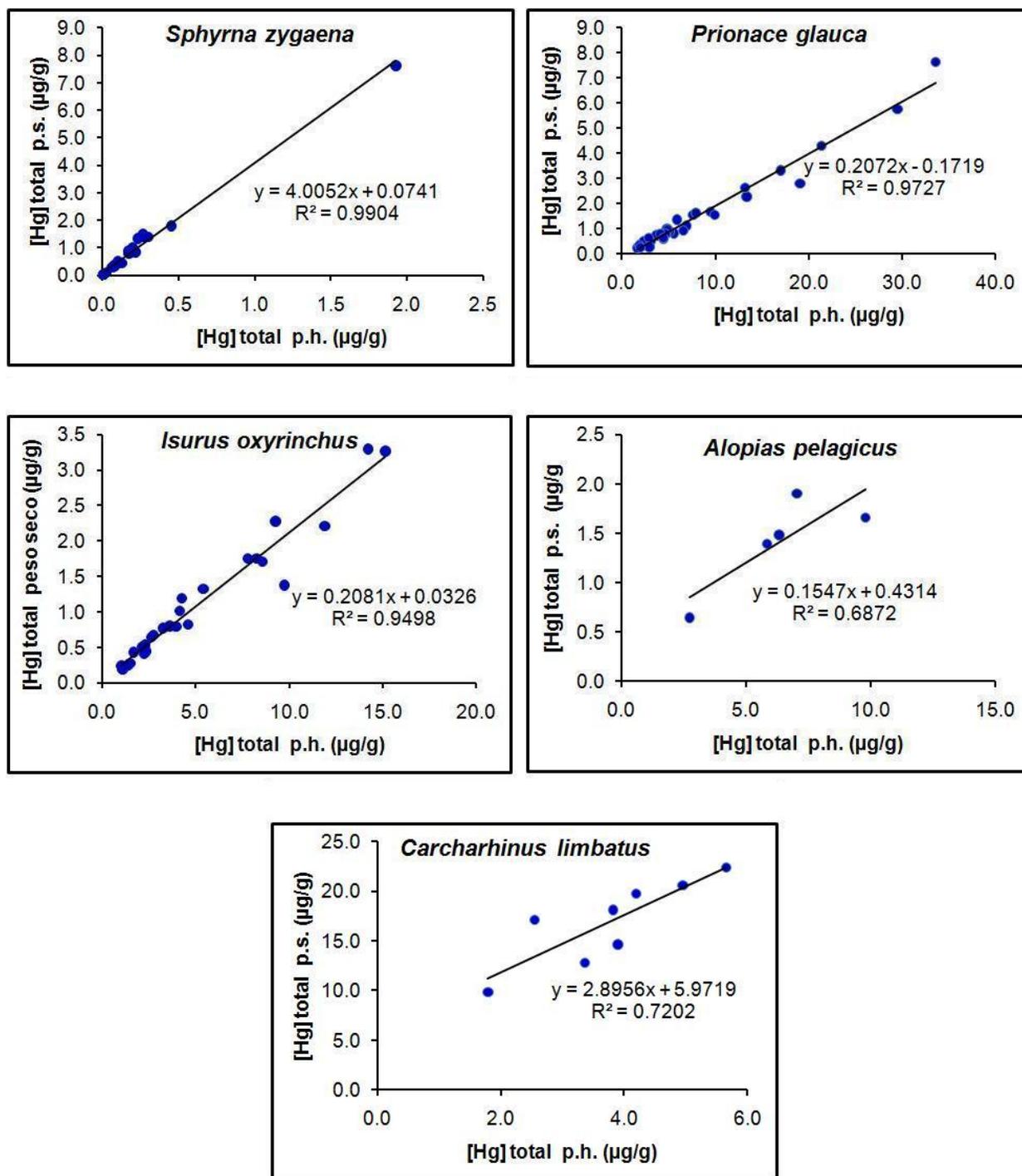


Fig. 6a. Relación base húmeda (p.h.) y base seca (p.s.) de las concentraciones de mercurio, expresadas en µg/g, en los músculos de los tiburones.

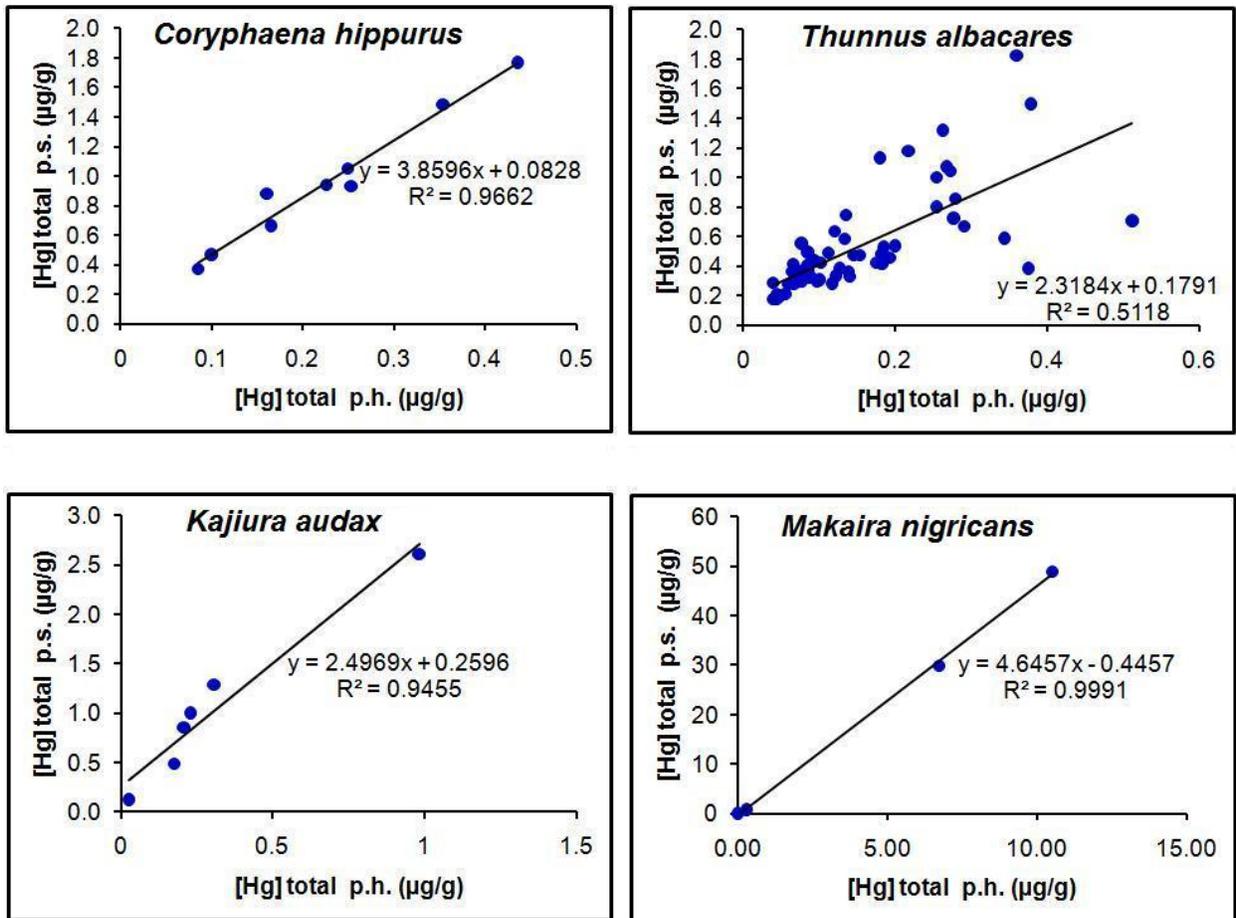


Fig. 6b. Relación base húmeda (p. h.) y base seca (p. s.) de las concentraciones de mercurio, expresadas en µg/g, en los músculos de las especies afines a la pesca deportiva.

7. 2. 4. Validación de la metodología

En cada lote de muestras, se utilizaron algunos blancos y materiales de referencias estándar (MRS) preparados por la Agencia Internacional de Energía Atómica (International Atomic Energy Agency, Monaco) (IAEA-407) para validar la metodología. El objetivo de la validación es garantizar que el método y el lugar donde se implementa son capaces de lograr resultados rutinarios dentro de las

especificaciones del método y que sus resultados son confiables; de manera que la validación es necesaria para demostrar que el procedimiento es apto para lo que se pretende utilizar, considerando algunas características como linealidad, especificidad, precisión y repetitividad de los datos. Para obtener la linealidad, se realizó la curva de calibración con los estándares a diferentes concentraciones, los cuales presentaron coeficientes de correlación de 0.99 que indica una adecuada linealidad. La exactitud del método se evaluó mediante la determinación del porcentaje de recuperación del estándar.

Toda la instrumentación, cristalería y plásticos que se utilizaron durante el análisis de las muestras fueron sumergidas en una solución de ácido clorhídrico al 20% y enjuagados con agua doblemente destilada (Sistema de purificación de agua Milli-Q) antes y después de cada uso para asegurar que el material utilizado estuviera libre de impurezas.

Anteriormente se consideraba la medida total de mercurio como una aproximación del metilmercurio y era recomendado como el estándar para establecer las regulaciones de sus niveles en los peces (Bloom, 1998; Adams & McMichael, 1999). Aunque recientemente se ha reconocido que el mercurio total no es un buen estimador del metilmercurio; sin embargo, es importante mencionar que el mercurio en su estado elemental también es considerado como un elemento tóxico, por lo que es importante su evaluación para proveer los niveles que los organismos marinos bioacumulan en sus tejidos y órganos.

c. TRABAJO DE GABINETE

i. Determinación de la proporción molar Hg:Se

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

$$\text{MOL} = \frac{\text{Gramos del átomo}}{\text{Masa atómica}}$$

El mol es la unidad con la que se mide la cantidad de sustancia. Los gramos del átomo es la cantidad mercurio o selenio en la muestra "x". La masa atómica para el mercurio y el selenio es de 200.59 y 78.96 respectivamente.

ii. Análisis estadísticos

Los datos obtenidos se organizaron por especies para evaluar la normalidad y homogeneidad de varianzas utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov y Levene (Zar, 1999). Como los datos se desviaron de una distribución normal se utilizaron pruebas no paramétricas.

Para evaluar la relación entre las longitudes (longitud total, furcal y postorbital) de los pelágicos mayores y la bioacumulación de los elementos (Hg y Se) se estimó el índice de Correlación de Spearman (Rs). Asimismo, para evaluar las diferencias entre sexos por cada especie y entre grupos de depredadores, se aplicaron análisis de Kruskal-Wallis (KW) (Zar, 1999).

Los depredadores fueron categorizados en juveniles y/o adultos, separados de acuerdo a las tallas de madurez registradas en la costa occidental de Baja California Sur (Shaefer, 1998; Carrera-Fernández, 2004; Conde-Moreno & Galván-Magaña, 2005; Romero-Caicedo, 2007).

iii. Factor de biomagnificación (FB)

Para determinar la biomagnificación de mercurio, se midió la relación en la concentración de este metal entre los depredadores y sus presas utilizando la fórmula propuesta por Gray (2002), donde establece el incremento de la concentración entre los niveles tróficos siempre y cuando el factor de biomagnificación sea >1 . Los valores más cercanos a 1, serán las presas que se biomagnifican mayormente en los depredadores. Para considerar esta biomagnificación, la presa debe tener concentraciones más bajas que el depredador.

$$FB = [\text{Hg}] \text{ total del depredador} / [\text{Hg}] \text{ total de la presa}$$

Para la representación esquemática de la biomagnificación del mercurio, se consideraron los niveles tróficos determinados por Olson & Watters (2003) (Fig. 7).

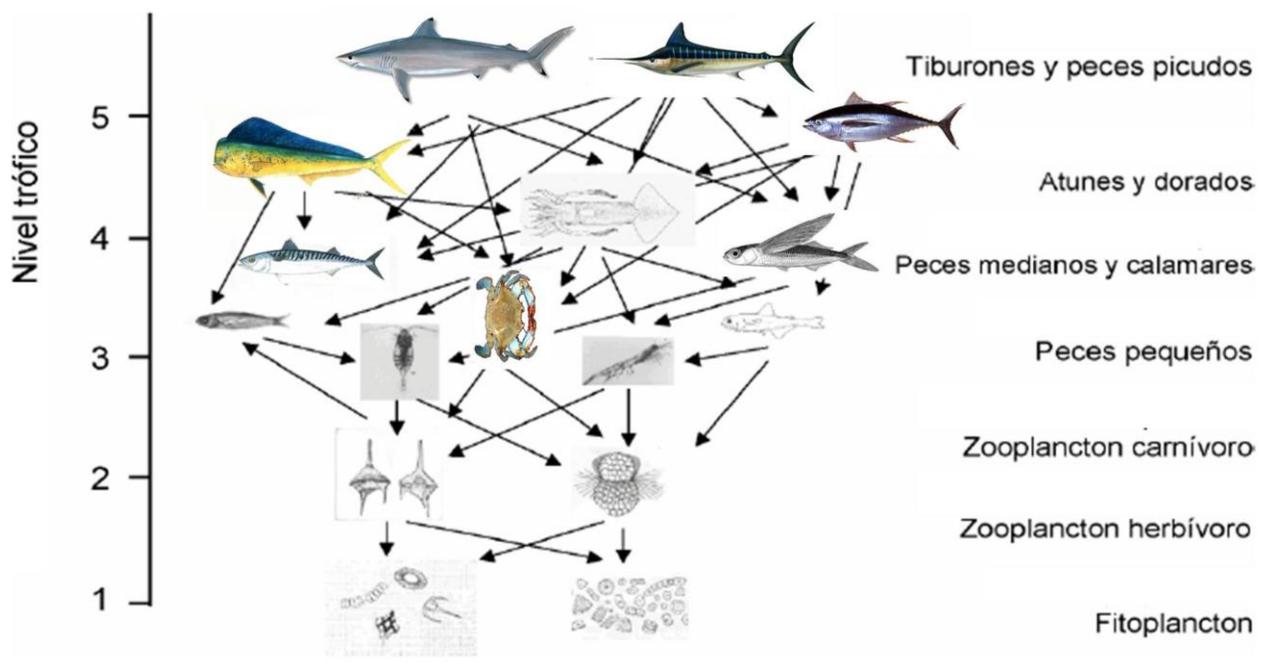


Fig. 7. Diagrama simplificado de la red de alimentación del ecosistema pelágico del Océano Pacífico oriental tropical de acuerdo a Olson & Watters (2003).

iv. Evaluación toxicológica

Con el fin de calcular la concentración permisible de mercurio en el músculo de los pelágicos mayores para el consumo humano, se realizó una evaluación toxicológica que consiste en calcular la tasa de ingesta semanal tolerable de Hg (TIST, $\mu\text{g/g}$ semanal), utilizando la siguiente formula:

$$\text{TIST} = [\text{CPP}] [\text{CM}] [\text{PC}]$$

Donde:

CPP: es la cantidad (peso promedio) de pescado que consume un adulto.

CM: es la concentración del metal (Hg) presente en el músculo de la especie a estudiar, expresada en peso húmedo ($\mu\text{g/g}$, p. h.).

PC: es el peso corporal promedio de la población en general o en las subpoblaciones según sea el caso (e. g. 70 Kg en el hombre, 60 Kg en la mujer, y 16 Kg en niños de 4-6 años) (Ordiano-Flores, 2009). Aunque por lo general se utiliza los 70 kg como medida estandarizada (Tollefson & Cordel, 1986; Cadena-Cárdenas, 2004).

Los valores obtenidos de TIST por consumo de cada una de las especies de peces analizadas en este estudio, se compararon con las concentraciones de Entrada Semanal Tolerable Permisible (ESTP en $\mu\text{g semana}^{-1} \text{ Kg}^{-1}$ de peso corporal) establecidas como seguras por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Para el Hg total, el valor de ESTP es de $5.0 \mu\text{g semana}^{-1} \text{ Kg}^{-1}$ por peso corporal, y esta restringido a $2.45 \mu\text{g semana}^{-1} \text{ Kg}^{-1}$ por peso corporal para mujeres embarazadas o en lactancia, debido a que los fetos y niños menores a 10 años son más sensibles a la toxicidad del Hg (Chan, 1998; DHHS y EPA, 2004, Ordiano-Flores, 2009). El valor de ESTP es un estimado de la cantidad de un contaminante que puede ser ingerido durante la vida sin causar un riesgo importante.

Asimismo, se calculó el Consumo Máximo de Pescado a la Semana por persona (CMSP) = (ESTP/ [Hg] total promedio en el depredador "x").

8. RESULTADOS

a. Validación del método

Para la validación del método se utilizaron los parámetros de linealidad, especificidad, precisión y repetitividad de los datos. Las curvas de la calibración fueron altamente lineales ($R^2 = 0.9997$) con concentraciones de 25, 50 y 100 nanogramos. Para la especificidad, no se observaron interferencias cuando se utilizó la longitud de onda de 253.7 establecido para el mercurio. Los valores de recuperación del mercurio encontrados en cada muestra del material de referencia tiene 222ng/g (0.22-0.23 ng/g), encontrado 206 ng Hg/g (93.6% de recuperación). Para el selenio, no se contó con un estándar específico para corroborar el porcentaje de recuperación; sin embargo, si se probó la nula interferencia en su longitud de onda de 196.0, y a la alta linealidad ($R^2 = 0.997$) en los blancos y estándares realizados previo a cada lectura de muestras. Por lo que el método fue adecuado para realizar los análisis de los elementos.

b. Datos generales

Se analizaron un total de 203 músculos de depredadores pelágicos; 114 de tiburones y 89 de peces afines a la pesca deportiva. En la Tabla 4, se muestran los intervalos y promedios de las longitudes estándares para cada especie. Para el análisis de las aletas de los tiburones se obtuvieron 85 muestras de las fibras cartilaginosas.

Tabla 4. Datos generales de las especies de pelágicos mayores capturadas en la costa occidental de Baja California Sur.

Especie	N	Medida estándar	Rango de tallas (cm)	Promedio longitudes (cm)
<i>Sphyrna zygaena</i>	37	LT	93-131	102.5
<i>Prionace glauca</i>	38	LT	113-287	179.5
<i>Isurus oxyrinchus</i>	26	LT	71-158	126
<i>Alopias pelagicus</i>	5	LT	222-290	263.2
<i>Carcharhinus limbatus</i>	8	LT	118-233	197.7
<i>Coryphaena hippurus</i>	11	LF	59-125	83.2
<i>Thunnus albacares</i>	68	LF	54.6-94.2	74
<i>Kajjura audax</i>	6	LPO	171-190	181
<i>Makaira nigricans</i>	4	LPO	174-220	193.5

N= número de organismos analizadas para cada especie

LT= Longitud Total; LF: Longitud Furcal; LPO: Longitud Postorbital.

c. Bioacumulación de mercurio en músculo

Los datos de la bioacumulación de mercurio son representados en peso húmedo (p. h.) como promedios \pm desviación estándar ($x \pm DE$). De las especies de tiburones analizadas en este estudio, el 34% sobrepasan el límite permitido de 1.0 $\mu\text{g/g}$ para consumo humano establecido por la Norma Oficial Mexicana (NOM-027-SSA1, 1993). Todos los ejemplares del tiburón puntas negras, *C. limbatus*, estuvieron por encima de este límite de seguridad; mientras, que de las especies con afinidad a la pesca deportiva, solo el marlín azul *M. nigricans* (N=4), registró valores que se consideran peligrosos para la salud humana (Fig. 8).

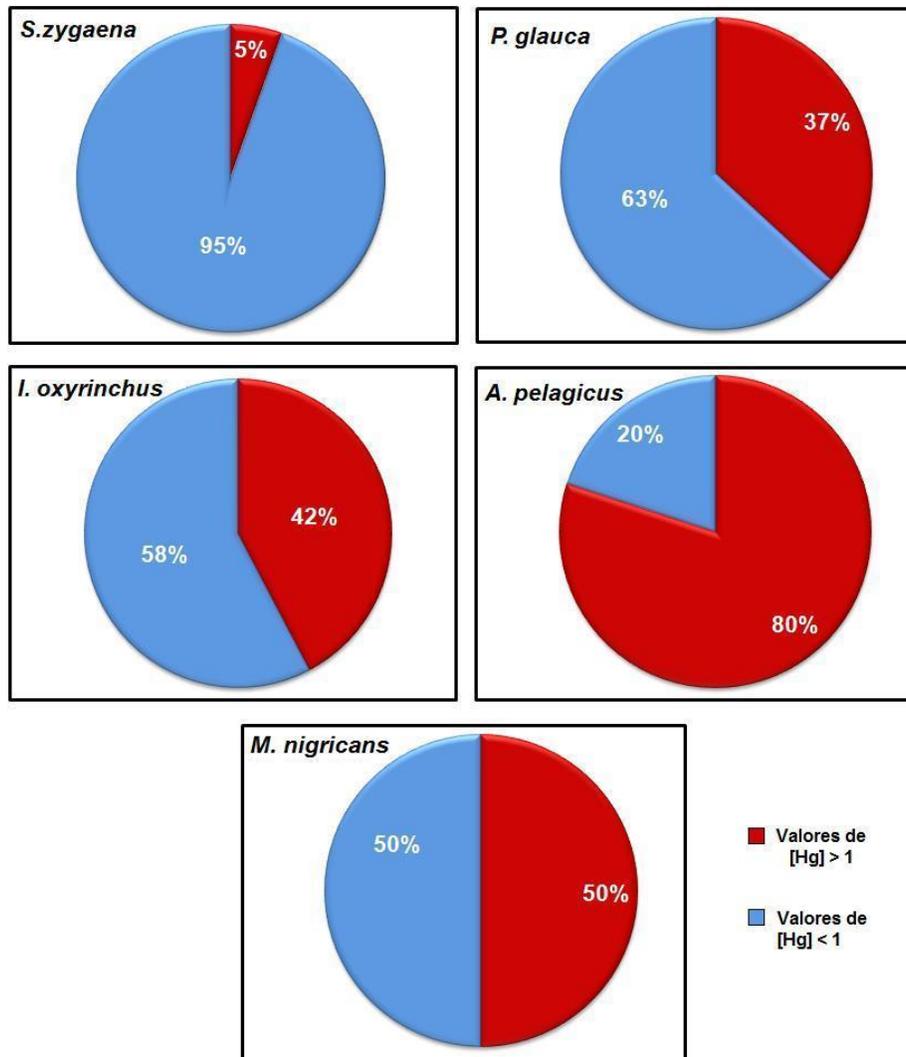


Fig. 8. Porcentaje de los valores de mercurio que se encuentran por encima de los estándares permitidos oficialmente de 1 $\mu\text{g/g}$ (representado en color rojo). En color azul se muestran los valores que estuvieron dentro de los límites permitidos.

Se analizaron un total de 114 músculos de tiburones, 37 para *S. zygaena*, 38 para *P. glauca*, 26 para *I. oxyrinchus*, 8 para *C. limbatus* y 4 para *A. pelagicus*. El tiburón puntas negras, *C. limbatus* es el tiburón que presentó la mayor bioacumulación de mercurio ($3.78 \pm 1.24 \mu\text{g/g}$), seguido por *A. pelagicus* ($1.41 \pm 0.47 \mu\text{g/g}$), *P. glauca* (1.39 ± 1.58

µg/g) e *I. oxyrinchus* (1.11 ± 0.88 µg/g) (Fig. 9; Tabla 5). Estos valores sobrepasan el límite permisible de 1.0 µg/g establecido por la NOM-027 para evitar los efectos en la salud humana. Sin embargo, la cornuda prieta, *S. zygaena*, fue la única especie de tiburón cuyo valor promedio estuvo por debajo de los niveles permisibles con 0.16 ± 0.32 µg/g. En las especies afines a la pesca deportiva como *T. albacares* (0.14 ± 0.10 µg/g), *K. audax* (0.32 ± 0.34 µg/g) y *C. hippurus* (0.20 ± 0.12 µg/g), presentaron valores menores a 1.0 µg/g p. h., con excepción del marlín azul, *M. nigricans* con un promedio de 4.38 ± 5.12 µg/g de Hg total (Fig. 10, Tabla 5). Las concentraciones medias de mercurio entre los grupos de depredadores fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) (Fig. 11).

Tabla 5. Niveles de mercurio en músculo de las 9 especies de pelágicos mayores capturados en la costa occidental de Baja California Sur.

Especie	N	Rango de [Hg] µg/g p.h.	Hg
<i>S. zygaena</i>	37	0.005-1.93	0.16
<i>P. glauca</i>	38	0.22-7.63	1.39*
<i>I. oxyrinchus</i>	26	0.19-3.3	1.11*
<i>A. pelagicus</i>	5	0.64-1.9	1.41*
<i>C. limbatus</i>	8	1.66-6.01	3.78*
<i>C. hippurus</i>	11	0.05-0.23	0.20
<i>T. albacares</i>	68	0.04-0.51	0.14
<i>K. audax</i>	6	0.12-2.61	1.06*
<i>M. nigricans</i>	4	0.01-10.50	4.38

N= número de individuos

* criterio FDA 2001 del nivel que sobrepasa el límite recomendado de 1.0 µg/g

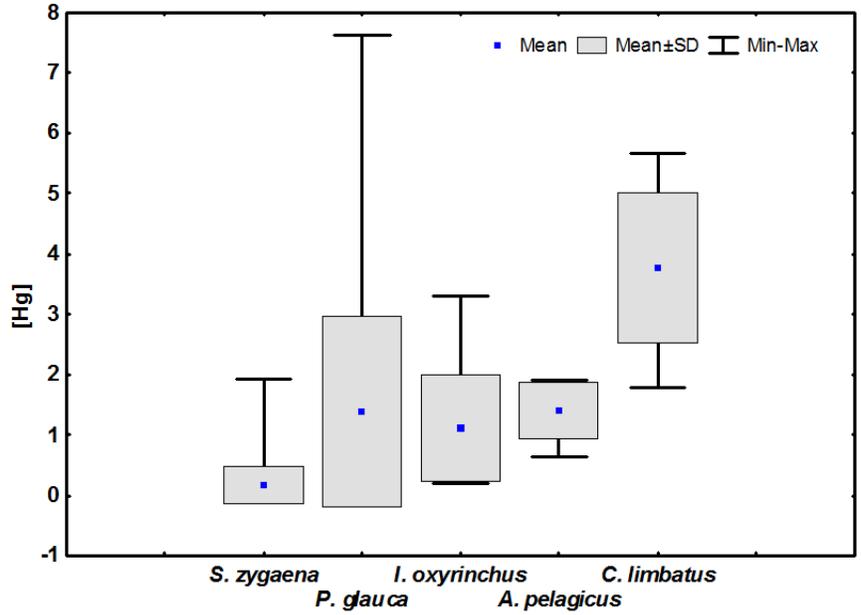


Fig. 9. Concentraciones de mercurio total en el músculo de tiburón capturadas en la costa occidental de Baja California Sur, México. Mostrando la media, desviación estándar y el mínimo y máximo de los valores encontrados.

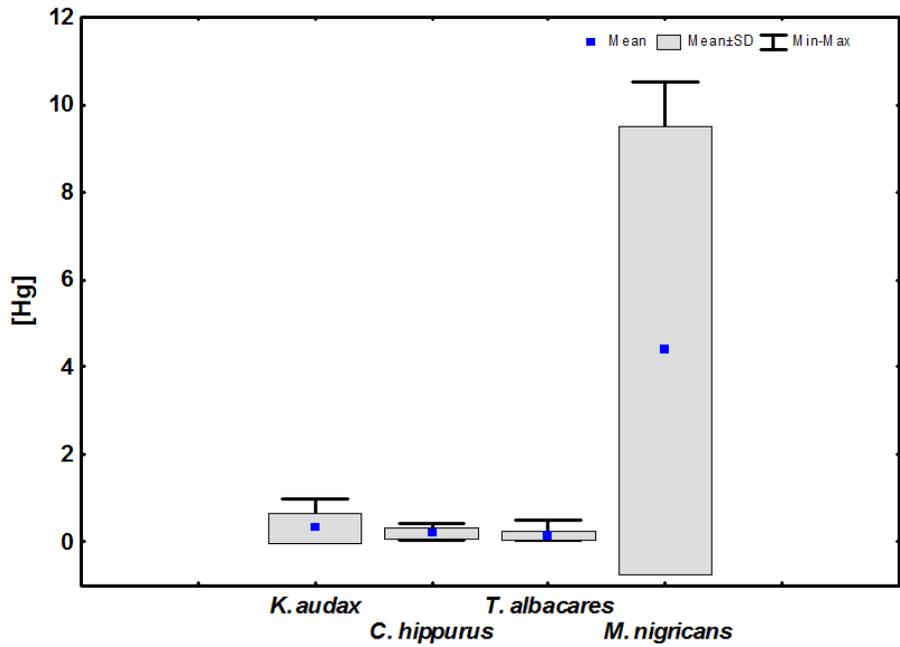


Fig. 10. Concentraciones de mercurio total en el músculo de las especies afines a la pesca deportiva que se capturan en BCS, México. Mostrando la media, desviación estándar y el mínimo y máximo de los valores encontrados.

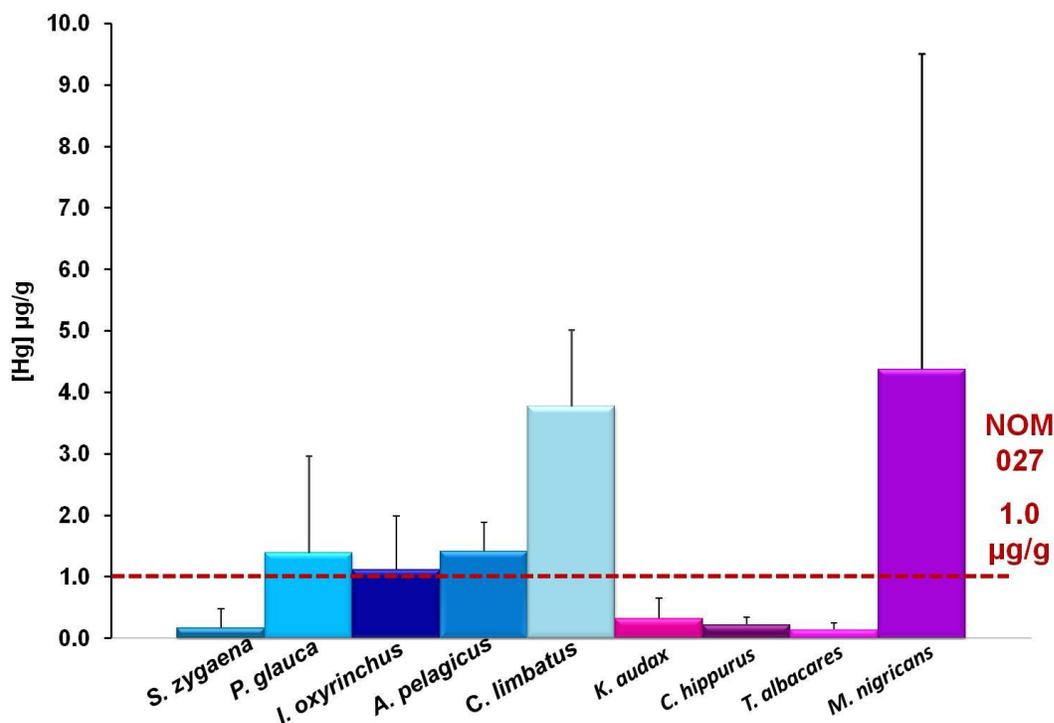


Fig. 11. Valores promedio (\pm DE) de la bioacumulación de mercurio en las diferentes especies de peces pelágicos mayores.

d. Bioacumulación de mercurio en aletas

Con respecto a la bioacumulación de mercurio en las aletas de las diferentes especies de tiburones, el valor promedio más alto fue para *C. limbatus* ($0.12 \pm 0.13 \mu\text{g/g Hg p. h.}$), seguido por *I. oxyrinchus* ($0.09 \pm 0.06 \mu\text{g/g Hg p. h.}$), *P. glauca* ($0.015 \pm 0.017 \mu\text{g/g Hg p. h.}$), *A. pelagicus* ($0.013 \pm 0.013 \mu\text{g/g Hg p. h.}$) y *S. zygaena* ($0.01 \pm 0.001 \mu\text{g/g Hg p. h.}$) (Tabla 6). En general, los valores fueron muy bajos ($< 0.05 \mu\text{g/g}$) con respecto a lo encontrado en el contenido de mercurio en músculo.

Tabla 6. Concentraciones de mercurio en aletas de las especies de tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.

Especie	N	Intervalo	Promedio [Hg]
<i>S. zygaena</i>	15	0.01	0.01
<i>P. glauca</i>	33	0.01-0.09	0.01
<i>I. oxyrinchus</i>	24	0.02-0.24	0.09
<i>A. pelagicus</i>	5	0.01-0.03	0.01
<i>C. limbatus</i>	8	0.01-0.34	0.12

e. Relación: longitudes vs concentración de mercurio

La correlación entre la longitud total (LT) y la bioacumulación de mercurio en músculo para todas las especies de tiburones fueron bajas y en la mayoría no fueron significativas ($p > 0.05$), lo que indica que el nivel de mercurio no incrementa conforme aumenta el tamaño del pez, como se hubiera esperado al observarlo en otros trabajos. De manera que las correlaciones para *S. zygaena* ($R_s = 0.089$, $p = 0.599$, $n = 37$), *C. limbatus* ($R_s = 0.024$, $p = 0.955$, $n = 8$) fueron positivamente no significativas. En el tiburón mako, *I. oxyrinchus* se presentó una correlación negativa no significativa ($R_s = -0.097$, $p = 0.639$, $n = 26$). El tiburón zorro, *A. pelagicus* presentó la correlación positiva más alta ($R_s = 0.500$, $p = 0.391$, $n = 5$), sin embargo no fue significativa. En contraste, *P. glauca* presentó una correlación significativa ($R_s = 0.348$, $p = 0.032$, $n = 38$) (Fig.12).

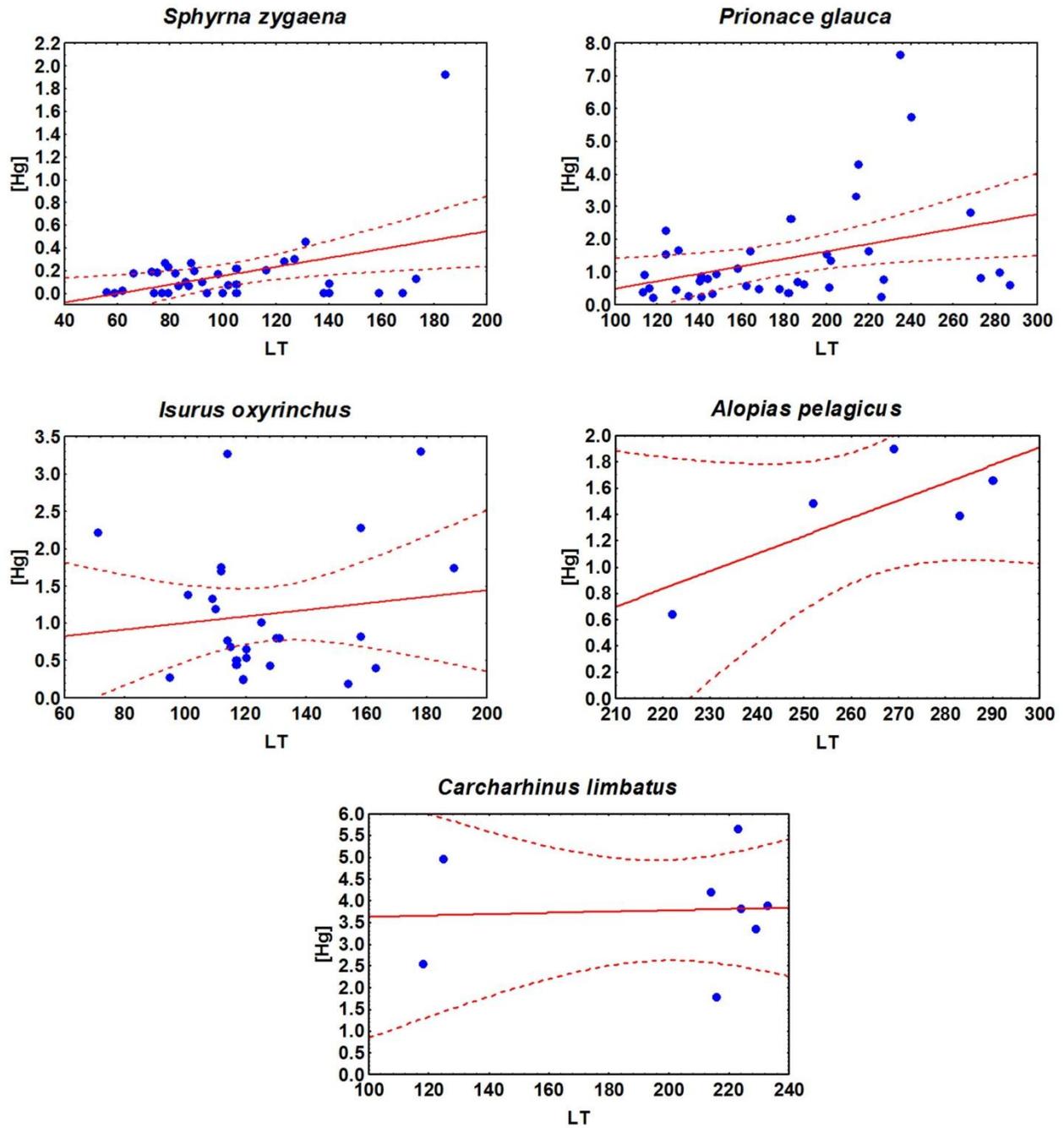


Fig. 12. Correlaciones entre la longitud total (cm) y la bioacumulación de mercurio ($\mu\text{g/g}$ Hg p. h.) en tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

En cuanto a peces afines a la pesca deportiva, se obtuvieron correlaciones positivas pero no significativas para *K. audax* ($R_s= 0.257$, $p= 0.062$, $n= 6$) y *C. hippurus* ($R_s= 0.509$, $p= 0.109$, $n= 11$), mientras en *T. albacares* se presentó una correlación significativa pero negativa ($R_s= -0.261$, $p= 0.003$, $n=68$). Para el marlín azul, *M. nigricans* la correlación fue negativa pero no significativa ($R_s= -0.8$, $p= 0.2$, $n= 4$) (Fig. 13).

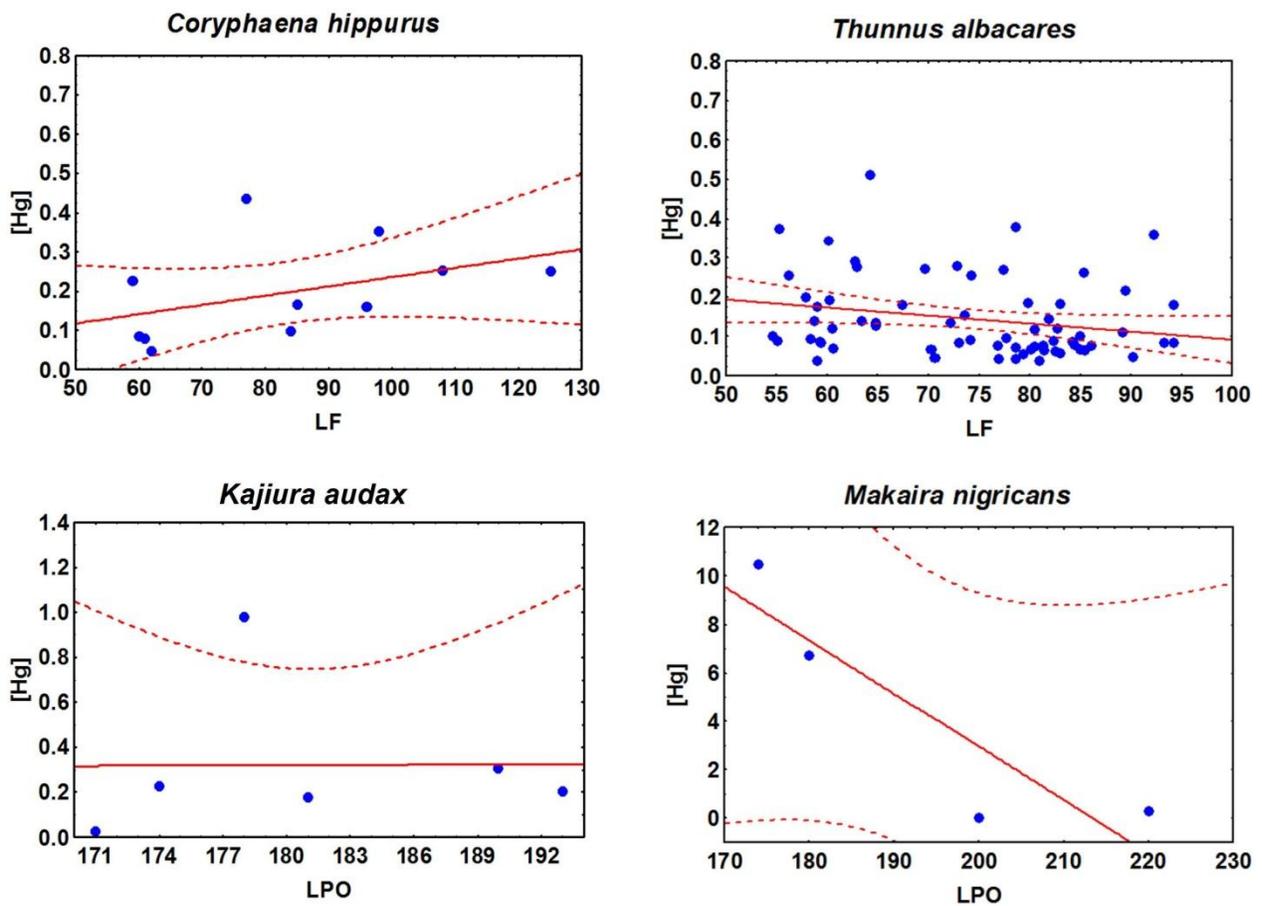


Fig. 13. Correlaciones entre la longitud furcal y postorbital (cm) y la bioacumulación de mercurio ($\mu\text{g/g}$ Hg p. h.) en las especies afines a la pesca deportiva que se capturan en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Con respecto a las categorías de juveniles y adultos, para el tiburón azul, las hembras juveniles (< 200cm LT) tuvieron un nivel promedio de mercurio de $1.21 \pm 0.89 \mu\text{g/g p.h.}$, mientras para las adultas ($\geq 200\text{cm LT}$) fue ligeramente mayor con $1.34 \pm 1.07 \mu\text{g/g p.h.}$; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre ambas categorías de hembras (Kruskal-Wallis $H=0.3$, $p=0.5$). Los machos juveniles (< 180cm LT) bioacumularon un promedio de $0.72 \pm 0.45 \mu\text{g/g p.h.}$, mientras los niveles promedio de mercurio en los machos adultos ($\geq 180\text{cm LT}$) fue de $2.74 \pm 2.78 \mu\text{g/g p.h.}$ (Fig.14). En general, los juveniles tuvieron un promedio de $0.91 \pm 0.67 \mu\text{g/g p.h.}$ y los adultos de $2.00 \pm 2.12 \mu\text{g/g p.h.}$ (Fig.15).

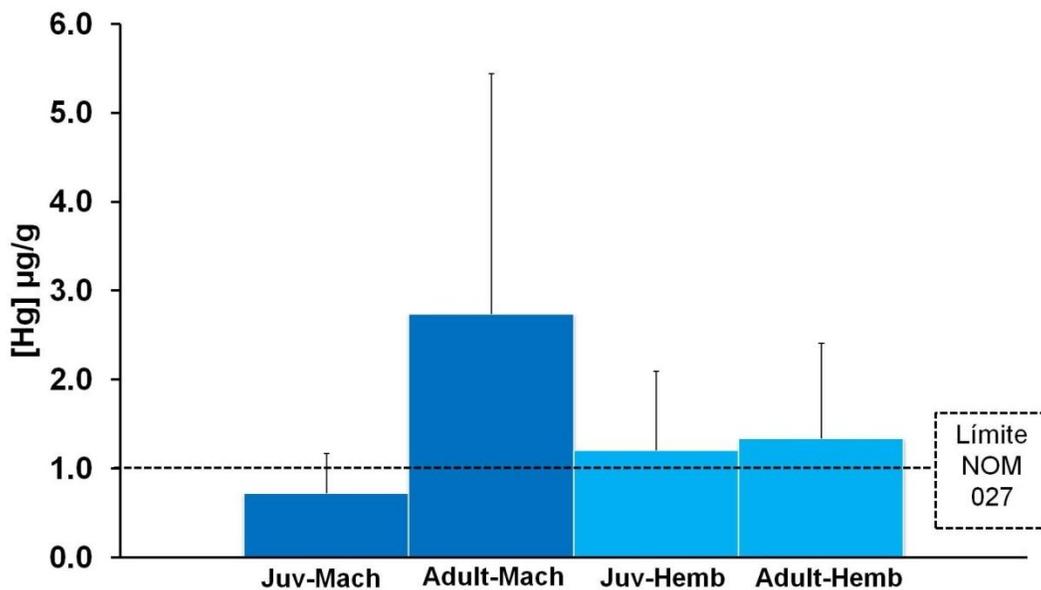


Fig. 14. Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de tiburón azul, *P. glauca* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

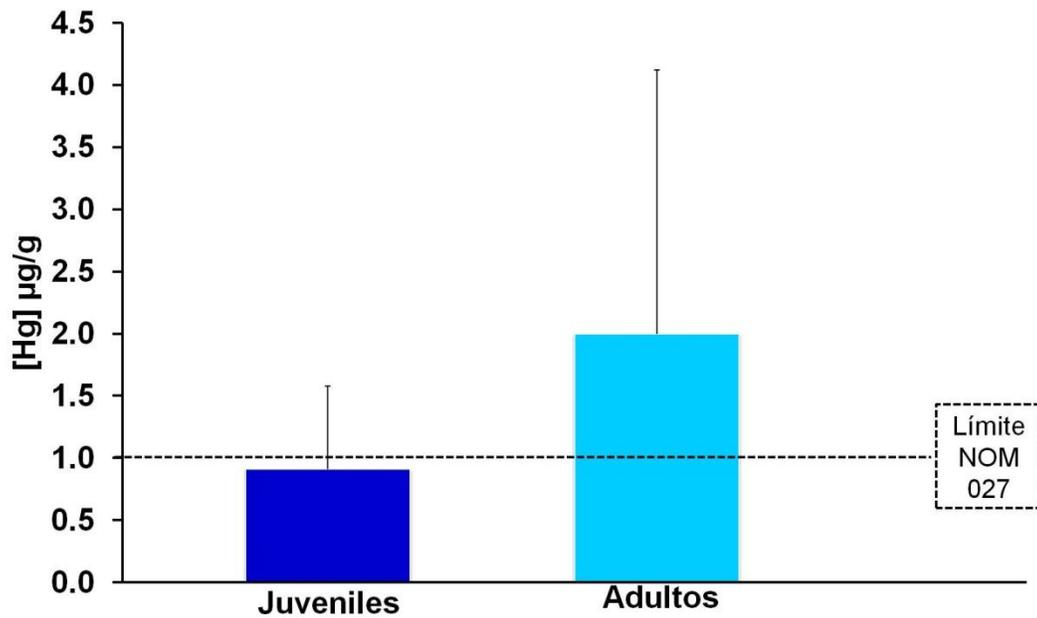


Fig. 15. Bioacumulación promedio de mercurio en juveniles y adultos de los ejemplares de tiburón azul, *P. glauca* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el tiburón mako, solo se obtuvieron organismos juveniles para machos y para hembras (≤ 290 cm LT). Ambas categorías no fueron significativamente diferentes en sus niveles de mercurio (Kruskal-Wallis $H=0.381$, $p=0.54$), ya que en las hembras juveniles se obtuvo una concentración de mercurio promedio de 1.20 ± 0.87 µg/g p.h., mientras que para los machos juveniles fue de 1.02 ± 0.91 µg/g p.h. (Fig. 16).

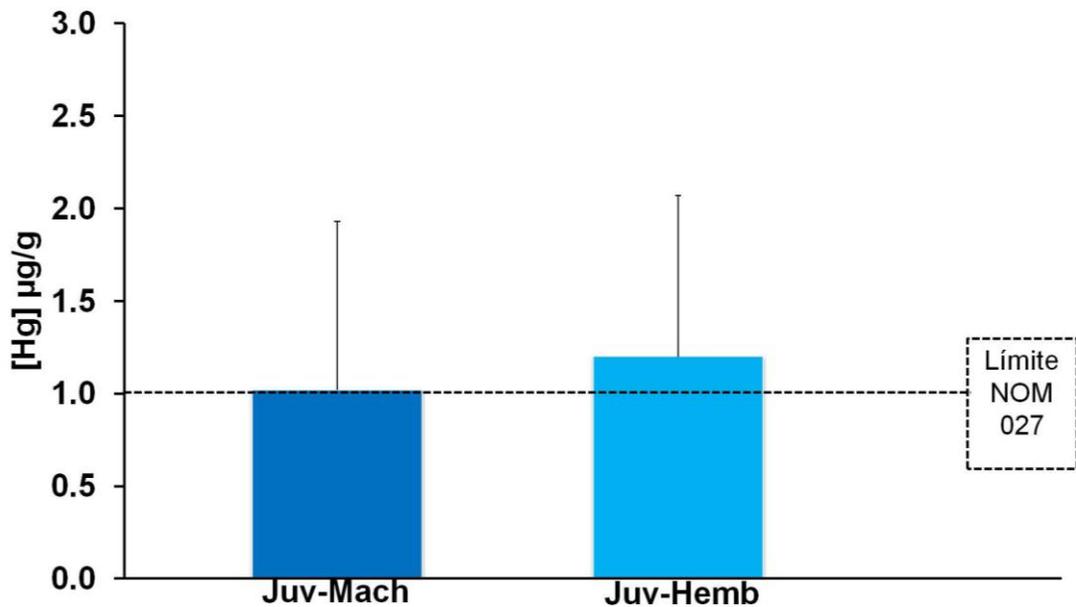


Fig. 16. Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de tiburón mako, *I. oxyrinchus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Todos los machos de *C. limbatus* registrados en este estudio son adultos (≥ 145 cm LT), en contraste, todas las hembras fueron juveniles (≥ 156 cm LT). Los valores promedio de mercurio para estas categorías fueron muy similares con 3.79 ± 1.25 µg/g p.h. y 3.75 ± 1.70 µg/g p.h. para adultos (machos) y juveniles (hembras), respectivamente (Fig. 17).

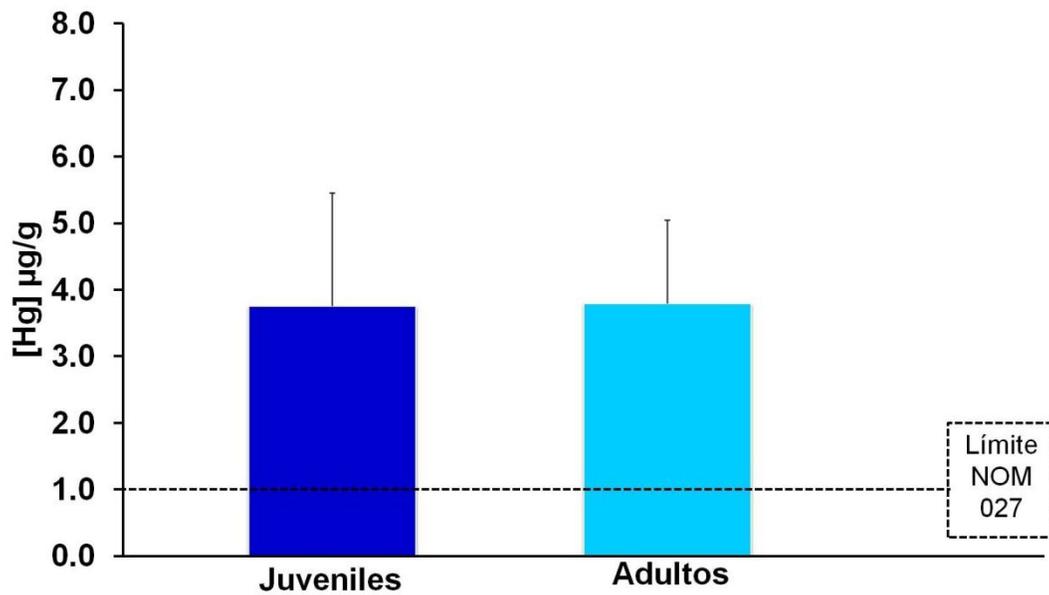


Fig. 17. Niveles promedio de mercurio en las categorías de adultos (machos) y juveniles (hembras) de los ejemplares de tiburón puntas negras, *C. limbatus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

En *S. zygaena* solo se registraron juveniles para hembras (≤ 230 cm LT) y machos (≤ 210 cm LT). Los cuales no presentaron diferencias significativas en los valores promedio de mercurio bioacumulados en ambas categorías (Kruskal-Wallis $H= 0.01$, $p= 0.93$). Los juveniles machos bioacumulaban 0.12 ± 0.11 µg/g p.h. y las hembras juveniles 0.20 ± 0.32 µg/g Hg p.h. (Fig. 18).

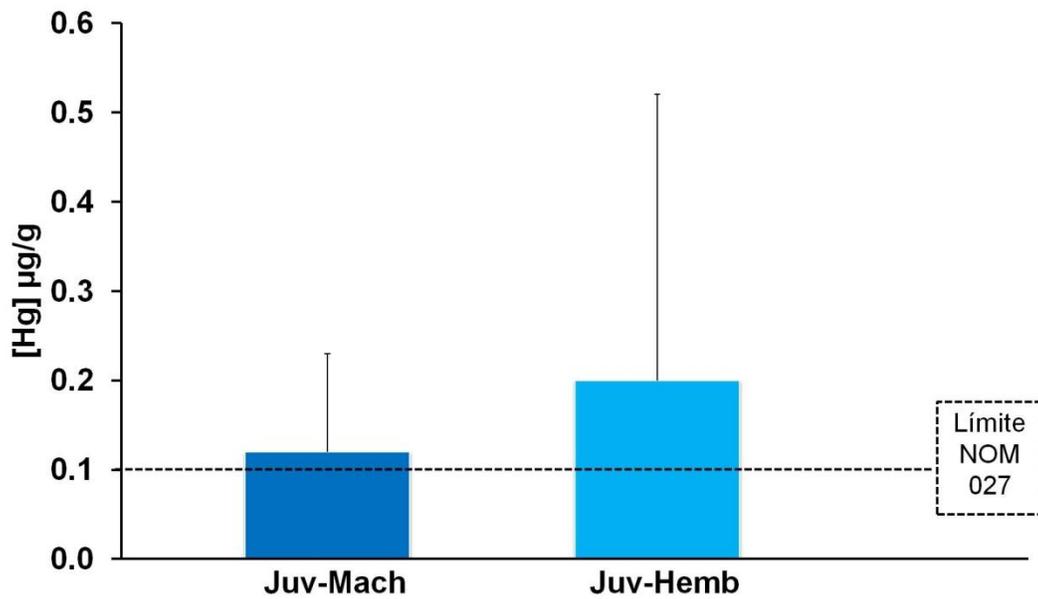


Figura 18. Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de cornuda barrosa, *S. zygaena* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Con respecto al tiburón zorro, *A. pelagicus*, solo se registraron adultos para machos (≥ 140 cm LT) y hembras (≥ 144 cm LT). Los machos adultos bioacumulaban un promedio de 1.02 ± 0.53 µg/g Hg p.h., mientras las hembras adultas, bioacumulaban una concentración promedio de 1.68 ± 0.21 µg/g Hg p.h. (Fig. 19).

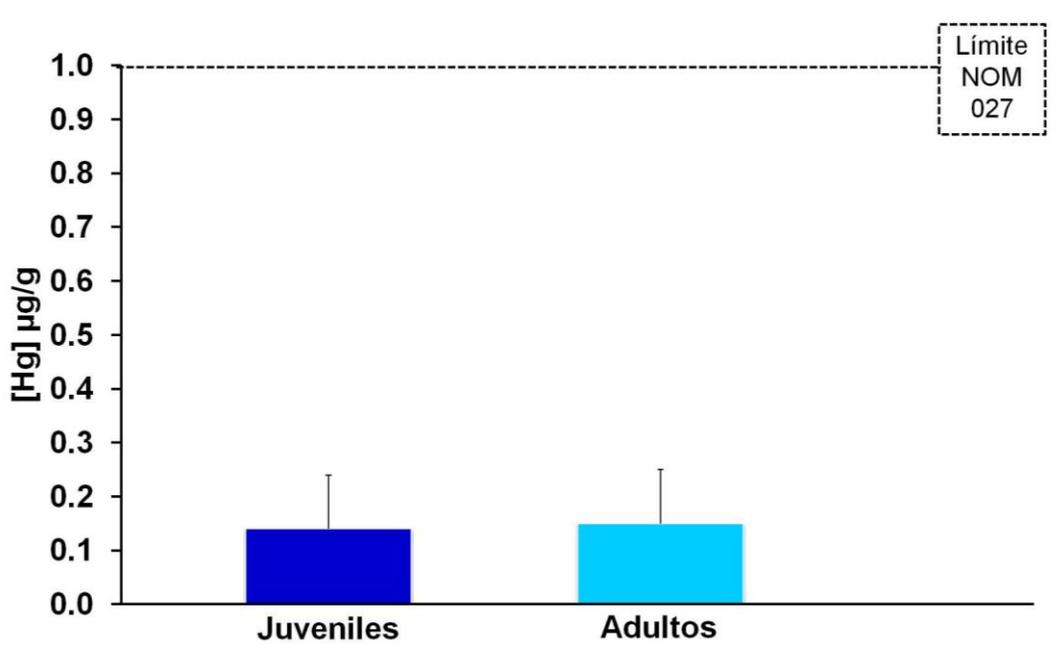


Fig. 19. Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos adultos (Adult-Mach) y hembras adultas (Adul-Hemb) de los ejemplares de tiburón zorro, *A. pelagicus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el AAA, *T. albacares*, los juveniles (< 849 cm LT) y adultos (\geq 850 cm LT) se obtuvieron niveles de mercurio muy similares con 0.14 ± 0.10 µg/g p.h. y 0.15 ± 0.10 µg/g p.h. respectivamente (Fig. 20). Asimismo, al separar por categorías de machos juveniles y adultos y hembras juveniles y adultas, se obtuvieron valores similares (Fig 21).

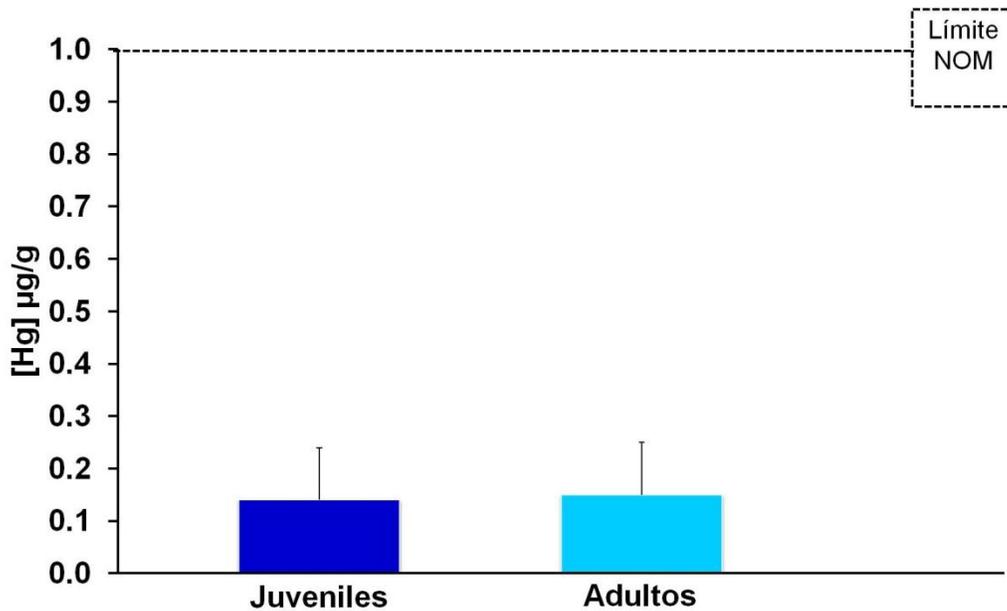


Fig. 20. Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos de los ejemplares de atún aleta amarilla, *T. albacares* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

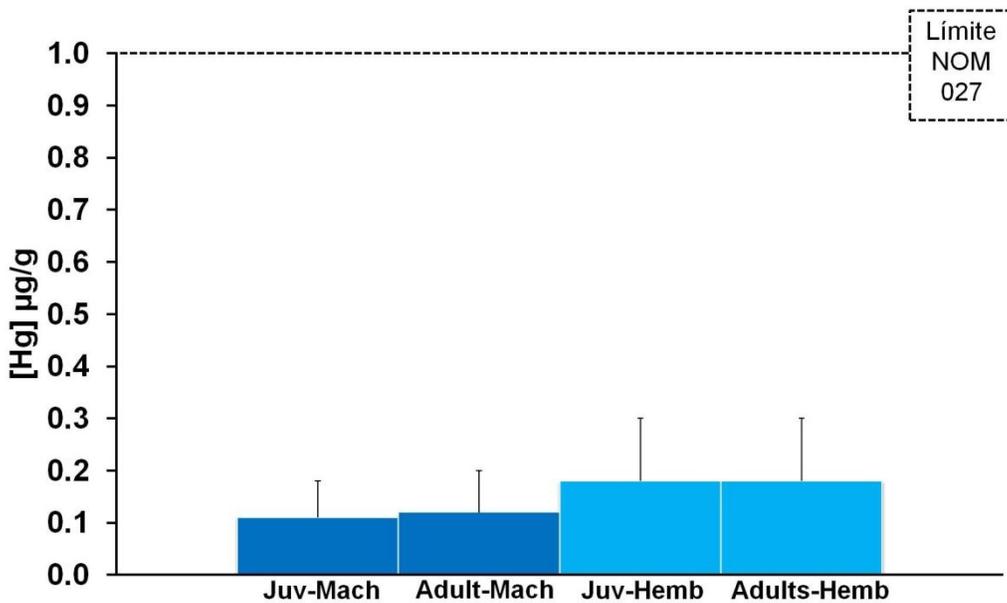


Fig. 21. Niveles promedio de mercurio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de atún aleta amarilla, *T. albacares* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el dorado, *C. hippurus*, los juveniles (≤ 66 cm LF) fueron hembras, mientras los adultos (≥ 66 cm LT) fueron todos machos. Los juveniles obtuvieron un promedio de mercurio de 0.16 ± 0.10 $\mu\text{g/g}$ p.h., mientras los machos bioacumularon 0.27 ± 0.12 $\mu\text{g/g}$ de mercurio sobre peso húmedo (Fig. 22).

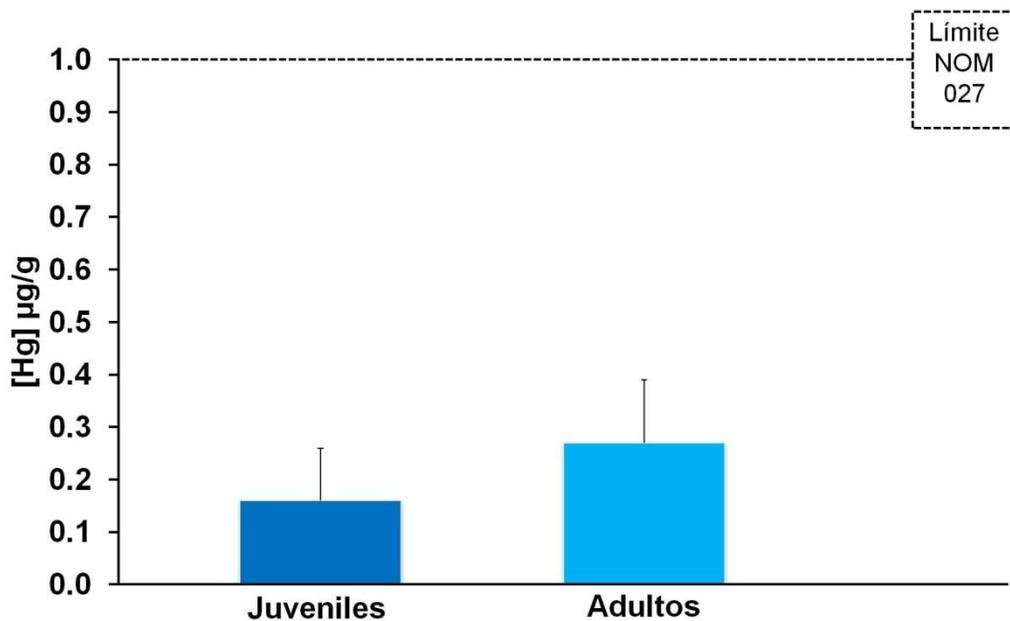


Fig. 22. Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos en el dorado, *C. hippurus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para *T. audax* y *M. nigricans* no se tienen referencias sobre la talla de madurez, por lo que no se pudo categorizar en juveniles y adultos.

f. Relación de la concentración del mercurio respecto al sexo de los organismos

En la Tabla 7 se muestran los datos del número de hembras y machos analizados para cada especie, así como su respectiva longitud promedio, mínima, máxima.

Con respecto al análisis por sexo, la cornuda prieta, *S. zygaena* presentó un promedio para hembras de $0.20 \pm 0.41 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y de $0.12 \pm 0.11 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ para machos. En *P. glauca*, los machos bioacumularon un valor de $1.49 \pm 1.96 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y en hembras fue de $1.28 \pm 0.96 \mu\text{g/g Hg (p. h.)}$. En el tiburón mako, *I. oxyrinchus*, las hembras presentaron un nivel de mercurio de $1.20 \pm 0.87 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y los machos de $1.02 \pm 0.91 \mu\text{g/g Hg p. h.}$; mientras que en *A. pelagicus* las hembras tuvieron una concentración promedio de $1.68 \pm 0.21 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y los machos de $1.02 \pm 0.53 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ En el tiburón puntas negras, *C. limbatus*, las hembras bioacumularon un promedio de $3.75 \pm 1.70 \mu\text{g/g Hg p. h.}$, mientras los machos bioacumularon $3.79 \pm 1.25 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ (Fig. 23).

En el atún aleta amarilla, *T. albacares* las hembras bioacumularon un promedio de $0.18 \pm 0.12 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y en machos, este valor fue de $0.11 \pm 0.07 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ Para el marlín rayado, *K. audax* solo se registraron 2 hembras y 4 machos con promedios de $0.13 \pm 0.14 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y $0.42 \pm 0.38 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ respectivamente, mientras el dorado, *C. hippurus*, tuvo un promedio para hembras de $0.11 \pm 0.08 \mu\text{g/g Hg p. h.}$ y en machos de $0.25 \pm 0.12 \mu\text{g/g Hg}$. En el caso de *M. nigricans*, solo se registraron hembras durante el muestreo (Fig. 23).

Tabla 7. Número de muestras por sexo para cada especie analizada, incluyendo las tallas promedio, mínimas y máximas. N= número de organismos analizadas para cada especie; LT= Longitud total; LF: Longitud furcal; LPO: Longitud postorbital.

Especie	N	Sexo	Medida estándar	Rango de tallas (cm)	Promedio longitudes
<i>Sphyrna zygaena</i>	21	H	LT	94-131	103
	16	M	LT	102-127	101
<i>Prionace glauca</i>	17	H	LT	113-287	191.3
	21	M	LT	114-282	170
<i>Isurus oxyrinchus</i>	14	H	LT	71-189	129
	12	M	LT	95-158	122.7
<i>Alopias pelagicus</i>	3	H	LT	252-290	270
	2	M	LT	222-283	252.5
<i>Carcharhinus limbatus</i>	2	H	LT	118-125	121.5
	6	M	LT	214-233	223
<i>Coryphaena hippurus</i>	4	H	LF	59-60	60.5
	7	M	LF	77-125	96
<i>Thunnus albacares</i>	30	H	LF	54.6-94.2	69.57
	38	M	LF	55.1-94.2	77.5
<i>Kajiura audax</i>	2	H	LPO	171-174	172.5
	4	M	LPO	178-193	185.5
<i>Makaira nigricans</i>	4	H	LPO	174-220	193.5

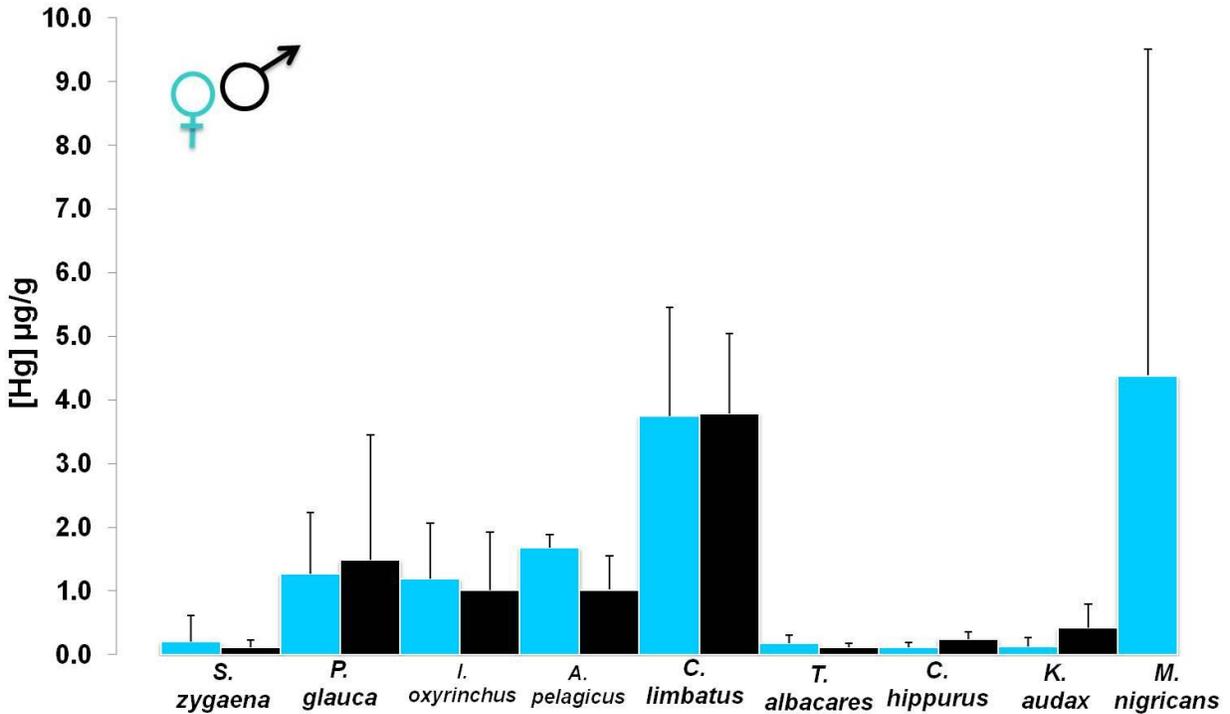


Fig. 23. Bioacumulación de mercurio ($\mu\text{g/g}$ Hg p. h.) de hembras y machos para cada especie de pelágico mayor capturado en la costa occidental de Baja California Sur, México.

En *S. zygaena* (Kruskal-Wallis $H= 0.01$, $p= 0.93$), *P. glauca* (Kruskal-Wallis $H= 0.40$, $p= 0.53$) e *I. oxyrinchus* (Kruskal-Wallis $H= 0.40$, $p= 0.54$) de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de mercurio para ambos sexos; sin embargo en *T. albacares* (Kruskal-Wallis: $H= 5.45$, $p= 0.02$) y en *C. hippurus* (Kruskal-Wallis: $H= 4.32$ $p =0.038$) se presentaron diferencias entre machos y hembras. Debido al bajo número de muestras para las otras especies de pelágicos mayores (*A. pelagicus*, *C. limbatus*, *K. audax*, *M. nigricans*), no se realizaron las pruebas de comparación por sexo.

g. Evaluación toxicológica

La tasa de ingesta tolerable de Hg (TIST) por consumo de cada uno de los depredadores se muestra en la Tabla 8. El CMS (Consumo Máximo a la Semana por Persona), de las especies que se puede consumir una mayor cantidad de carne, sin que represente un peligro para la salud, se encuentra el atún aleta amarilla (CMS= 2500g), dorado (CMS= 1750g) y el tiburón cornuda prieta (CMS= 2188g). En cuanto a las especies, cuyos valores de mercurio, sugieren un menor consumo de su carne son el tiburón puntas negras (*C. limbatus*) con 93 g y el marlín azul, *M. nigricans* con 80 g.

Tabla 8. Tasa de ingesta semanal tolerable de Hg ($\mu\text{g/g/semana}$) (TIST) en grupos de la población mexicana por consumo de músculo de los depredadores analizados en este estudio, que se capturan en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Especie	[Hg] promedio	Hombre (70 kg)	Mujer (60kg)	Niño (16kg)	Adulto (70kg)**	CMSP (g)
<i>S. zygaena</i>	0.16	336	297.6	32	280	2188
<i>P. glauca</i>	1.39	2919	2585.4	278	2432.5	252
<i>I. oxyrinchus</i>	1.11	2331	2064.6	222	1942.5	315
<i>A. pelagicus</i>	1.41	2961	2622.6	282	2467.5	248
<i>C. limbatus</i>	3.78	7938	7030.8	756	6615	93
<i>C. hippurus</i>	0.20	420	372	40	350	1750
<i>T. albacares</i>	0.14	294	260.4	28	245	2500
<i>K. audax</i>	1.06	2226	1971.6	212	1855	330
<i>M. nigricans</i>	4.38	9198	8146.8	876	7665	80

*Cálculo con base en el consumo nacional de 30 g de pescado a la semana para un hombre adulto, de acuerdo a la Comisión Nacional de Consumo de Productos Pesqueros en México

** Cálculo con base al consumo nacional promedio de 25 g de pescado a la semana para una persona adulta (CONAPESCA, 2006).

h. Biomagnificación a través de las presas

Entre las presas analizadas, los peces *Auxis* spp. ($0.20 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$ p. h.; N= 3), el cochito *Balistes polylepis* ($0.19 \mu\text{g/g}$ p. h.; N= 1), *Prionotus albirostris* ($0.19 \mu\text{g/g}$ p. h.; N= 1) y el calamar *Ancistrocheirus lesueurii* ($0.13 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$; N= 2) fueron las especies que presentaron la mayor bioacumulación de mercurio, por lo cual serían las presas que aportarían la mayor transferencia de mercurio hacia los depredadores analizados. Sin embargo, no todos los depredadores tienen a éstas especies como presas principales dentro de la dieta. En general, el grupo de presas presentaron valores bajos con respecto al de sus depredadores, incluso menores a lo establecido por la EPA (Environmental Protection Agency) para especies no carnívoras (aproximadamente $0.3 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.).

Los calamares *Thysanoteuthis rombus* ($0.01 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 1), *Onychoteuthis banksii* ($0.02 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 1), *Sthenoteuthis oualaniensis* ($0.04 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 1) y el calamar gigante *Dosidicus gigas* ($0.05 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 13) registraron niveles de mercurio muy bajos, en contraste con lo que se esperaba de este grupo. Uno de los componentes principales en la dieta de los depredadores, es la langostilla, *Pleuroncodes planipes*, la cual bioacumuló $0.04 \mu\text{g/g}$ Hg p. h. (N= 3) Dentro de este margen estuvieron, el tamboril oceánico, *Lagocephalus lagocephalus* ($0.02 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 1), *Vinciguerria lucetia* ($0.04 \mu\text{g/g}$ Hg p. h.; N= 1), la sardina monterrey, *Sardinops caeruleus* ($0.04 \mu\text{g/g}$ Hg p. h., N= 1), la macarela *Scomber japonicus* ($0.08 \mu\text{g/g}$ Hg p. h. N= 1) y *Selar crumenophthalmus* ($0.05 \mu\text{g/g}$ Hg p. h., N= 1) (Fig. 24).

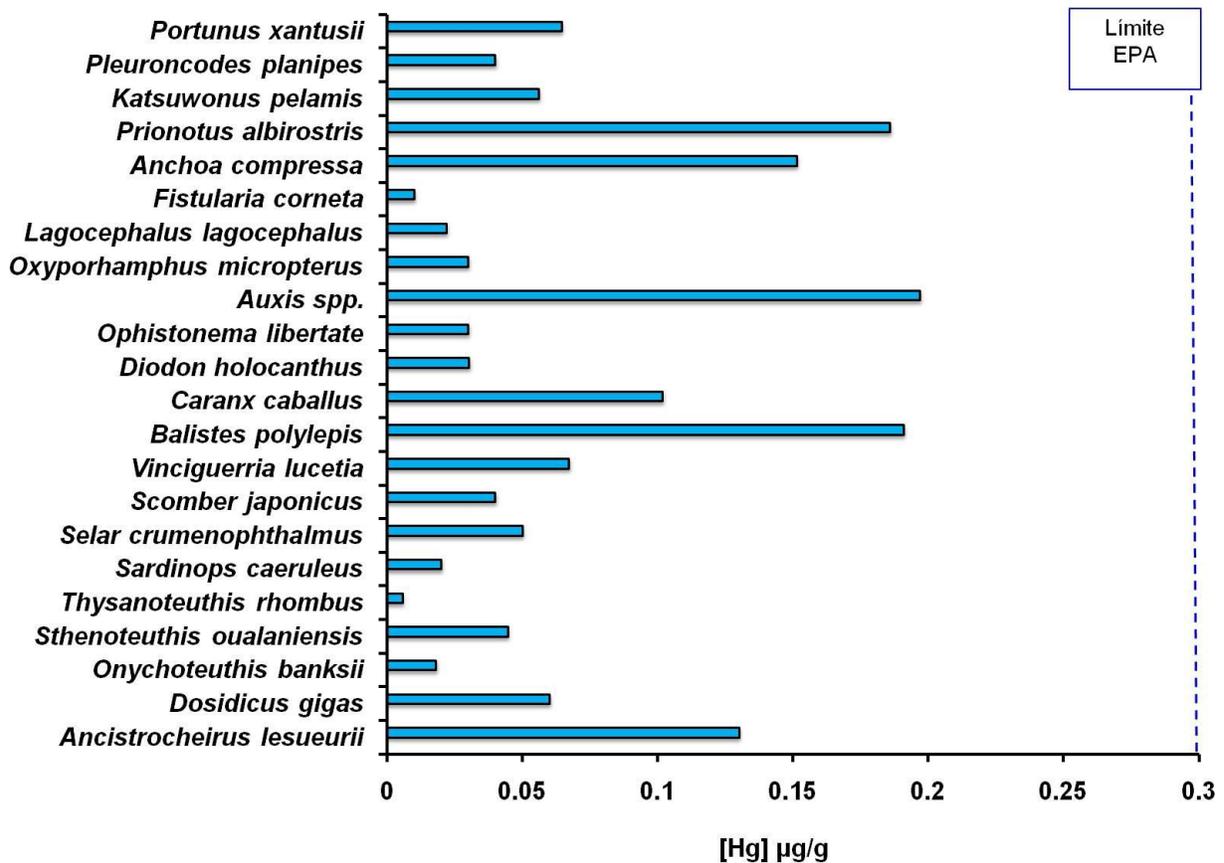
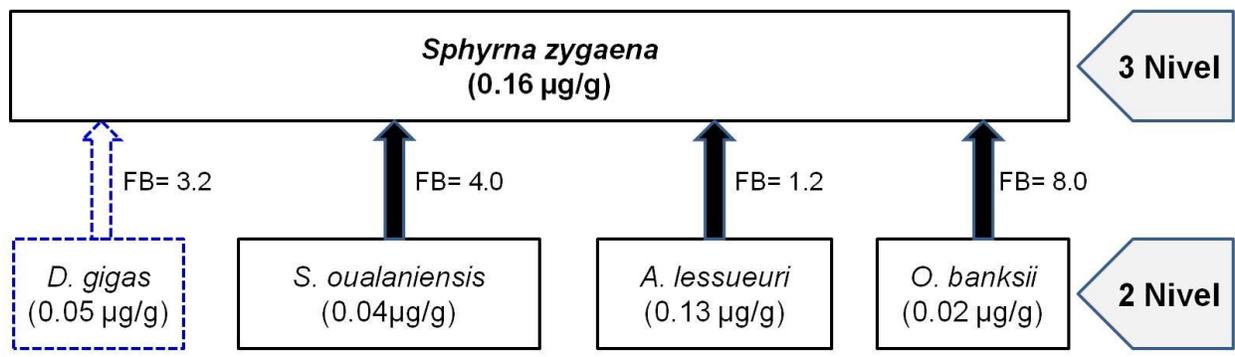


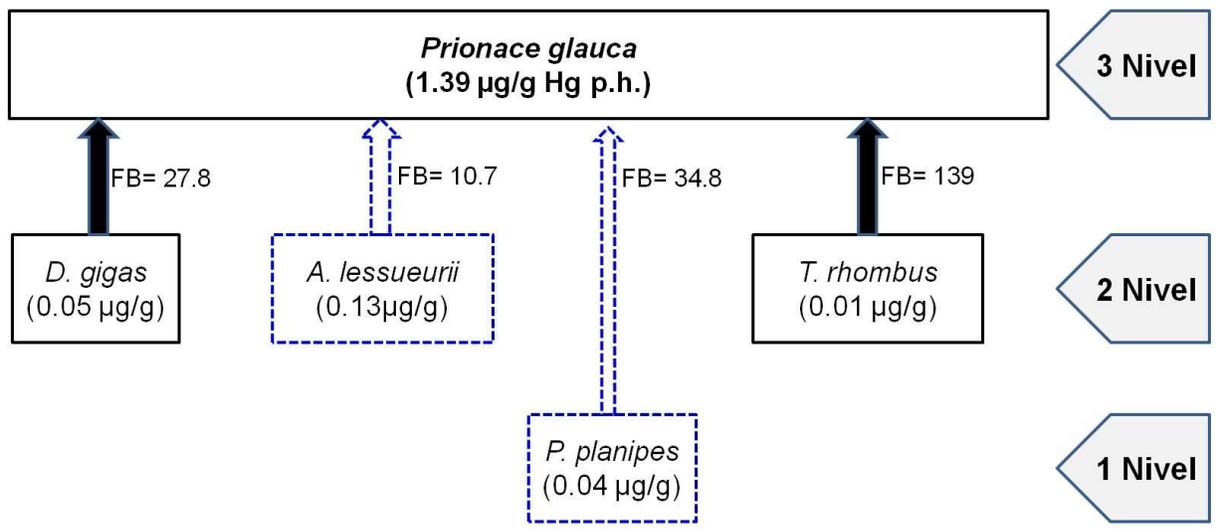
Fig. 24.- Bioacumulación de mercurio en músculo de las especies presa principales de los peces pelágicos mayores capturados en Baja California Sur, México.

Para la cornuda prieta, *S. zygaena*, el calamar gigante *D. gigas* constituye más del 50% de su dieta. Sin embargo, la especie presa que le estaría aportando individualmente la mayor concentración de mercurio sería el calamar, *A. lessueuri* con un factor de biomagnificación (FB) cercano a 1 (FB= 1.2) (Fig. 25). Asimismo, para el tiburón azul, *P. glauca*, ésta misma especie, la cual es una de las dos presas principales en su dieta, sería la de mayor biomagnificación (FB= 10.7). Otra presa importante en su dieta es *P. planipes*, aunque de acuerdo al FB, sería la de menos aportación de mercurio (Fig. 26).



--- Presa que representa más del 50% en la dieta del depredador

Fig. 25. Representación de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón cornuda prieta *S. zygaena* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).



--- Presa que representa más del 70% en la dieta del depredador

Fig. 26. Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón azul *P. glauca* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

En *I. oxyrinchus*, la especie presa que se biomagnificaría es *Prionotus albirostris*, la cual es la presa más importante dentro de la dieta de este depredador, con más del 70% de importancia. El factor de biomagnificación de esta presa fue de 5.8, seguido por el calamar *A. lessueuri* (FB= 8.5), la macarela *S. japonicus* (FB= 13.9), *D. gigas* (FB= 22.2). La langostilla, *P. planipes* sería la especie presa con menor biomagnificación (FB= 27.7) (Fig. 27).

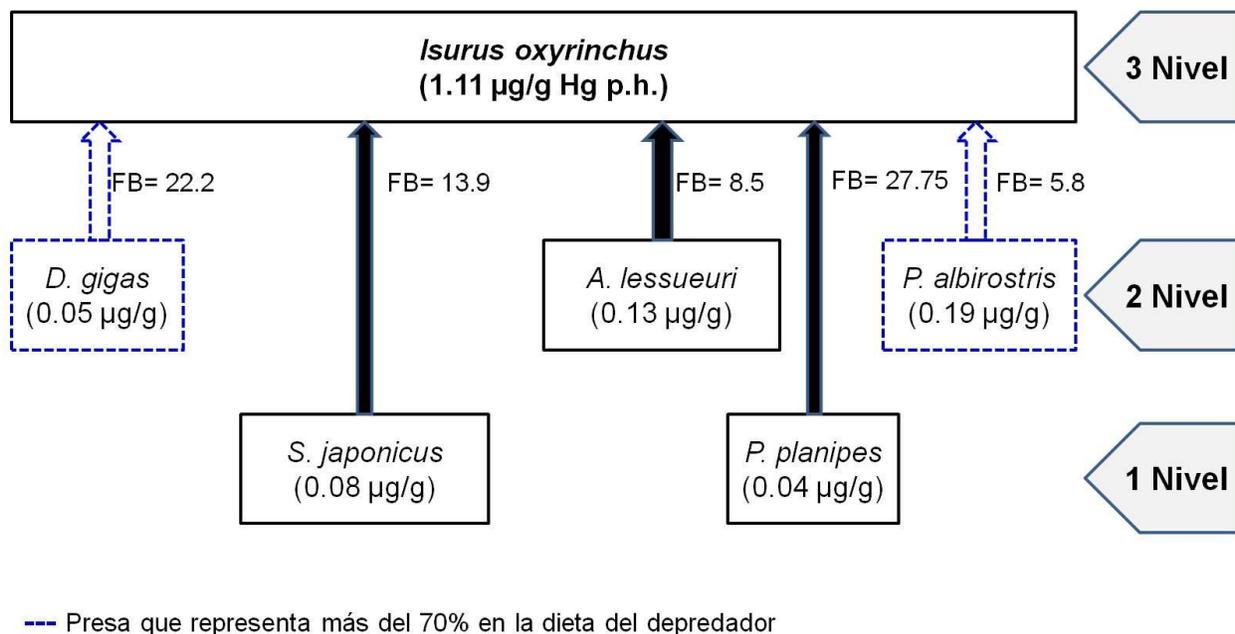


Fig. 27. Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del tiburón mako *I. oxyrinchus* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

En el tiburón zorro, *A. pelagicus*, los factores que se encontraron de biomagnificación fueron de 7.05 para *Auxis* spp., seguido de los calamares, *D. gigas* (FB= 28.2) y *S. oualaniensis* (FB= 35.3). Para esta especie de tiburón, no se pudo obtener una de las presas principales que corresponde al pez linterna, *Benthoosema panamense*, sin embargo, se tiene al calamar gigante, *D. gigas* que representa el 54% de la dieta del tiburón (Fig. 28).

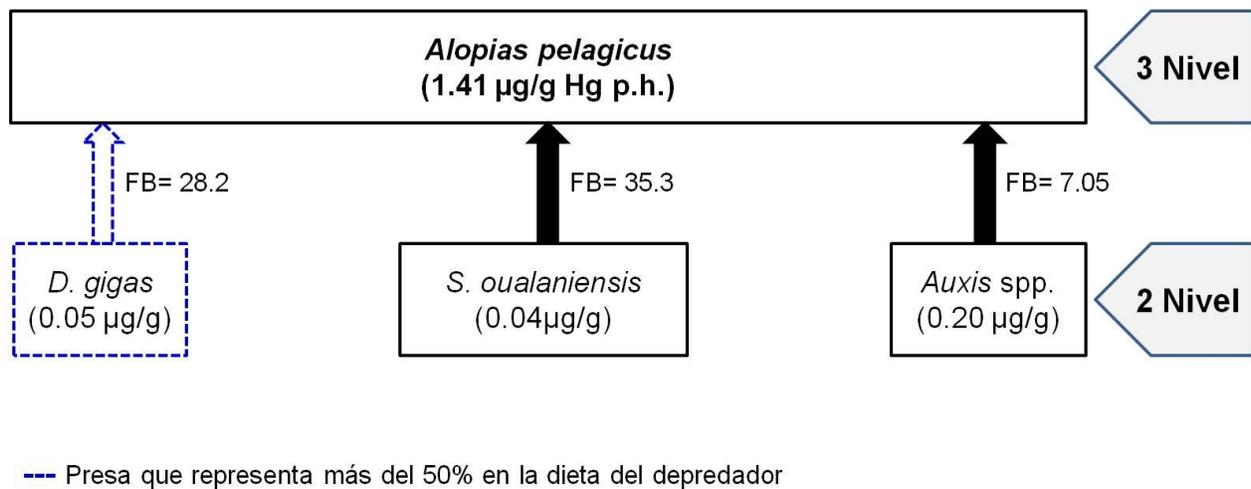


Fig. 28. Representación de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del tiburón zorro *A. pelagicus* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

En el caso del tiburón puntas negras, *C. limbatus*, no existe un trabajo sobre sus hábitos alimenticios realizado para la costa occidental de Baja California Sur, por lo que se consideró a especies presa congéneres en nuestra área de estudio, derivado de algunos trabajos realizados sobre el espectro trófico de este tiburón para otras áreas, como el trabajo de Barry (2002) y Tavares (2008). De tal manera, que el carángido, *Caranx caballus* (FB= 37.8) fue la especie que se biomagnificaría más que las sardinas *S. caeruleus* (FB= 95.5) y *O. libertate* (FB= 126) (Fig. 29).

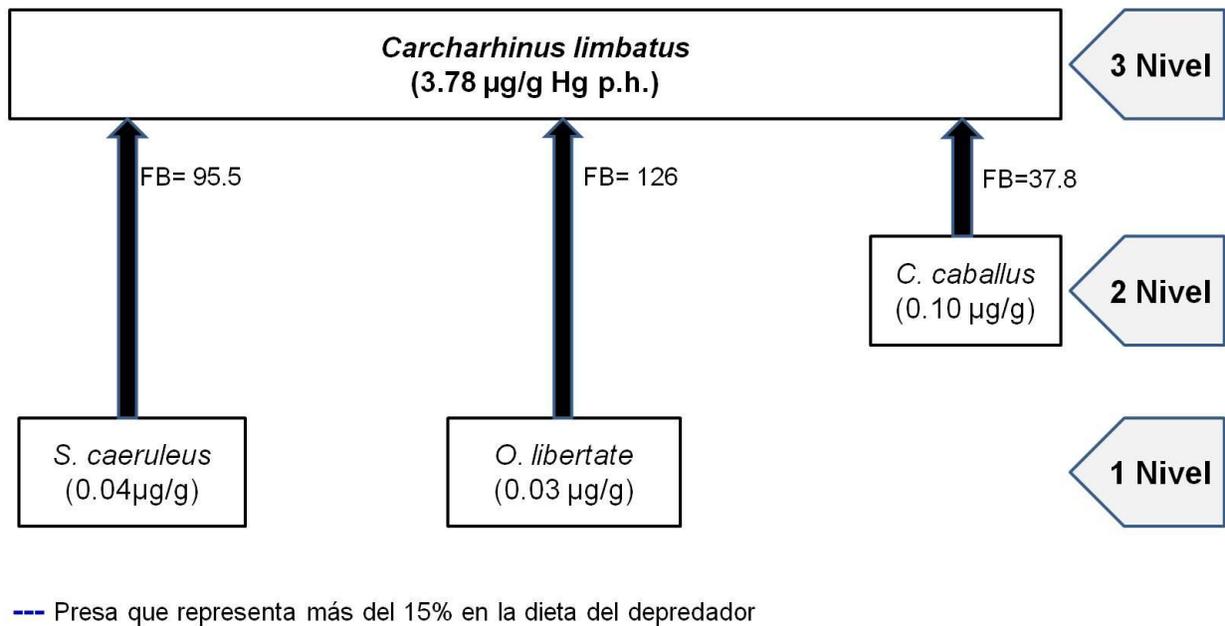


Fig. 29. Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del tiburón puntas negras *C. limbatus* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles tróficos de acuerdo a Olson & Watters (2003).

La bioacumulación de mercurio en músculo del atún aleta amarilla, *T. albacares* y de sus presas fue baja (<0.3). La especie presa con mayor concentración de mercurio y que se biomagnificaría mayormente sería el cangrejo *Portunus xantusii* (FB= 2.3) y el calamar *D. gigas* (FB= 2.8), sin embargo, sus valores de concentración de mercurio fueron de 0.06 µg/g p. h. y 0.05 µg/g (p. h.). Otros factores de bioacumulación para otras presas de importancia fueron de 3.5 para *S. oualaniensis*, *P. planipes* y *V. lucetia*, seguidos por *L. lagocephalus* (FB= 7.0) y el calamar diamante *Thysanoteuthis rombus* (FB= 14.0) (Fig. 30).

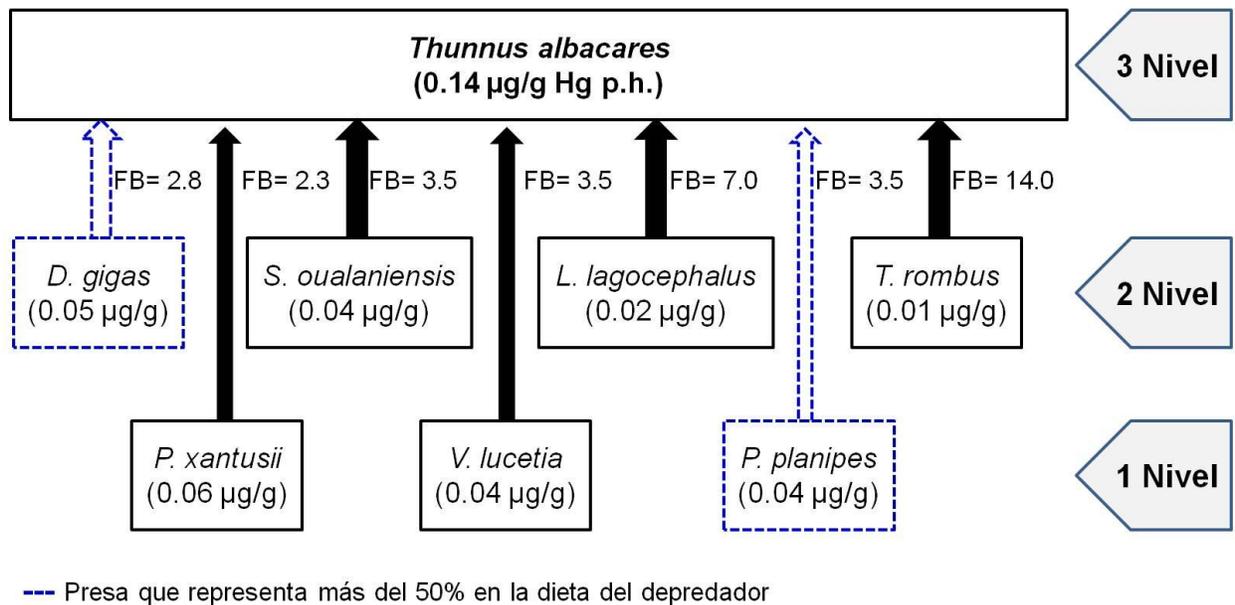


Fig. 30. Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del atún aleta amarilla *T. albacares* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

En el marlín rayado, *K. audax*, la mayor transferencia de mercurio hacia el depredador sería a través de *B. polylepis* con un factor de biomagnificación de 1.7 y una bioacumulación de 0.19 $\mu\text{g/g}$ Hg p. h., aunque la presa más importante en la dieta es la macarela, *S. japonicus*, ésta obtuvo un FB de 4.0, *S. crumenophthalmus* registró un FB de 3.6, mientras *D. gigas*, *P. planipes*, *O. libertate* y *F. corneta* obtuvieron un FB de 6.4, 8.0, 10.7 y 32 respectivamente (Fig. 31).

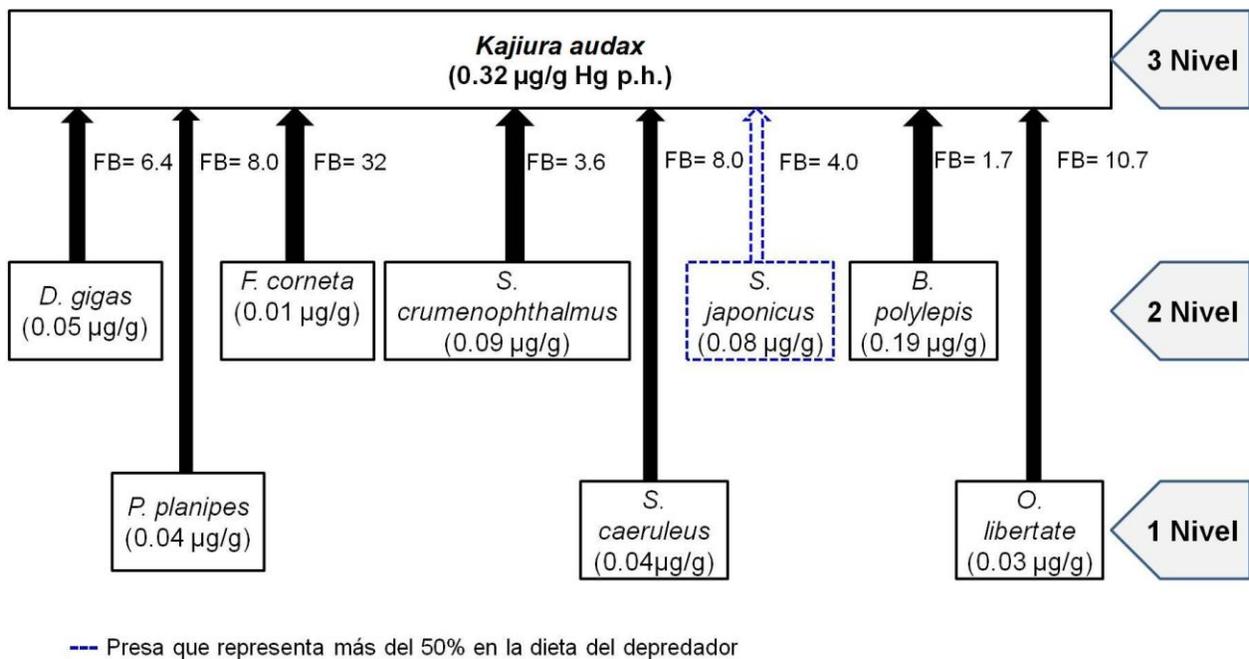


Fig. 31. Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia del marlín rayado *K. audax* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

Para el marlín azul, *M. nigricans*, la presa que aporta más del 90% de la dieta (*Auxis* spp.), es la especie que se estaría biomagnificando en el depredador con un FB de 21.9, este mismo valor lo obtuvo *S. crumenophthalmus*, mientras que *B. polylepis* y *D. gigas* obtuvieron un FB de 21.9 y 87.6, respectivamente (Fig. 32).

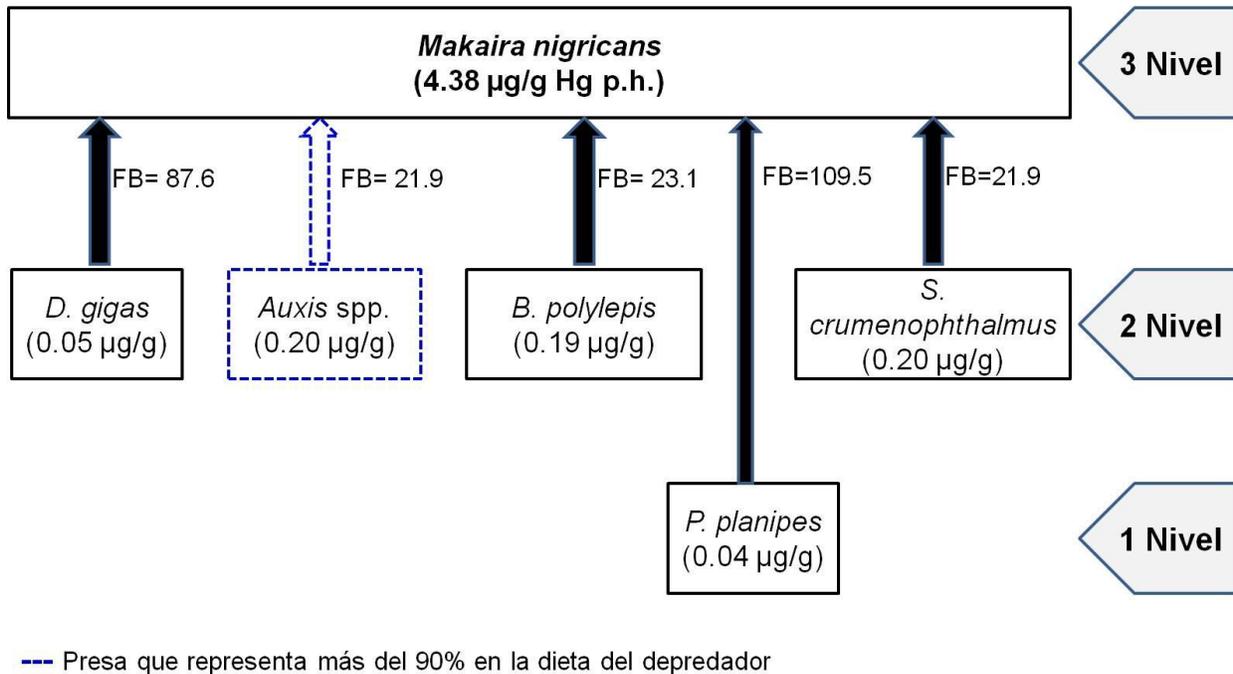


Fig. 32. Representación de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del marlín azul *M. nigricans* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

El dorado, *C. hippurus* se alimenta preferentemente de langostilla, *P. planipes*, la cual constituye más del 70% de importancia relativa de su dieta, no obstante, esta especie registró una baja concentración de mercurio (0.04 µg/g), y un FB de 5.8. El cochito, *B. polylepis* es la especie presa del dorado con la mayor bioacumulación de mercurio (0.19 µg/g), y la que se estaría biomagnificando mayormente (FB= 1.21). Otras especies importantes en la dieta son *A. lessueurii* (FB= 1.8), *S. crumenophthalmus* (FB= 2.6), *D. gigas* (FB= 4.6), *P. planipes* (FB= 5.8) y *L. lagocephalus* (FB= 11.5) (Fig. 33).

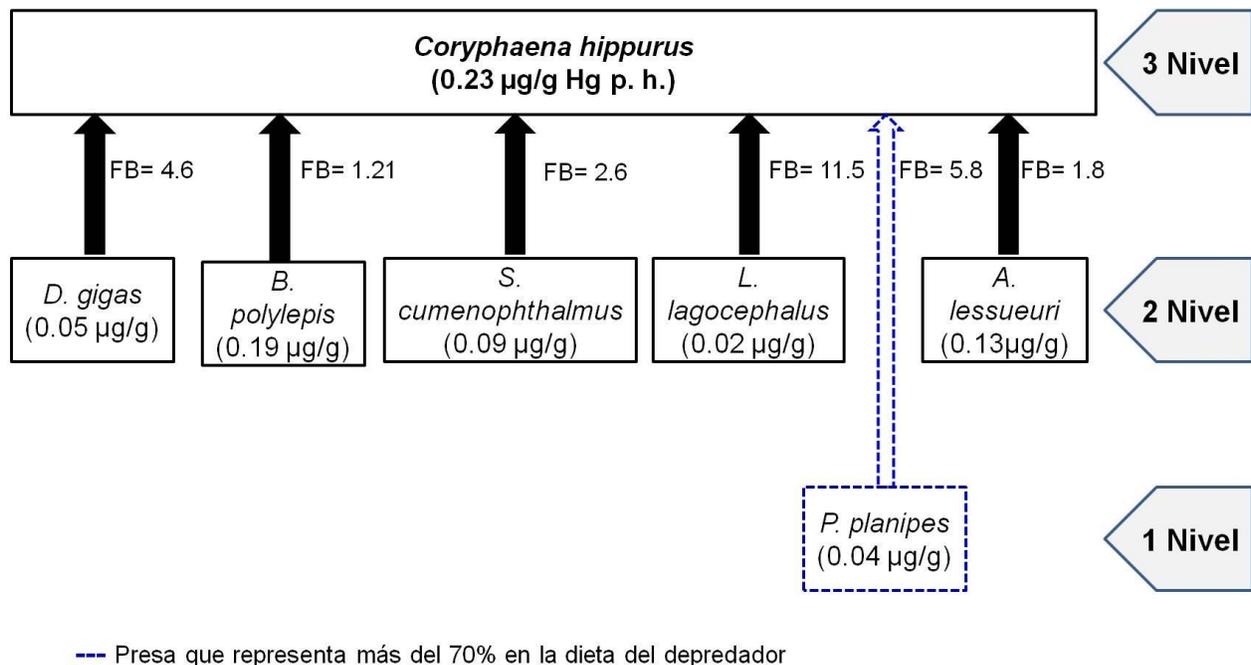


Fig. 33. Esquema de la biomagnificación de mercurio en la red trófica del dorado *C. hippurus* capturado en la costa occidental de Baja California Sur. Niveles trófico de acuerdo a Olson & Watters (2003).

i. Bioacumulación de selenio en músculo

Los niveles promedio de selenio en las especies de pelágicos mayores en *I. oxyrinchus* ($0.34 \pm 0.33 \mu\text{g/g Se p. h.}$), *P. glauca* ($0.10 \pm 0.05 \mu\text{g/g Se p. h.}$), *A. pelagicus* ($0.17 \pm 0.03 \mu\text{g/g Se p. h.}$), *C. limbatus* ($0.37 \pm 0.51 \mu\text{g/g Se p. h.}$) y *M. nigricans* ($0.29 \pm 0.08 \mu\text{g/g Se p. h.}$) fueron menores que los niveles registrados de mercurio, mientras que en *T. albacares* ($0.50 \pm 0.20 \mu\text{g/g Se p. h.}$), *K. audax* ($0.22 \pm 0.04 \mu\text{g/g Se p. h.}$), *C. hippurus* ($0.25 \pm 0.12 \mu\text{g/g Se p. h.}$) y el tiburón *S. zygaena* ($0.34 \pm 0.33 \mu\text{g/g Se p. h.}$), la bioacumulación de selenio fue mayor que el mercurio (Fig. 34, Tabla 9).

Tabla 9. Bioacumulación de selenio en tejido muscular de las especies de pelágicos mayores capturados en la costa occidental de BCS, México.

Especie	N	Rango de las concentraciones de Se ($\mu\text{g/g}$)	Se
<i>S. zygaena</i>	37	0.11-1.63	0.34
<i>P. glauca</i>	38	0.02-0.20	0.10
<i>I. oxyrinchus</i>	26	0.05-0.22	0.14
<i>A. pelagicus</i>	5	0.15-0.21	0.17
<i>C. limbatus</i>	8	0.67-6.06	1.52
<i>C. hippurus</i>	11	0.16-0.5	0.25
<i>T. albacares</i>	68	0.20-1.01	0.5
<i>T. audax</i>	6	0.17-0.28	0.22
<i>M. nigricans</i>	4	0.19-10.36	0.29

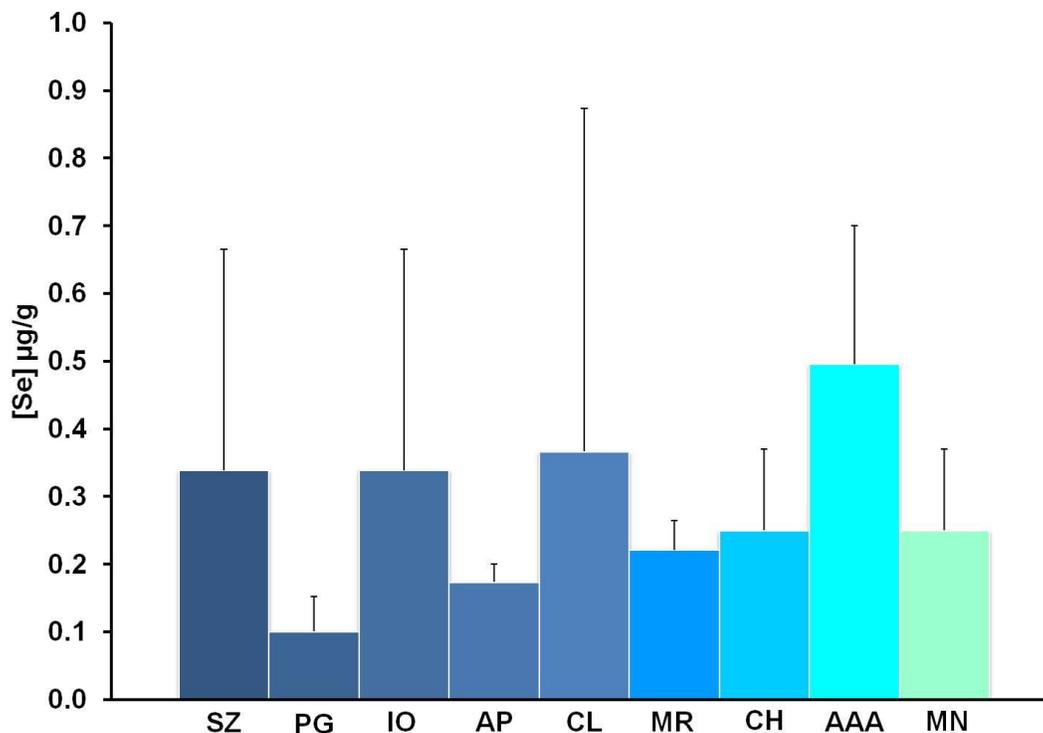


Fig. 34. Bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g}$ Se p. h.) en los pelágicos mayores capturados en Baja California Sur. SZ= *S. zygaena*, PG= *P. glauca*, IO= *I. oxyrinchus*, AP= *A. pelagicus*, CL= *C. limbatus*, MR= *K. audax*, CH= *C. hippurus*, AAA= *T. albacares*, MN= *M. nigricans*.

j. Bioacumulación de selenio en aletas

Sphyrna zygaena presentó el valor promedio más alto de selenio en aletas con $0.35 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ Se p. h., seguido por *P. glauca* ($0.21 \pm 0.13 \mu\text{g/g}$ Se p. h.) y *C. limbatus* ($0.17 \pm 0.13 \mu\text{g/g}$ Se p. h.), mientras *A. pelagicus* e *I. oxyrinchus* registraron concentraciones bajas con $0.05 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$ Se p. h y $0.08 \pm 0.09 \mu\text{g/g}$ Se p. h. respectivamente (Tabla 10).

Tabla 10. Concentraciones de selenio en aletas de las especies de tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.

Especie	N	Intervalo [Se]	Promedio [Se]
<i>S. zygaena</i>	15	0.13-0.56	0.35
<i>P. glauca</i>	33	0.01-0.48	0.21
<i>I. oxyrinchus</i>	24	0.01-0.30	0.08
<i>A. pelagicus</i>	5	0.02-0.07	0.05
<i>C. limbatus</i>	8	0.04-0.38	0.17

En general, los valores de selenio en aleta fueron bajos para todas las especies, aunque ligeramente mayores respecto al mercurio encontrado en la fibra cartilaginosa de las aletas (Fig. 35).

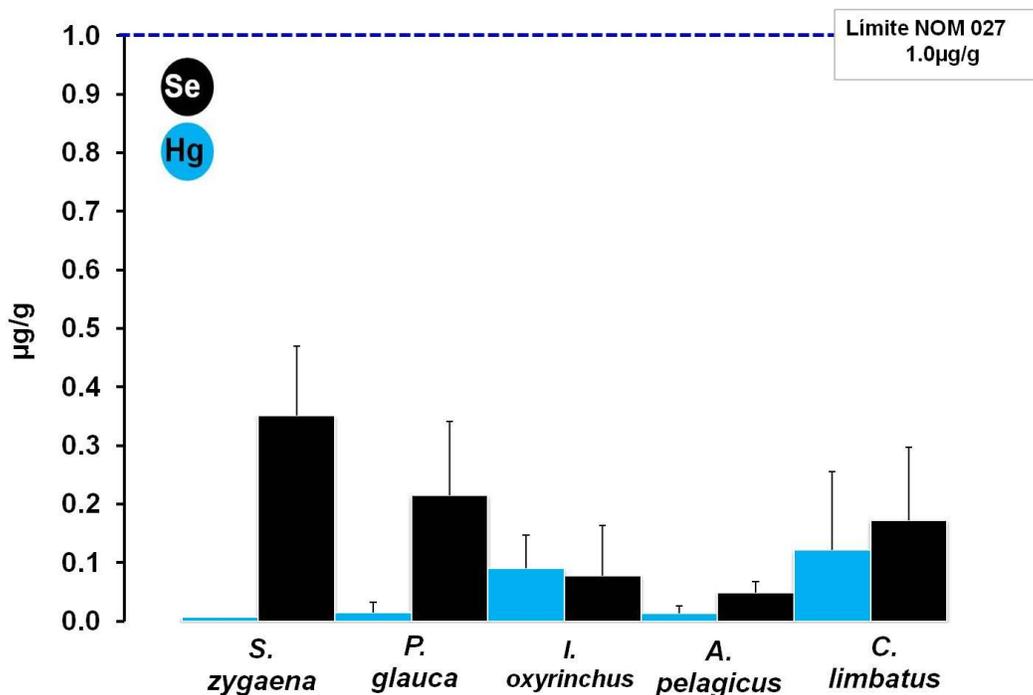


Fig. 35. Bioacumulación de mercurio y selenio ($\mu\text{g/g p. h.}$) en las fibras cartilaginosas (ceratotriquia) de las aletas de los tiburones capturados en la costa occidental de Baja California Sur.

k. Correlación entre la concentración de selenio y longitud de los organismos

Al igual que en los resultados con mercurio, el selenio presentó una correlación baja y no significativa con respecto a las longitudes de los tiburones: *C. limbatus* ($R_s= 0.381$, $p= 0.352$), *I. oxyrinchus* ($R_s= 0.041$, $p= 0.84$), *A. pelagicus* ($R_s= 0.001$, $p= 0.91$) y *P. glauca* ($R_s= 0.041$, $p= 0.842$). No obstante para *S. zygaena* la correlación fue mayor y positivamente significativa ($R_s= 0.593$, $p< 0.05$) (Fig. 36). Tanto en *K. audax* ($R_s= -0.58$, $p<0.05$) como en *T. albacares* ($R_s= -0.26$ $p= 0.033$) se presentó una correlación negativa pero significativa, mientras en *C. hippurus* y *M. nigricans* las correlaciones fueron negativas pero sin significancia ($R_s= -0.24$, $p= 0.48$ y $R_s= -0.80$, $p= 0.20$ respectivamente) (Fig. 37).

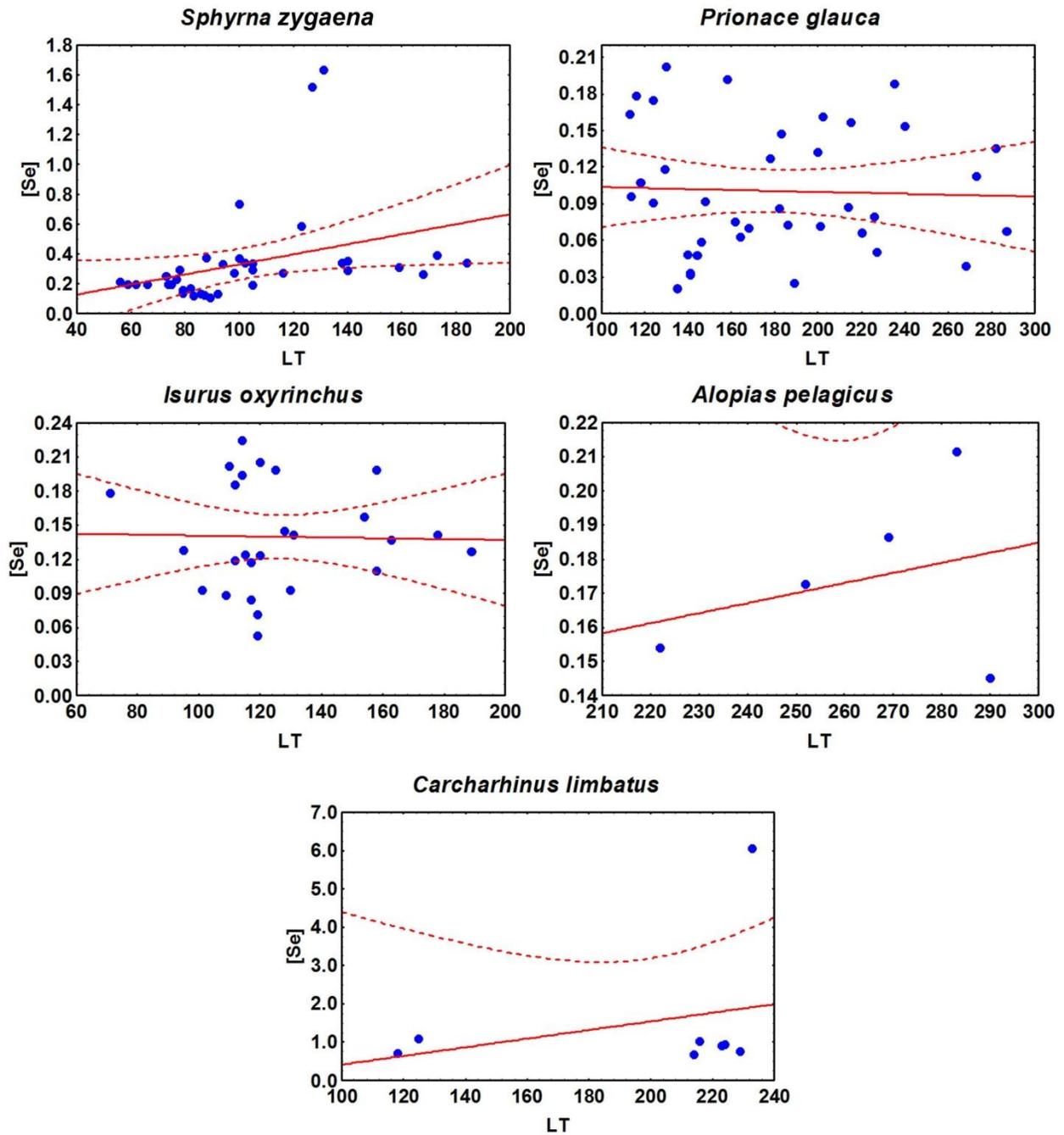


Fig. 36. Correlaciones entre la longitud total (cm) y la bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g}$ Se p. h.) en tiburones capturados en la costa occidental de B. C. S.

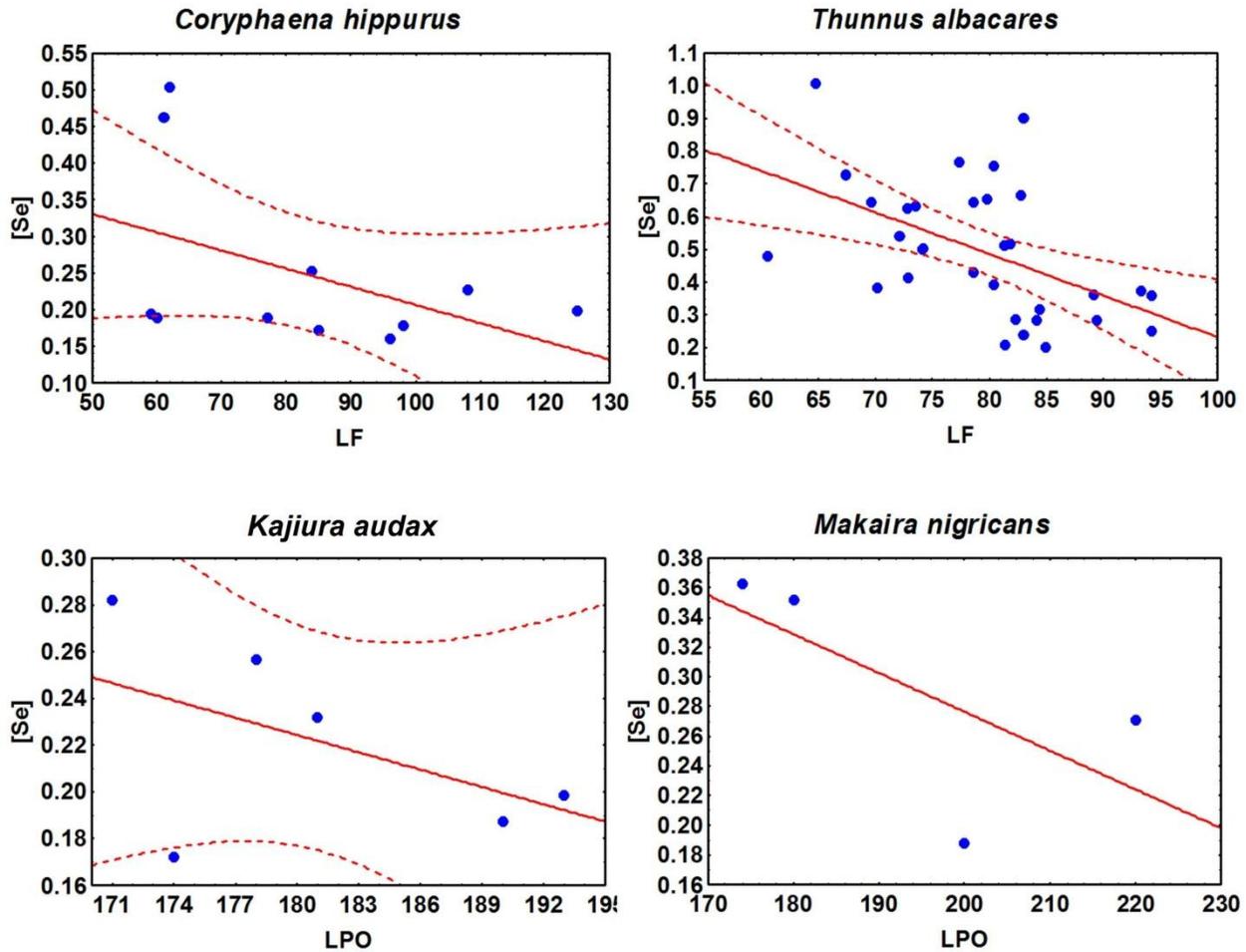


Fig. 37. Correlaciones entre la longitud furcal y postorbital (cm) y la bioacumulación de selenio ($\mu\text{g/g Se p. h.}$) en peces afines a la pesca deportiva en la costa occidental de B. C. S.

Para el tiburón azul, los machos juveniles ($< 180\text{cm LT}$) y adultos ($\geq 180\text{cm LT}$), tuvieron un promedio de selenio de $0.10 \pm 0.05 \mu\text{g/g p.h.}$ y $0.12 \pm 0.05 \mu\text{g/g p.h.}$ respectivamente. Las hembras juveniles ($< 200\text{cm LT}$) bioacumulaban un promedio de $0.11 \pm 0.07 \mu\text{g/g Se p.h.}$, mientras para las adultas ($\geq 200\text{cm LT}$) fue de $0.08 \pm 0.04 \mu\text{g/g Se p.h.}$ (Fig. 38). En general, para los juveniles de los tiburones azules, el nivel promedio de selenio fue $0.10 \pm 0.06 \mu\text{g/g p.h.}$ y los machos de $0.10 \pm 0.05 \mu\text{g/g p.h.}$ (Fig. 39).

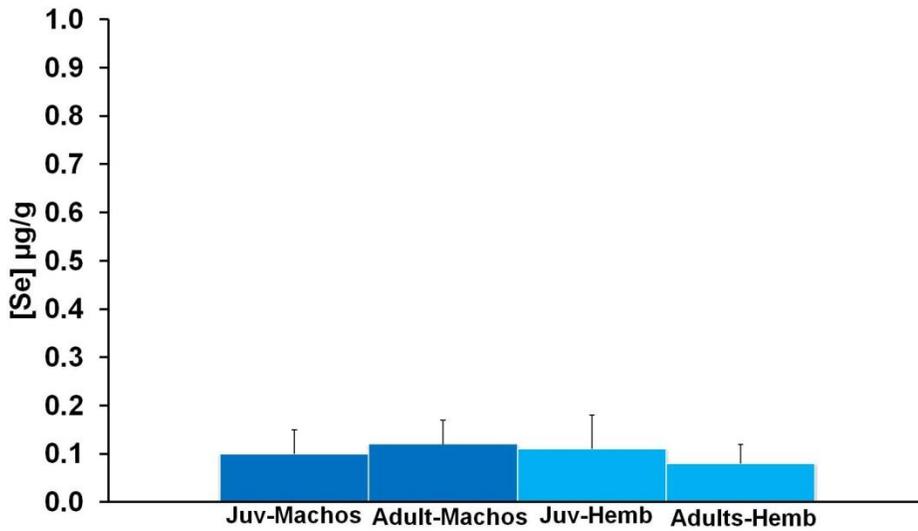


Fig. 38. Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de tiburón azul, *P. glauca* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

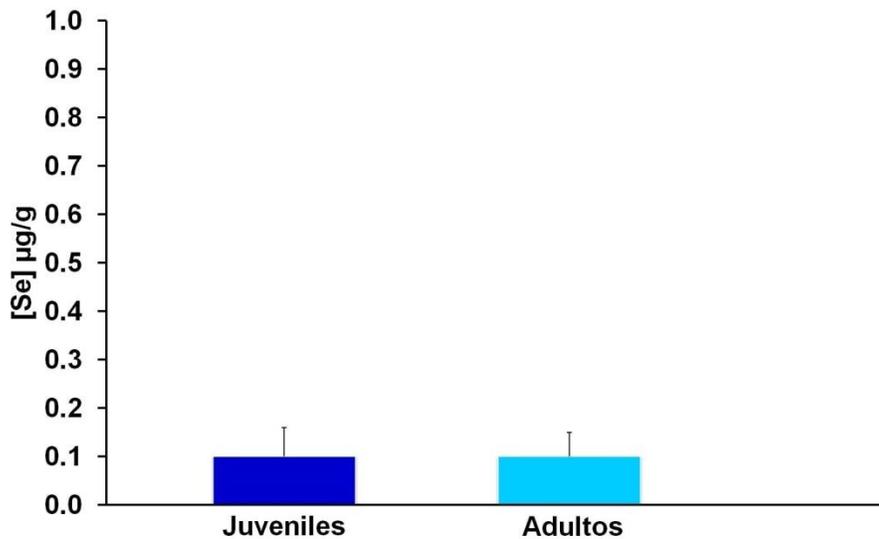


Fig. 39. Bioacumulación promedio de selenio en juveniles y adultos de los ejemplares de tiburón azul, *P. glauca* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el tiburón mako, solo se obtuvieron organismos juveniles (≤ 290 cm LT). En las hembras juveniles se obtuvo una concentración de selenio promedio de 0.14 ± 0.05 $\mu\text{g/g}$ p.h., siendo similar al promedio de los machos juveniles (0.14 ± 0.04 $\mu\text{g/g}$ p.h.) (Fig. 40).

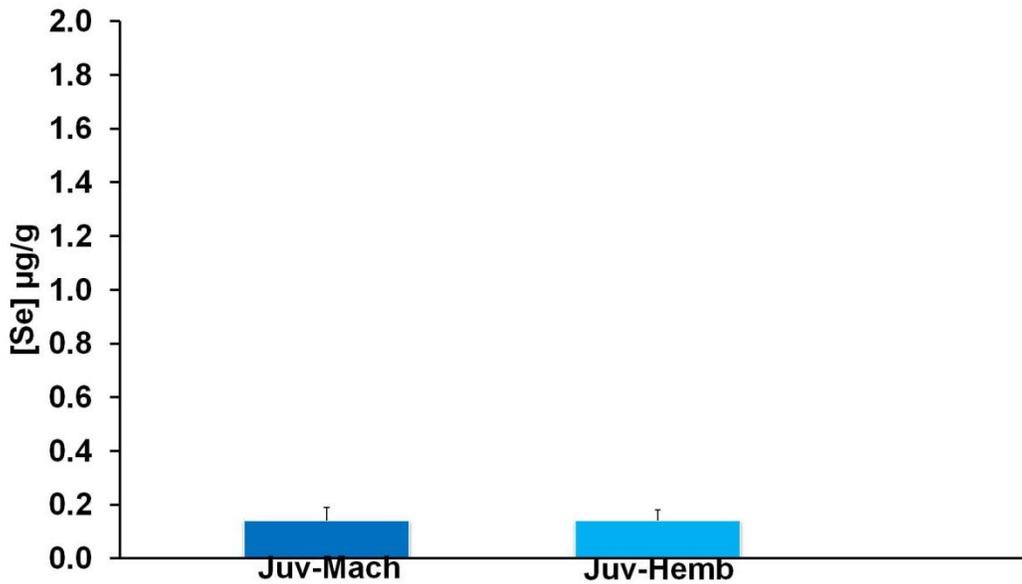


Fig. 40. Niveles promedio de selenio en las categorías de machos (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de tiburón mako, *I. oxyrinchus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México

Los adultos (≥ 145 cm LT) de *C. limbatus* bioacumulaban ligeramente una mayor concentración de selenio que los juveniles (≥ 156 cm LT), con 1.72 ± 2.13 $\mu\text{g/g}$ p.h. y 0.90 ± 0.27 $\mu\text{g/g}$ p.h., respectivamente (Fig. 41). Mientras para *A. pelagicus*, solo se obtuvieron adultos, por sexos bioacumulaban niveles similares con 0.18 ± 0.04 $\mu\text{g/g}$ p.h. para machos y 0.17 ± 0.02 $\mu\text{g/g}$ p.h. (Fig. 42).

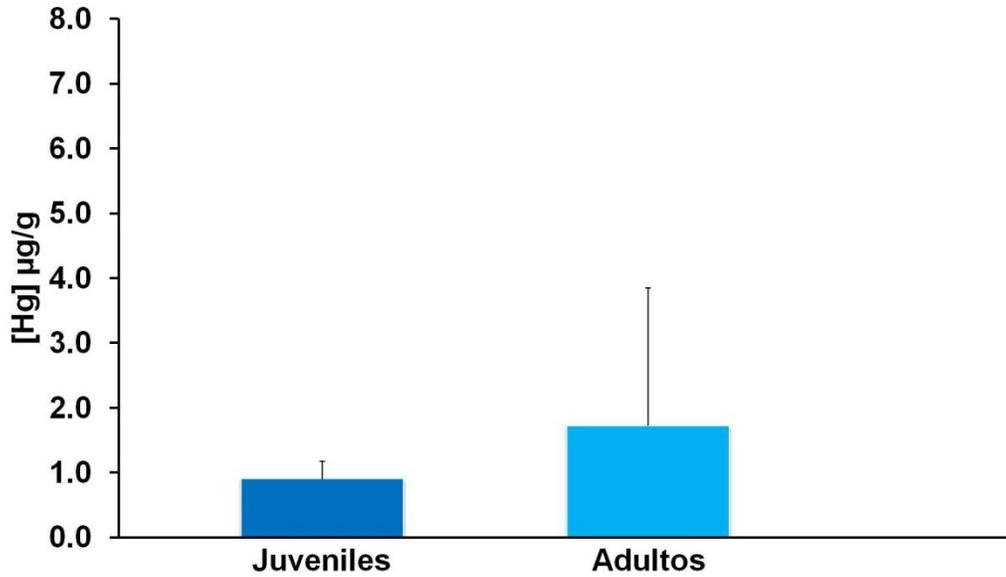


Fig. 41. Niveles promedio de selenio en las categorías de adultos (machos) y juveniles (hembras) de los ejemplares de tiburón puntas negras, *C. limbatus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

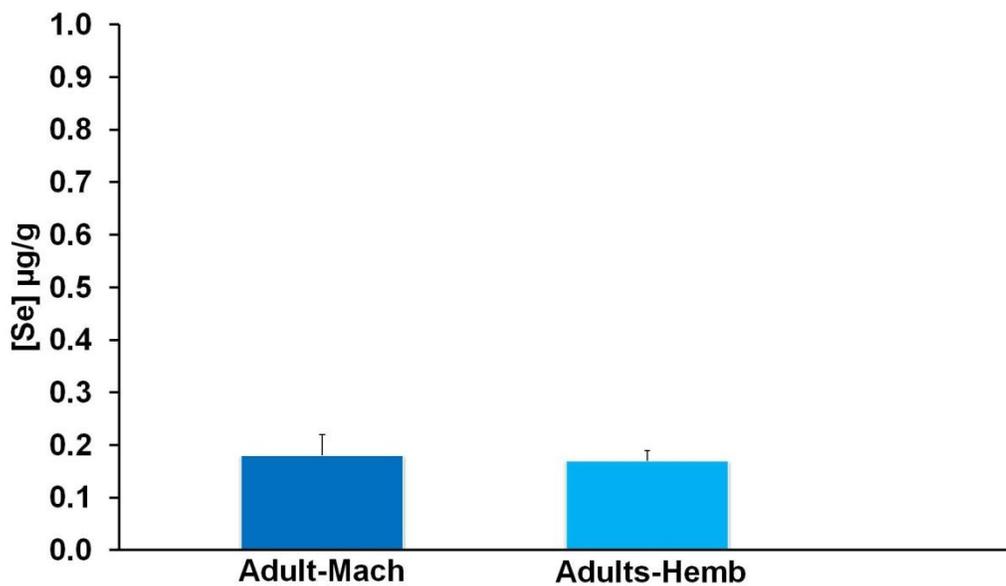


Fig. 42. Niveles promedio de selenio en las categorías de machos adultos (Adult-Mach) y hembras adultas (Adul-Hemb) de los ejemplares de tiburón zorro, *A. pelagicus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Los juveniles para hembras (≤ 230 cm LT) y machos (≤ 210 cm LT) de *S. zygaena* bioacumularon un promedio de selenio de 0.32 ± 0.32 $\mu\text{g/g}$ p.h. y 0.36 ± 0.34 $\mu\text{g/g}$ Se p.h. (Fig. 43).

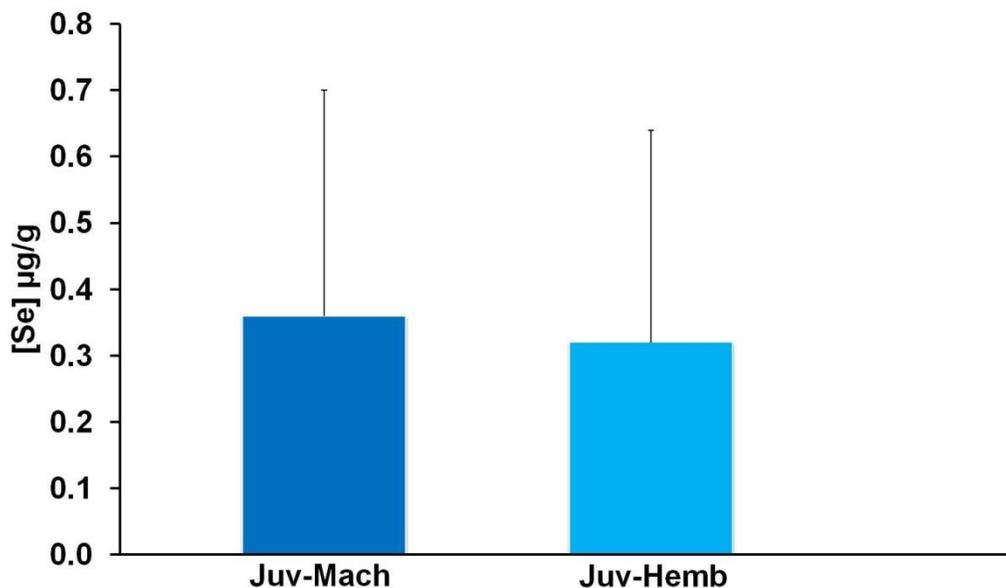


Fig. 43. Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) de los ejemplares de cornuda barrosa, *S. zygaena* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el AAA, *T. albacares*, los juveniles (< 849 cm LT) y adultos (≥ 850 cm LT) obtuvieron niveles de selenio de 0.53 ± 0.21 $\mu\text{g/g}$ p.h. para juveniles y 0.33 ± 0.06 $\mu\text{g/g}$ p.h. para adultos (Fig. 44). Asimismo, al separar por categorías de machos juveniles y adultos y hembras juveniles y adultas, se obtuvieron valores similares para los juveniles de ambos sexos con concentraciones promedio de selenio de 0.51 ± 0.21 $\mu\text{g/g}$ p.h. para machos y 0.58 ± 0.19 $\mu\text{g/g}$ p.h. para hembras (Fig 45). Asimismo, valores

similares registraron los adultos de ambas categorías ($0.36 \mu\text{g/g}$ p.h. y $0.30 \pm 0.25 \mu\text{g/g}$ p.h. para machos y hembras respectivamente).

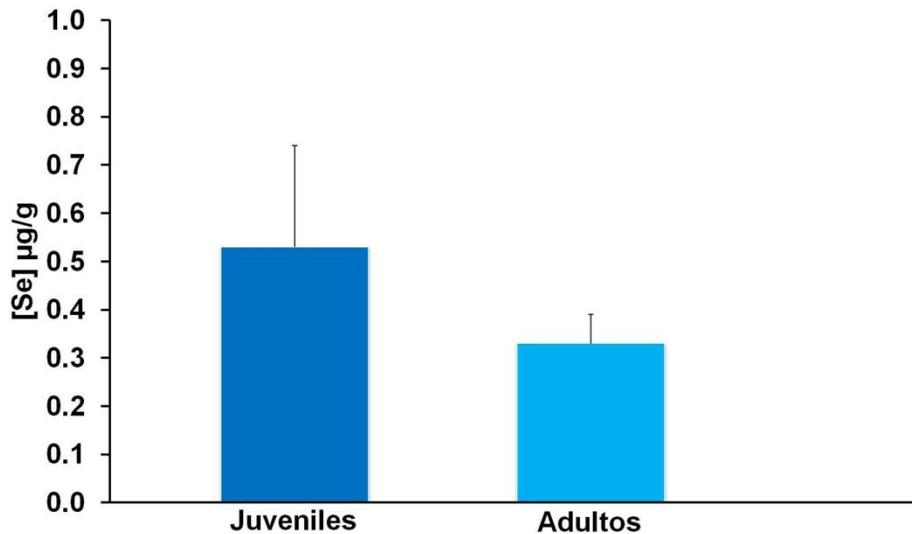


Fig. 44. Niveles promedio de selenio en las categorías de juveniles y adultos de los ejemplares de atún aleta amarilla, *T. albacares* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

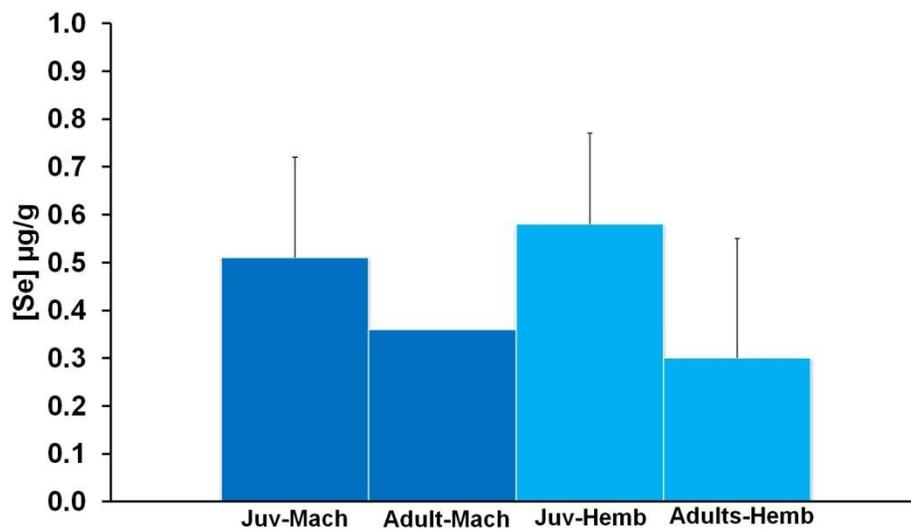


Fig. 45. Niveles promedio de selenio en las categorías de machos juveniles (Juv-Mach) y adultos (Adult-Mach) y hembras juveniles (Juv-Hemb) y adultas (Adult-Hemb) de los ejemplares de atún aleta amarilla, *T. albacares* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

Para el dorado, *C. hippurus*, los juveniles (≤ 66 cm LF) obtuvieron un promedio de selenio de $0.19 \mu\text{g/g}$ p.h., similar al de los machos adultos (≥ 66 cm LT) con $0.19 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ sobre peso húmedo (Fig. 46).

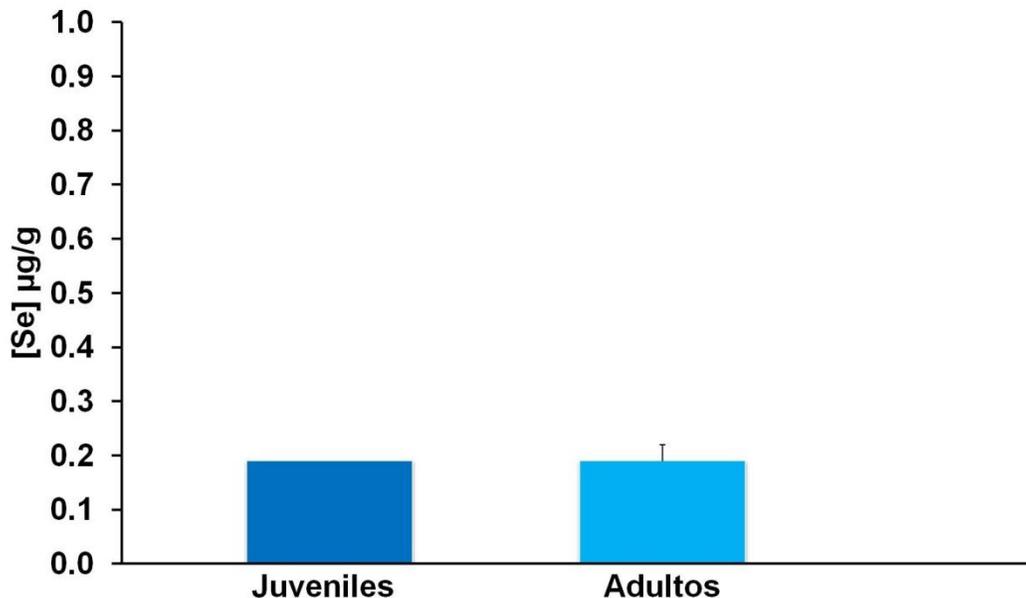


Fig. 46. Niveles promedio de mercurio en las categorías de juveniles y adultos en el dorado, *C. hippurus* capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

I. Proporción Molar (PM)- Mercurio:Selenio (Hg:Se)

Para que el selenio pueda neutralizar la toxicidad del mercurio, la proporción debe ser 1:1, ya que concentraciones mayores del selenio, también puede ser peligrosa para el organismo. La relación de selenio y el mercurio para cada especie de tiburón no presentaron dicha proporcionalidad. En *T. albacares* (PM=1:9.1), *S. zygaena* (PM= 1:5.4), *C. hippurus* (PM= 1:2.2) y *K. audax* (PM= 1:1.7) se presentó una mayor

bioacumulación de selenio que de mercurio por lo que estas especies podrían estar obteniendo suficiente selenio para sus necesidades fisiológicas y para la desintoxicación de mercurio; sin embargo, no se conoce casos de intoxicación por un exceso de selenio en estos organismos marinos. En las especies de tiburones que presentaron la mayor acumulación de mercurio, se observó que la tendencia en cuanto al selenio fue menor, en *I. oxyrinchus* y *A. pelagicus* la proporción molar (PM) fue de 1:0.3 (Hg:Se); mientras que en *C. limbatus*, *P. glauca* y *M. nigricans* dicha proporción fue de 1:0.2 (Tabla 11).

Una comparación entre los niveles de mercurio y selenio se muestran en la Fig. 47a y b, donde en las especies con valores que sobrepasan los límites normativos establecidos, presentaron bajos niveles de selenio, mientras en las especies cuyos niveles están por debajo de estos niveles registraron altas concentraciones de este elemento.

Tabla 11. Proporción molar de las concentraciones de mercurio y selenio (Hg:Se) en músculo de las diferentes especies de peces pelágicos que se capturan en Baja California Sur, México.

Especie	μmol Hg/g	μmol Se/g	Hg:Se
<i>Coryphaena hippurus</i>	1.15	2.53	1:2.2
<i>Sphyrna zygaena</i>	0.80	4.31	1:5.4
<i>Prionace glauca</i>	6.93	1.27	1:0.2
<i>Isurus oxyrinchus</i>	5.53	1.77	1:0.3
<i>Alopias pelagicus</i>	7.03	2.15	1:0.3
<i>Carcharhinus limbatus</i>	18.84	4.69	1:0.2
<i>Thunnus albacares</i>	0.70	6.33	1:9.1
<i>Makaira nigricans</i>	21.84	3.67	1:0.2
<i>Kajjura audax</i>	1.60	2.79	1:1.7

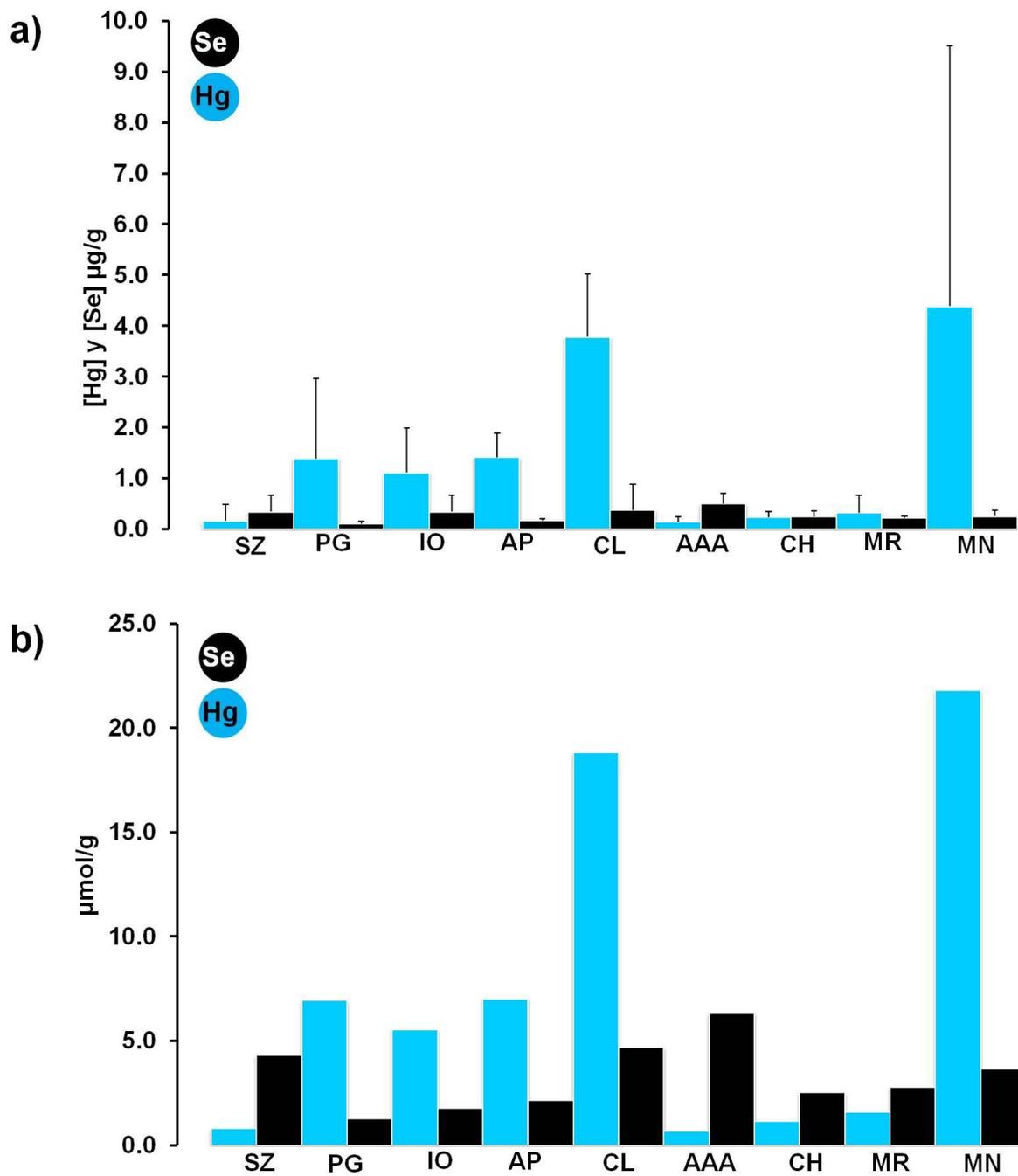


Fig. 47. Concentraciones promedio (a) y molares (b) de mercurio y selenio en tejido muscular de las especies de pelágicos mayores capturados en Baja California Sur, México.

9. DISCUSIÓN

Actualmente, varios países, entre ellos México, están implementando programas de investigación para establecer los límites de concentración de mercurio específicos para diferentes organismos, principalmente aquellas especies que son de importancia para el consumo humano, como los peces de pelágicos mayores, los cuales, se consideran depredadores tope que podrían tener valores de mercurio elevados, en comparación a los valores de sus presas, por lo que se podría considerar que existe la biomagnificación del mercurio en estos organismos. Asimismo, dada la información de las propiedades antagónicas del selenio sobre el mercurio, es recomendable el análisis simultáneo de ambos elementos para dilucidar un probable mecanismo de desintoxicación de los pelágicos mayores.

a. Bioacumulación de Hg en tejido muscular

Los resultados presentados en este trabajo coinciden con algunos estudios previos de bioacumulación en peces pelágicos mayores (p.e. Cai, 2007; García-Hernández *et al.*, 2007), donde evidencian una diferencia entre los grupos de depredadores (tiburones vs. peces afines a la pesca deportiva). En los resultados del presente estudio, al comparar el grupo de tiburones (*S. zygaena*, *P. glauca*, *I. oxyrinchus*, *A. pelagicus*, *C. limbatus*) con el de especies afines a la pesca deportiva (*T. albacares*, *C. hippurus*, *K. audax*), se observaron valores promedio de mercurio más bajos en peces de pesca deportiva que los reportados para los peces cartilaginosos. De manera que, con excepción de la cornuda prieta *S. zygaena*, todos los tiburones presentaron valores mayores a los límites establecidos por la NOM-027-SS1 (1993) de 1.0µg/g Hg p. h. para especies de peces carnívoros. Asimismo, el marlín azul, *M. nigricans* fue la única especie de los peces afines a la pesca deportiva, cuyo valor promedio de mercurio sobrepasa los límites normativos de contenido para el consumo humano.

Estas diferencias entre los grupos de depredadores pelágicos, puede estar asociada a que los tiburones son organismos longevos con un alto nivel trófico en la cadena alimenticia, características que contribuyen a una mayor acumulación de

mercurio (Lyle, 1981), así que considerando que todas las especies de peces pelágicos en este estudio son depredadores tope con grandes longitudes (algunos mayores a 100 cm) y longevos (>10 años) o ambos (Cai, 2005), se esperaría encontrar niveles altos en todas las especies; sin embargo no se registraron estos valores altos en todas las especies. En *C. hippurus* y *T. albacares* se ha estimado que pueden vivir de 4 a 10 años (Le Guen & Sagakawa, 1973; Massuti *et al.*, 1999), lo cual comparado con los tiburones, tendrían menor tiempo expuestos al mercurio en el medio marino.

Un caso particular es para el marlín azul *M. nigricans*, el cual es la única especie asociada a la pesca deportiva, cuyos valores de mercurio, exceden los límites, lo cual se ha observado también en otros estudios realizados sobre esta especie (Luckhurst *et al.*, 2006; Cai *et al.*, 2009). Esta es una especie que se ha estimado que puede vivir hasta más de 30 años (Hill *et al.*, 1989). Asimismo, Adams *et al.* (2004) analizó el músculo de 108 especies de teleósteos, tiburones y rayas en las costas de Florida, encontrando variación en todas las especies, pero el marlín azul se registra como una de las especies con los mayores niveles de mercurio total de las especies analizadas.

Otro factor que influye en la bioacumulación son los procesos bioquímicos específicos y la fisiología de cada una de las especies, como la absorción, excreción, crecimiento y aspectos reproductivos de cada organismo. De acuerdo a Doadrio-Villarejo (1997), los peces depredadores, que son nadadores muy activos, y que necesitan más O₂ para su metabolismo, son capaces de bioacumular una mayor cantidad de mercurio a través de las branquias. Aún suponiendo una baja absorción en el agua donde la concentración es baja, dependerá si el depredador no tiene un buen mecanismo de excreción, por lo cual el mercurio se bioacumularía en sus tejidos. Además en el caso de los pelágicos mayores, los cuales filtran millones de litros de agua a través de sus branquias y acumulan cantidades de mercurio muy superiores a la de otros peces.

Los resultados muestran que las bioacumulaciones de mercurio registradas en el presente estudio son bajas en comparación con el estudio de García-Hernández *et al.* (2007), el cual fue realizado en el Golfo de California con especies similares a las del presente trabajo. En general para el Golfo de California se han registrado

concentraciones elevadas para algunas especies de tiburones (*S. zygaena*, *Sphyrna lewini*, *P. glauca*, *Alopias* spp.), lo cual podría ser debido a que las principales fuentes contaminantes de metales pesados en el Golfo de California puede provenir de las descargas residuales de la actividad minera de Teacapán, Sinaloa y el Río San Pedro, Sonora, el cual es principal estado productor de oro y cobre a nivel nacional, presentando grandes problemas por contaminación de metales; además se ha detectado que una fuente importante de mercurio es el uso de fertilizantes en la agricultura en la costa oriental del Golfo de California.

También en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, se presentan descargas municipales con alto contenido de metales pesados, estas zonas son una importante vía de transporte de este metal a las aguas del Golfo (Boening, 2000; Arias, 2005; Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2005). Coincidentemente, las concentraciones de las especies afines a la pesca deportiva (AAA, MR, MA, DO) registradas en el estudio de García-Hernández *et al.* (2007) tuvieron concentraciones bajas de mercurio.

Para la costa occidental de Baja California Sur, los valores de mercurio encontrados son menores a los reportados en el Golfo de California, por lo que es importante mencionar que aunque la costa occidental de Baja California Sur es considerada una zona prístina, tiene depósitos minerales importantes (Shumilin *et al.*, 2000), lo cual puede contribuir a las altas variabilidades regionales en las concentraciones de metales pesados (Gardner *et al.*, 2006). Asimismo, se debe considerar que las especies de pelágicos mayores son altamente migratorias y podrían captar el mercurio en otras áreas que presentan mayor concentración de mercurio, ya sea de manera natural o antropogénica. La exposición a mayores concentraciones incrementa la cantidad y velocidad de asimilación del metal. Además las diferencias que se pueden encontrar en los depredadores pueden ser por efecto de diferencias en el tipo de alimento que consumen, edad, y la propia fisiología que determinan los niveles de mercurio y selenio encontrado en el presente trabajo.

De acuerdo a Maz-Courrau & López (2006), mencionan que en la costa occidental de Baja California Sur existen factores que pueden contribuir a una significativa biodisponibilidad de mercurio en el ambiente, ya sea por el aporte importante de

materia orgánica, principalmente en la zona de Bahía Magdalena, lo cual puede contribuir a que exista una mayor disponibilidad de mercurio en la columna de agua, debido a que la materia orgánica retiene metales como el mercurio (Alonso & Pineda, 1997). Además, la presencia de surgencias en gran parte del año en esta zona, que se caracterizan por tener altas salinidades, pueden afectar la liposolubilidad intracelular del mercurio inorgánico que puede estar presente en los pelágicos mayores, lo que puede contribuir a una mayor acumulación de mercurio en sus tejidos (Hall, 2002).

En general, se considera que las zonas costeras son las más contaminadas debido a la proximidad de centros poblados e industrias. Como resultado, las especies que habitan estas áreas son las más susceptibles a los metales pesados (Moreno *et al.*, 1984). Muchas especies de hábitos pelágicos suelen vivir alejadas de las zonas costeras y sin embargo concentran mercurio en grandes cantidades. Lo que destaca la complejidad del efecto probable de la actividad humana en los ciclos naturales de este metal. Además, el transporte atmosférico de los metales pesados puede resultar en la contaminación en áreas que se consideran prístinas (Aurioles-López, 2007). De acuerdo a la World Health Organization (1989), los peces que se encuentran en áreas no impactadas tienen altas concentraciones que se incrementan con la edad hasta que, en teoría alcanzan un "equilibrio homeostático" entre la acumulación de mercurio en el organismo (incluyendo la capacidad de depuración) y la biodisponibilidad del ecosistema (Gomes-Ferreira *et al.*, 2004), lo que indica que los organismos poseen sistemas fisiológicos complejos para mantener la homeostasis, en niveles fisiológicos seguros, excepto cuando los niveles de contaminación del ambiente se excedan considerablemente (Knauer & Martin, 1973; Walker, 1988).

Sin embargo, la prolongada exposición al mercurio puede producir mecanismos de defensa y la excreción puede no avanzar al mismo tiempo con la acumulación (Geffen *et al.*, 1998), generando la toxicidad de los metales. El modelo del equilibrio homeostático es un modelo frecuentemente utilizado que asume que la bioacumulación de un contaminante que está en un equilibrio termodinámico (Hall, 2002).

De acuerdo a Cadena-Cárdenas (2004), los aspectos fisiológicos y reproductivos pueden ser las razones para encontrar diferencias entre las concentraciones de los

diferentes grupos estudiados. Por ejemplo, las especies afines a la pesca deportiva son de reproducción externa con estadios larvarios y poca cantidad de vitelo, en contraste con las especies de tiburones que pueden ser de reproducción interna, y vivíparas con diferentes modos de alimentación embrionaria.

En el caso de algunos tiburones que presentan cordón vitelino (análogo al cordón umbilical) (Wourms, 1981), se ha sugerido que desde su desarrollo embrionario, las crías empiezan a acumular mercurio transferido por su madre, lo cual se corrobora con los datos de Adams & McMichael (1999), quienes determinaron que el mercurio encontrado en los embriones del tiburón puntas negras *Carcharhinus limbatus*, corresponde al 27.4-33.9% del mercurio contenido en la madre, lo que indicaría que la transmisión de Hg desde la fuente materna puede ser un factor importante que contribuye a la concentración total de este metal en el tejido muscular de los tiburones.

Esta ruta particular de eliminación se ha demostrado en algunos mamíferos marinos, con las hembras maduras, cuyo ciclo reproductivo representa una vía indirecta de desintoxicación, ya que al atravesar el metilmercurio la barrera placentaria, se puede acumular en la cría, aunque la principal ruta de transferencia es vía leche materna, la cual es rica en lípidos y es un medio altamente eficiente para la transferencia de contaminantes como el mercurio. Este fenómeno permite a las hembras una desintoxicación parcial, siendo en su primer parto donde sucede la mayor transferencia de contaminantes a la cría (André *et al.*, 1991; Beckman *et al.*, 1999). Cadena-Cárdenas (2004) propone que en los tiburones existe una transferencia maternal de mercurio hacia los embriones, pero esta hipótesis no está bien documentada.

b. Bioacumulación de mercurio en aleta de tiburón

Aunque no siempre se hace un aprovechamiento integral del tiburón, éste tiene múltiples usos, siendo su carne la que presenta gran demanda para el consumo humano; sin embargo en términos de exportación, es la aleta la que tiene mayor valor (Bonfil *et al.*, 1990), y son exportadas exclusivamente hacia países asiáticos. Esto se

debe a que la "sopa de aleta de tiburón", es considerada como un platillo exquisito y tradicional. Por lo general, las máximas concentraciones de metales se reportan en el hígado y riñón, por lo que se les considera como órganos importantes en el almacenamiento y posteriormente como sistemas excretores de este elemento; sin embargo, el mercurio puede migrar a otros órganos y tejidos, incluyendo aquellos que son de consumo humano, por lo que se puede biomagnificar hasta este nivel.

En este sentido, además del tejido muscular, se analizaron los niveles de mercurio en las aletas de los tiburones. El principal objetivo era observar si el mercurio tiende a acumularse en las aletas de los tiburones, como se ha difundido en diversos medios y los resultados podrían servir para cambiar las prácticas de consumo. En países como Estados Unidos recomiendan que no se consuma la sopa de aleta de tiburón debido al alto riesgo para la salud humana. Las aletas de los tiburones están formadas de ceratotriquia las cuales son radios cartilaginosos. Este cartílago, al igual que otros cartílagos de los animales está constituido por células especializadas (condrocitos, condroblastos y condroclastos), una matriz extracelular y una fase inorgánica. La matriz extracelular la constituyen componentes fibrilares y no fibrilares. El componente fibrilar es el colágeno, proteína formada por aminoácidos que se dispone en tres cadenas con una estructura helicoidal y envuelven a una zona central que conforma un cilindro largo y rígido (Kemp, 1977).

La sopa de aleta de tiburón, está compuesta de fibras de ceratotriquia, las cuales se forman de colágeno. En nuestro estudio, los valores de las concentraciones de mercurio registrados en la ceratotriquia de las aletas, fueron bajos, incluso no detectables. Una de las formas del mercurio, el metilmercurio tiene gran afinidad a los lípidos, y las aletas no tienen tantos lípidos, como puede tener el hígado, el cual es el principal órgano de reserva, lo cual podría influir en que los niveles en las aletas de los tiburones fueran bajos. Por lo que dichos datos no ayudarían para establecer límites de consumo de la aleta de tiburón.

c. Relación longitud del organismo-concentración de mercurio

La longitud o talla de un organismo ha sido reconocida como un factor muy importante que influye en los niveles finales de mercurio (Olayinka & Kusemijo, 2006), desde la captación, distribución y eliminación del mismo, esto es particularmente relevante para los peces que viven en aguas no contaminadas, como el océano abierto, ya que debido a la propiedad de transferencia del mercurio hacia los niveles tróficos más altos, se considera que los organismos que ocupan posiciones tróficas altas y son especies longevas (lo cual está relacionado a la talla del organismo), son susceptibles a contener altas concentraciones de este tóxico (Gomes-Ferreira *et al.*, 2004). Esto se debe principalmente, a que pueden consumir una gran variedad de presas que tengan concentraciones elevadas de mercurio, y tengan mayor tiempo de exposición al mercurio por su longevidad. Por lo tanto los peces más viejos, tendrían concentraciones más altas en los tejidos que los jóvenes de la misma especie, ya que los peces que crecen a grandes tallas o son adultos incrementan el consumo en biomasa y el mayor consumo de presas grandes.

Varios estudios han demostrado que el mercurio, generalmente presenta una correlación positiva con la talla y edad (Walker *et al.*, 1976, Watling *et al.*, 1981; Lacerda *et al.*, 2000; Cadena-Cárdenas, 2004). A partir de esta información se esperaría encontrar una relación entre la longitud y la bioacumulación de mercurio presente en los pelágicos mayores. Sin embargo, a diferencia de lo esperado, se encontró una baja relación entre las longitudes de los depredadores de la mayoría de las especies y la concentración de mercurio, excepto para el dorado *C. hippurus* y el tiburón zorro *A. pelagicus*, incluso en algunas de las especies, las correlaciones fueron negativas (*I. oxyrinchus*, *M. nigricans* y *T. albacares*) lo cual indica que el mercurio no se estaría biomagnificando conforme sean más grandes los organismos, considerando que a mayor tamaño, mayor nivel trófico.

Para otros trabajos de pelágicos mayores se han observado correlaciones positivas y altas entre las concentraciones de mercurio en el músculo y la longitud corporal (Walker, 1976; Boush & Thieleke, 1983; García-Hernández *et al.*, 2007); sin embargo, la poca relación entre los niveles de mercurio y la talla encontrada en algunas

de las especies del presente estudio puede ser debido a que solo fueron muestreados organismos juveniles (*I. oxyrinchus*) o adultos (*M. nigricans*, *K. audax*), por lo que se debe de considerar la influencia de la representatividad de una amplia distribución de tallas, influida por la selectividad del arte de pesca, que podría influir en el reducido tamaño de muestra de tallas menores (como en el caso de las especies afines a la pesca deportiva) o de las tallas mayores (en algunas especies de tiburones), lo cual podría aportar información de una tendencia con mayor claridad, ya que por ejemplo, en *S. zygaena*, el único valor de mercurio que excedió el límite de 1.0 µg/g Hg p. h., se registró en el único espécimen maduro de esta especie que se obtuvo durante el muestreo (hembra de 184 cm LT).

Al separar por estado de madurez (juveniles y adultos), se pudo observar una mayor bioacumulación de mercurio por parte de los adultos; sin embargo, esta diferencia no fue significativa, con excepción del tiburón azul, *P. glauca*, para el cual ha sido reportado que existe una segregación por tallas, de manera que los machos y hembras adultas pueden estar en aguas más oceánicas; mientras que los juveniles o inmaduros se encuentran en áreas más neríticas y costeras. Asimismo, para el atún aleta amarilla, *T. albacares*, se ha reportado los organismos más longevos y más grandes tienen los niveles más altos de mercurio (Boush & Thieleke, 1983). Sin embargo, esto no fue encontrado en nuestro trabajo para esta especie.

Storelli & Marcotriagiano (2002) encuentran que en el hígado del tiburón *Galeus melastomus*, existe un aumento de la concentración de mercurio con la edad, sugiriendo un decremento de la tasa de eliminación del mercurio y que posiblemente se debe a un decremento en la eficiencia de la demetilación con la edad. Asimismo, Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009) encuentra esta misma relación para la raya *R. steindachneri*, para la cual menciona que la acumulación conforme a la talla (edad) es consistente con una baja capacidad reguladora; con una mayor asimilación que la excreción del metal. Así, los adultos tienen una tasa metabólica más baja que los juveniles, y por ende, puede tomar más tiempo para "metabolizar" los metales, resultando en altas concentraciones en los individuos longevos. También, los

especímenes grandes pueden capturar presas más grandes, con concentraciones proporcionalmente más altas de mercurio.

En contraste, Johnels & Westermarck (1969) sugiere que no existe un incremento en las concentraciones de mercurio o crece moderadamente con el aumento de la longitud. En este sentido, Núñez-Nogueira *et al.* (1998), proponen la hipótesis de que los mecanismos de desintoxicación son inversamente proporcionales a la talla basado en el estudio de la bioacumulación de mercurio en el tiburón *R. terranovae*, en el cual existió una correlación negativa o inversa, y que este decremento en la cantidad del metal, conforme aumenta de tamaño en el animal, podría implicar que con el paso del tiempo los organismos tendrían mecanismos más eficientes de eliminación o bien se incrementa la síntesis de metalotioneína, proteína que actúa en la unión de metales como el cadmio, cobre, mercurio y zinc, y por lo tanto, se reflejaría en una menor bioacumulación de este elemento.

Las metalotioneínas (MT), son estructuras importantes en el metabolismo de metales pesados, el cual consiste de dos proteínas similares con baja masa molecular. MT se caracterizan por contener un gran número de grupos thiol (-SH, sulfhidrilo) provenientes de los aminoácidos cisteína capaces de unir metales esenciales (Zn y Cu), y no esenciales (Hg, Au, Pb, Cd) (Manahan, 1992) y constituyen un grupo de proteínas amplia y variadamente distribuidas en los tejidos de muchos vertebrados (principalmente mamíferos) y algunos invertebrados (Pulsford *et al.*, 1992; Geffen *et al.*, 1998). Incluso, el uso de las MT en el monitoreo de la contaminación está basado en la premisa de que el aumento de sus niveles se debe principalmente a la exposición metálica (Benedicto *et al.*, 2001).

En el tiburón gato, *Scyliorhinus canicula*, se ha observado que la metalotioneína es sintetizada si se detecta la presencia e incremento de alguno de los elementos metálicos con los que interacciona, considerándola como una proteína homeostática para metales esenciales y eliminadora de los que no presentan dicha esencialidad. Por otra parte, la captación de mayores cantidades del metal en los diferentes tejidos provoca una disminución en la concentración de mercurio difundida en la circulación sanguínea, lo que también puede reflejarse en la disminución del mercurio en hígado.

El hígado es el órgano más grande o más desarrollado en los tiburones, esta característica tal vez permite que este tejido metabolice con mayor rapidez el mercurio, para luego enviarlo a los tejidos que presentan mayor bioacumulación.

Storelli & Marcotrigiano (2001) analizaron las concentraciones de mercurio con respecto a la talla en el atún aleta azul, estableciendo un límite de peso en los atunes que presentaban una mayor concentración de Hg. Sin embargo, esto no podría establecerse para las especies analizadas en el presente trabajo debido a la poca contundencia de las correlaciones. Asimismo, Thompson (1985) observó una carente correlación entre la longitud total y la concentración de mercurio en varias especies de peces. Concluyendo que el uso de la correlación para estimar el contenido de mercurio y definir el límite para consumo humano para una especie dada no debería ser realizado sin el propio conocimiento de la biología y las particularidades de cada medio ambiente (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009).

d. Bioacumulación de mercurio por sexo de las especies analizadas

Varios autores señalan que las diferencias por sexo de los organismos son uno de los parámetros que, según se ha podido comprobar, influye en la acumulación de metales pesados en diversas especies de animales. En el presente análisis, el sexo no influyó en las acumulaciones de las especies, debido a que no se presentaron diferencias significativas entre machos y hembras. Asimismo, de acuerdo a Núñez-Nogueira *et al.* (1998), el sexo no parece influir para algunas especies de tiburones como el cazón *Rhizoprionodon terranova*, posiblemente debido a las características conductuales o etológicas desarrolladas y compartidas por ambos sexos (Núñez-Nogueira *et al.*, 1998).

En contraste, en algunas especies de pelágicos mayores se ha encontrado que las hembras por lo general presentan una mayor tasa crecimiento que los machos a una misma edad, lo cual puede contribuir a una mayor entrada de mercurio en las hembras que en los machos (Monteiro & López, 1990), presentándose con ello, diferencias en las concentraciones de mercurio.

A pesar de que en algunas de las especies analizadas no se ha comprobado que existe una segregación sexual, en otras de las especies analizadas si existe dicha segregación (*P. glauca*), por lo que pueden presentarse en diferentes zonas, y acumular diferentes concentraciones de mercurio. Sin embargo, para ninguna de las especies analizadas en este estudio se encontraron diferencias significativas con respecto a esta variable. En este sentido, Gomes-Ferreira *et al.* (2004) mencionan que concentraciones similares en los tejidos, implicaría que ambos sexos tienen las mismas rutas migratorias y hábitos alimenticios, ya que se encuentran con las mismas condiciones ambientales y mismas fuentes de mercurio a través de su ruta migratorio.

e. Evaluación toxicológica

Por lo general, se considera que el consumo de las especies de depredadores grandes es una de los caminos más importantes de exposición de metales como arsénico, cadmio, plomo y mercurio hacia los humanos (Storelli *et al.*, 2005; Storelli, 2008). Tal exposición puede representar un riesgo para la salud de la población, por lo que diferentes agencias para la salud y protección ambiental han establecidos límites para los niveles de mercurio en peces. En varios países han recomendado que el consumo de grandes depredadores debe ser reducido o evitado para los niños o mujeres embarazadas o lactando debido a la presencia del mercurio en ellos (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Sin embargo, autores como Watling *et al.* (1981) recomienda que se deben realizar más estudios de los niveles naturales del mercurio, complementando con investigaciones de la dieta marina de los humanos para evitar el establecimiento de niveles permisibles "irreales" de metales en el alimento.

Aunque, si tales niveles permisibles han sido elegidos como el resultado de investigaciones científicas cuidadosas o han sido establecidas arbitrariamente como lo sugieren algunos autores, lo que es un hecho es que existen y son aplicadas en muchos países. En este sentido, se han establecidos límites de la ingesta diaria que se debe de tomar en cuenta para evitar cualquier riesgo por ingesta de carne con altas concentraciones de mercurio. La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece como límite una entrada semanal tolerable permisible (ESTP) de 5.0 µg de Hg total por

peso corporal (Chan, 1998; Ordiano-Flores, 2009), mientras que la FDA de EUA y la Agencia de Protección Ambiental de EUA (EPA, por sus siglas en inglés) adoptan un límite más estricto de consumo tolerable de MeHg (0.4 y 0.1 $\mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ de peso corporal, respectivamente, para toda la población) (Hirsch, 2002; Ordiano-Flores, 2009).

Cabe mencionar, que para grupos vulnerables de la población (e. g. niños de menor edad, mujeres embarazadas) los límites de consumo semanal tolerable permisible de mercurio se reducen a la mitad (Chan, 1998; Ordiano-Flores, 2009) debido a que la exposición a Hg, tanto prenatal como posnatal, afecta principalmente las funciones del sistema nervioso central, y parece tener secuelas postnatales (Rasmussen *et al.*, 2005).

En el presente estudio y de acuerdo a estos límites, existen especies cuyo consumo de carne podría ser más de 1.0 kg a la semana por persona como el atún aleta amarilla, dorado y el tiburón cornuda prieta, cuyos valores de mercurio son aceptables y no rebasan los límites normativos. Mientras, las especies, cuyos valores de mercurio, sugieren un consumo moderado de su carne son el tiburón puntas negras (*C. limbatus*) y el marlín azul, *M. nigricans*.

f. Biomagnificación a través de las presas

La incorporación del mercurio en los organismos se debe principalmente a su naturaleza lipofílica que facilita su paso a través de la membrana celular, ya que forma enlaces covalentes fuertes con grupos thiol (sulfhidrilo proteínico), los cuales son componentes comunes de los sitios activos de muchas enzimas, incluyendo las que están involucradas en la energía celular y transporte de oxígeno. Estos enlaces hacen que la vida media de eliminación del mercurio sea de aproximadamente dos años (Monteiro *et al.*, 1996; Storelli *et al.*, 2002), lo que provoca que la bioacumulación aumente e inhiba la excreción. Como los metales no esenciales no presentan una función en el metabolismo de los peces y por consiguiente, no pueden ser regulados por el metabolismo del pez, hay evidencia de una nula eliminación de mercurio (en su forma orgánica) una vez que se ha bioacumulado (Gray, 2002; Ordiano-Flores, 2009).

Al respecto se ha establecido que el mercurio se encuentra disponible para los organismos cuando entran a la cadena alimenticia por medio de una metilación bacteriana y una vez en la cadena alimenticia se biomagnifica a través de ella (WHO, 1995).

Para que exista una biomagnificación del mercurio, se debe presentar primero una bioacumulación del mismo, la cual ocurre cuando los organismos vivos absorben contaminantes más rápidamente de lo que sus cuerpos pueden eliminar, por lo que el contaminante se acumula en sus tejidos u órganos (Rand *et al.*, 1995; Gray, 2002). Cuando la bioacumulación se transfiere de un nivel trófico a otro superior incrementando su concentración, indica que ha ocurrido la biomagnificación del mercurio (Campos, 1987; Regnell & Ewald, 1997; 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 mercurio en sus tejidos.

Debido a esta biomagnificación, se considera que los organismos que ocupan posiciones tróficas altas son susceptibles a contener altas concentraciones de este tóxico (Gomes-Ferreira *et al.*, 2004). Por lo que, los hábitos alimenticios de los depredadores son muy importantes para determinar la biomagnificación de mercurio, ya que afectan significativamente la bioacumulación de metales pesados (Hall, 2002; Lee *et al.*, 2002). Por ejemplo, en las costas de Brasil, De Pinho *et al.* (2002) encontraron diferencias entre especies de tiburones cuyo principal grupo alimenticio era diferente. De tal manera, que los tiburones que se alimentaban principalmente de peces (*Carcharhinus signatus*, *Squalus megalops*, y *Squalus mitsukurii*) registraron valores de mercurio que sobrepasaba los límites de la legislación brasileña; mientras que las especies que se alimentan principalmente de invertebrados (*Mustelus canis* y *Mustelus norrisi*) registraron niveles más bajos, concluyendo que los hábitos alimenticios influyen sobre los niveles de mercurio total en los tiburones. Además, entre las especies afines a la pesca y entre los tiburones se presenta una gran diversidad en la alimentación. Sin embargo, para los tiburones, también se ha llegado encontrar que pueden alimentarse

de otros depredadores pelágicos como dorado (*C. hippurus*), atunes e incluso a otros tiburones (Wetherbee *et al.*, 1990).

De acuerdo con Bustamante *et al.* (1998), se ha demostrado que los cefalópodos poseen una capacidad para acumular metales pesados en varios niveles en sus tejidos. Por lo que se hubiera esperado que los cefalópodos presentaran bioacumulaciones altas a las registradas en el presente trabajo, lo cual se reflejaría en las altas concentraciones presentadas en algunas especies de los pelágicos analizados, ya que este grupo (cefalopoda) es presa importante en la dieta en los depredadores tope.

No obstante, la poca biomagnificación de mercurio a través de los calamares es evidente en *S. zygaena*, la cual presentó los valores más bajos de mercurio, y cuyas presas principales en su dieta son cefalópodos, tales como *D. gigas*, *O. banksii*, *A. lesueurii* y *S. oualaniensis*, las cuales representan cerca del 80% de importancia en su dieta. Con ello, se puede descartar a los cefalópodos, y principalmente a *D. gigas*, como las presas que aporten la mayor transferencia de mercurio hacia los depredadores. En este sentido, los cefalópodos presentan un alto grado de digestibilidad, lo cual apoya la teoría que las presas con menor contenido calórico son evacuadas más rápidamente, y por lo tanto, aportarían una menor concentración de mercurio, mientras que los peces tardan más en digerirse debido a la mayor cantidad de lípidos en sus músculos (Olson & Boggs, 1989), y debido a estos lípidos, tendrían una mayor concentración de mercurio, que podrían transferir a sus depredadores.

D. gigas es una de las especies presa importantes y comunes en la dieta de los depredadores, presenta una dieta que consiste de peces mictófidios y crustáceos decápodos nadadores como la langostilla *P. planipes* (Rosas, 2007), la cual es otra presa importante en la dieta de algunos depredadores como *P. glauca* y *C. hippurus*. Al analizar el contenido de mercurio de este decápodo, se observó que sus valores de mercurio son muy bajos. Aunque un punto a considerar es la biomasa que se consume de las presas. En el caso de la langostilla, la cual fue analizada en su totalidad, es probable que 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 (Walker *et al.*, 1996; Ordiano-Flores, 2009).

Aunque los datos sobre la bioacumulación de mercurio en los crustáceos son limitados, por lo general pueden contener niveles de mercurio que son bajos comparados con las especies de peces. Además, los crustáceos como la langostilla serían menos asimilados debido a que su cuerpo está constituido por un exoesqueleto de quitina que es difícil de digerir por su depredador (Galván-Magaña, 1988; Maz & López, 2006).

La especie presa que tuvo la mayor concentración de mercurio fue el pez melva o bonito *Auxis* spp. y por ende, la que estaría aportando la mayor cantidad de mercurio hacia los depredadores; sin embargo, al igual que las otras presas, sus niveles fueron bajos. *Auxis* spp. es una especie pelágica oceánica, altamente migratoria que forma grandes cardúmenes y que han sido observados en zonas costeras durante el verano (Abitia-Cárdenas, 1992); se distribuye ampliamente en aguas tropicales y subtropicales.

A pesar de mostrar niveles por debajo de 0.3 µg/g Hg p.h. (Límite EPA) para peces no carnívoros, esta presa es la de mayor importancia (más del 90%) dentro de la dieta de la única especie del grupo de peces afines a la pesca deportiva cuyos valores de mercurio fueron altos: *M. nigricans*. Sin embargo, *Auxis* spp. tiene un alto aporte proteico y vitamínico, con un bajo contenido en grasas e hidratos de carbono. Una especie con mayor cantidad de lípidos haría suponer que tendría mayores niveles de mercurio, en el caso de *Auxis* spp., esto no fue observado.

Uno de los peces con mayor contenido lipídico es *Scomber japonicus* (Olson & Boggs, 1986), una especie abundante en el área pelágico-costero, ocasionalmente epipelágico (Fischer *et al.*, 1995), considerado un nadador rápido y activo formador de cardúmenes grandes (Galván *et al.*, 1989), y presa importante para varios depredadores, pero a pesar de su alto contenido lipídico, los niveles de mercurio encontrados en su tejido muscular no representa una alta transferencia hacia sus depredadores. Asimismo, la sardina *Sardinops caeruleus* es una especie con gran aporte energético, debido a la cantidad de lípidos reportados en el músculo, pero con

bajos niveles de mercurio. Ambas especies son presa importante para el marlín rayado, *K. audax*, el cual reflejó bajos niveles de mercurio, pero que comparados con el de sus presas fue mayor en el depredador, patrón similar en esta relación depredador-presa.

Autores como Walker (1988) y Storelli *et al.* (2003) han determinado que las especies asociadas al fondo y de profundidad presentan mayores cantidades de mercurio, atribuyendo esta observación a la mayor disponibilidad del mercurio en los fondos. Entre las presas de importancia en la dieta de los peces analizados y que tienen asociación con el fondo, está el trígido *P. albirostris*, presa principal del tiburón mako en la costa occidental de Baja California Sur, esta especie es un pez bentónico costero, que se encuentra entre 40 y 100 m, con preferencia por los 80 m de profundidad (Schmitter-Soto, 1992). Sus concentraciones de mercurio estuvieron debajo de 0.3 µg/g Hg p.h.

De acuerdo a Cadena-Cárdenas (2005), varias de las especies presas de los depredadores (carángidos, *Auxis* spp, *Exocoetidos*, *Balistes* spp., y calamares) son organismos que no se caracterizan por ser muy longevos o carnívoros (Fisher *et al.*, 1995), lo que se ve reflejado en las bajas concentraciones de metales pesados.

El fenómeno de la biomagnificación ha sido discutido por varios autores, sin embargo, Gray (2005) quien hizo una discusión sobre la biomagnificación en los sistemas marinos, sugiere que es preferible utilizar el concepto que restringe a la biomagnificación como la captación de mercurio desde el alimento. Enfatizando en que además de los depredadores, se debe de analizar el contenido de mercurio en las principales especies presa que consume, lo cual, por lo general no se realiza. En este sentido, en el presente estudio, un punto importante de las presas, es que a pesar de que sus niveles son bajos, se muestra que son capaces de acumular este metal y ser una fuente de entrada, en menor medida, de Hg hacia su depredador.

g. Bioacumulación de selenio y su relación con el mercurio

Una manera de evaluar el riesgo que presupone la exposición a mercurio más que el contenido individual del Hg es determinar la proporción molar de mercurio y selenio que hay en el organismo (Kaneko & Ralston, 2007), lo cual se debe de considerar en lo que se refiere a la seguridad de consumo de productos marinos.

Un elemento antagonista del mercurio, es el selenio (Se), un elemento traza esencial en muchos procesos fisiológicos en los animales y se ha reconocido como un elemento que tiene la capacidad de neutralizar las propiedades tóxicas del mercurio (Rayman, 2000; Plessi *et al.*, 2001; Paul *et al.*, 2003; Flores-Arce, 2008). Su antagonismo toxicológico se debe a la competencia entre ambos elementos por los mismos receptores de unión (grupos sulfidril) a las proteínas, estos sitios de unión puede ser ocupados según la biodisponibilidad de cada metal en el medio. Asimismo, la alta afinidad de unión entre ambos elementos, genera el mecanismo protector del selenio, al existir un "secuestro" directo del mercurio por el selenio (Kaneko & Ralston, 2007). Es decir, este "secuestro" es el encapsulamiento del mercurio por parte del selenio en forma de gránulos. Asimismo, por su competencia también se puede explicar la variabilidad en la tasa de acumulación de estos metales en los tejidos, así como en la tasa de eliminación de los mismos (Leonzio *et al.*, 1982; Cuvin-Alarar & Furness, 1991).

La relación Hg-Se se ha confirmado en estudios de laboratorio (Ganther, 1978; Robinson & Shroff, 2004), y de acuerdo a varios autores (Koeman *et al.*, 1973; Cabañero *et al.*, 2007), el selenio debe estar presente en una proporción molar 1:1 con el mercurio para tener un efecto de protección, ya que concentraciones elevadas de selenio también puede llegar a ser tóxico. En animales marinos, esta proporción ha sido observado para el atún aleta amarilla *T. albacares* (Ganther, 1978) y en mamíferos marinos (Caurant *et al.*, 1996; Gil *et al.*, 2006), sugiriendo la existencia de mecanismos de desintoxicación por formación de seleniuros.

En este sentido, se cree que el mercurio orgánico proveniente de la alimentación se transforma en formas inorgánicas menos tóxicas, tal como gránulos de seleniuro de mercurio cristalizado e inerte (HgSe) (mineral tiemannita) en el tejido hepático (Nigro &

Leonzio, 1996; Cecilio *et al.*, 2006). Este seleniuro de mercurio (HgSe) es un producto estable del proceso de demetilación del metilmercurio. Aunque no se elimina fácilmente de los tejidos biológicos, es inerte y aparentemente no tóxico (Paul *et al.*, 2003). La tiemannita podría ser la última etapa del proceso de desintoxicación que conduce a la fosilización del mercurio y parte del selenio bajo la forma de un componente no biodegradable (Martoja & Berry, 1980; Moreno *et al.*, 1984). Sin embargo, esto solo se ha observado en mamíferos marinos.

Aunque en algunas especies de depredadores se presenten niveles altos de mercurio, éstos organismos no presentan algún síntoma de intoxicación, lo que sugiere que la presencia de ambos elementos, provee protección al individuo debido al efecto de protección contra la toxicidad del otro elemento (Martoja & Viale, 1977; Wageman & Muir, 1984; Storelli & Marcotrigiano, 2002), incluso para algunos mamíferos marinos, el límite de tolerancia de mercurio en tejido hepático parece estar dentro de un rango de 100 a 400 µg/g peso húmedo (Wageman & Muir, 1984), lo cual es muy elevado, pero que gracias a la capacidad desintoxicante en los tejidos hepáticos al formar los gránulos de selenio (Honda *et al.*, 1983; Cecilio *et al.*, 2006), no se producen, aparentemente, efectos indeseables.

En el presente estudio no se analizó el tejido hepático, pero para algunas especies de tiburones (principalmente el tiburón azul, *Prionace glauca*) se ha sugerido que podrían almacenar el mercurio en gránulos intracelulares durante largos periodos, para eliminarlos a través de las heces (Fitgerald, 2004; Maz-Courrau & López-Vera, 2006), pero esto no ha sido comprobado. En las especies afines a la pesca deportiva se ha determinado que en especímenes con actividad de la enzima Glutación peroxidasa (GPX), el nivel de mercurio no es tan alto como cuando no se registra la actividad de esta enzima, dicha actividad es regulada por la presencia de selenio. Por lo que su presencia estaría neutralizando al mercurio.

Es importante mencionar, que en los presente resultados de las proporciones molares entre selenio y mercurio, no fueron equitativas, de tal manera que las especies que presentaban una mayor cantidad de mercurio (> 1.0 µg/g), registraron una menor concentración de selenio, y por el contrario, las especies cuyos niveles de mercurio

estuvieron dentro del límite permisible para consumo humano, presentaron mayores niveles de selenio (*T. albacares*, *K. audax*, *C. hippurus*, *S. zygaena*).

Por lo que, la equitativa molar 1:1 propuesta por Parizek & Ostádalova (1967) no se observó para ninguna de las especies analizadas; y aunque se pensara que las especies con los mayores valores de selenio, podría tener suficiente selenio para neutralizar los efectos del mercurio, se debe considerar que también el selenio, en concentraciones elevadas puede llegar a ser tóxico para el organismo. Aunque en estas especies no se observó un efecto aparentemente de toxicidad del mercurio que llegara a afectar el mecanismo fisiológico de los pelágicos mayores. En este sentido, Chen & Belzile (2001) mencionan que las concentraciones de mercurio pueden disminuir conforme aumentan las concentraciones de selenio en el músculo de los peces. Ya que en un estudio realizado en peces no se encontró una proporción equimolar de Hg:Se por lo que sugiere que si existe un mecanismo de competencia entre el Hg y Se en los peces. Asimismo, Campbell *et al.* (2005) no encontró la proporción 1:1, tanto en zooplancton, como aves y focas y Endo *et al.* (2008) sugiere que en el hígado generalmente tiene un exceso en la concentración de selenio en relación al mercurio, resultando en una proporción molar del selenio más alto que del mercurio.

La presencia de una simultánea y equitativa proporción molar en la bioacumulación de mercurio y selenio ha sido establecida en mamíferos marinos, sin embargo, en peces marinos, crustáceos y moluscos no hay una clara evidencia de que ocurra dicha proporción, excepto para el marlín negro, en cuyo caso se ha visto que es capaz de tolerar altas concentraciones de mercurio y selenio en sus órganos y tejidos (Mackay *et al.*, 1975). Aunque la poca información respecto al estudio de ambos elementos en peces marinos, hace difícil clarificar el comportamiento entre ambos elementos.

A pesar del posible efecto antagonista entre el Se y Hg, se tiene que ser cuidadoso en recomendaciones del selenio como un agente desintoxicante contra el mercurio, debido a que el Se posee una naturaleza compleja. Aunque la deficiencia de este elemento esencial puede causar enfermedades, también puede ser un tóxico potencial en niveles altos de concentración (Chen & Belzile, 2001).

De acuerdo a Taylor *et al.* (1992), el selenio, además de experimentar una bioconcentración y bioacumulación, también se puede biomagnificar mientras aumentan los niveles tróficos. Por lo que se podría observar una mayor acumulación de selenio conforme aumentan las tallas. Sin embargo, no se observó este aumento del selenio respecto a la talla. Además, la proporción molar 1:1 sugerida por varios autores en condiciones de laboratorio difiere lo encontrado en el presente estudio, y en otros estudios realizados para mamíferos marinos, por lo que se sugiere que dicha proporción no es equitativa en un ambiente natural.

10. CONCLUSIONES

- Los niveles de mercurio bioacumulados en los depredadores analizados permitieron diferenciar entre los grupos de depredadores, posicionando al grupo tiburones (con excepción de *S. zygaena*) como los depredadores con las mayores bioacumulaciones de mercurio con respecto a las especies afines a la pesca deportiva (excepto *M. nigricans*).
- A pesar de registrar valores altos de mercurio en algunos tiburones, la escasa correlación entre las longitudes y las bioacumulaciones de mercurio, así como los niveles de selenio encontrados, pueden ser evidencia de los mecanismos de desintoxicación que poseen los animales marinos.
- El patrón de bioacumulación de mercurio observado en los depredadores en la costa occidental de Baja California Sur, no fue similar al presentado en el Golfo de California por otros autores para las mismas especies. Por lo que en la zona del Golfo de California, existen más fuentes potenciales de contaminación provenientes de las actividades de las poblaciones aledañas (agricultura, industria eléctrica, etc.).
- Debido a que los mayores niveles de mercurio se presentaron en el músculo y no en las aletas de los tiburones, se deduce que las bioacumulaciones pueden estar influidas por la cantidad de lípidos del músculo, debido a las características lipofílicas del mercurio.

- Algunas especies de cefalópodos analizados no bioacumulan niveles altos de mercurio, por lo que no aportan cantidades considerables a los depredadores; sin embargo, al presentar niveles menores de mercurio que sus depredadores, es un reflejo de que los niveles tróficos altos poseen una mayor cantidad de mercurio (Biomagnificación).

11.RECOMENDACIONES

- Debido a que diversos autores han sugerido que la biomagnificación presenta una relación exponencial entre los niveles de mercurio y la posición trófica (expresado como $\delta^{15}\text{N}$), se recomienda realizar el análisis de mercurio conjuntamente con el análisis de isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$), para estimar la tasa de biomagnificación de un químico a través de la entrada de la cadena alimenticia.
- El análisis de lípidos y metilmercurio permitiría esclarecer la relación entre ambas variables, debido a la afinidad del mercurio orgánico con la composición lipídica de los organismos y de la metalotioneína como la proteína que ayudan a contrarrestar la toxicidad del mercurio.
- Se recomienda tener la mayor representatividad de las diferentes tallas de los organismos. Asimismo, medir los niveles de mercurio en diferentes órganos y tejidos, permitirá observar la mayor concentración después de la bioacumulación de este metal.
- Obtener una mayor representatividad de las presas principales de los depredadores, y en algunos de los casos, se recomienda que se realicen los estudios tróficos de las especies carentes de este tipo de estudios en la zona (e.g. *C. limbatus*, *A. pelagicus*).

12. LITERATURA CITADA

- Abitia-Cárdenas, L. A. 1992. Espectro trófico energético del marlín rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) y el marlín azul *Makaira mazara* (Jordan y Snider, 1901), del área de Cabo San Lucas, B. C. S., México. Tesis de maestría. La Paz, México, 76 p.
- Abitia-Cárdenas, L. A. 2001. Dinámica trófico-energética del marlín rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) en el área de Los Cabos, B. C. S., México. Tesis de doctorado. UNAM. México, 116 p.
- Abitia-Cárdenas, L. A., F. Galván-Magaña, F.J. Gutierrez-Sánchez, J. Rodríguez-Romero, B. Aguilar-Palomino & A. Moehl-Hitz. 1999. Diet of blue marlin *Makaira mazara* off the coast of Cabo San Lucas, Baja California Sur, Mexico. Fish. Res., 44 (1): 95-100.
- ACAAN. 1999. Plan de Acción Regional de América del Norte sobre el mercurio. Fase II, versión preliminar para consulta pública. 75 p
- Adams D. H. 2004. Total mercury levels in tunas from offshore waters of the Florida Atlantic coast. Mar. Poll. Bull., 49: 659–667.
- Adams H. D. & R. H. Jr. McMichael. 1999. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. Fish. Bull., 97: 372-379.
- Adams, D. H. 2009. Consistently low mercury concentrations in dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, an oceanic pelagic predator. Environ. Res., 109 (6): 697-701.
- Alatorre-Ramírez, V. 2007. Hábitos alimenticios del atún aleta amarilla *Thunnus albacares* y barrilete *Katsuwonus pelamis* en cardúmenes mixtos del Océano Pacífico Oriental Tropical. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 86 p.
- Allen, G. R. & D. R. Robertson. 1994. Peces del Pacífico Oriental Tropical. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Agrupación Sierra Madre y CEMEX, México, 327p.
- Alonso, D. & P. Pineda. 1997. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en dos especies ícticas de diferente nivel trófico en la Bahía de Cartagena y la Ciénega

- Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Proyecto de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 78 pp.
- André, J. M., A. Boudou & F. Ribeyre. 1991. Mercury accumulation in Delphinidae. Water, Air, Soil Poll. 56: 187-201.
- Anonimo 2002. La pesquería del atún aleta azul del Pacífico, atún albacora, pez espada, y marlín azul en el Océano Pacífico, y evaluaciones de estas especies. Comisión Interamericana del Atún Tropical. Manzanillo, México. 69: 1-13.
- Arias, P. E. 2005. Plan de acción para el uso eficiente de agua dulce en el Golfo de California. Reporte técnico final para la WWF, 64 p.
- Aurioles-López, V. 2007. Concentración de metales pesados en la tortuga negra, *Chelonia mydas agassizii* en Baja California Sur. Tesis de Maestría. CIBNOR. La Paz, BCS. 109 pp.
- Bañuelos-Vargas, M. I. 2007. Concentración de metales pesados en el tejido blando de *Crassostrea corteziensis* de cuatro lagunas costeras del sur de Sinaloa, durante un ciclo anual. Tesis de licenciatura. UAS. Facultad de Ciencias del Mar. Mazatlán, Sinaloa. 36 p.
- Beckman, K.B., Ylitalo, G.M.; Towell, R.G.; Krahn, M.M.; O'Hara, T.M. & Blake, J.E. 1999. Factors affecting organochlorine contaminant concentrations in milk and blood of northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) dams and pups from St George Island, Alaska. Sci. Total Environ. 23:183-200.
- Benedicto, J., Martínez-Gómez, C. & Campillo, J. 2001. Induction of metallothioneins in *Mullus barbatus* as specific biomarker of metal contamination: a field study in the western Mediterranean. Cienc. Mar., 31 (1B): 265-274.
- Berntssen, M., K. Hylly, K. Julshamn, A. K. Lundebye & R. Waagbo. 2004. Maximum limits of organic mercury in fish feed. Aquac. Nutr., 10: 83-97.
- Bloom, N. S. 1998. Determination of pictogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection. Can. J. Fish Aquat. Sci., 46:1131- 1140.
- Boening, D. W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury a general review. Chemosphere, 40: 1335-1351.

- Bonfil, R., De Anda, D. & Mena, A. 1990. Shark fisheries in México: the case of Yucatán as an example. NOAA Tech. Rep. NMFS 90: 427-442.
- Boush, G. M. & J. R. Thieleke. 1983a. Total mercury content in yellowfin and bigeye tuna. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 30: 291-297.
- Boush, G. M. & J. R. Thieleke. 1983b. Mercury content in sharks. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 30: 284-290.
- 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.
- Brusca, R. C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. The University of Arizona Press, (2nd. Ed, E. U. A., 513 p.
- Bustamante, P., F. Caurant, S.W. & Fowler, P. 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., V. Lahaye, C. Durnez, C. Churlaud & F. Caurant. 2006. Total and organic Hg concentrations in cephalopods from the North Eastern Atlantic waters: Influence of geographical origin and feeding ecology. Sci. Total Environ., 368: 585-596.
- Cabañero, A.I, Y. Madrid & C. Cámara. 2007. Mercury-Selenium species ratio in representative fish samples and their bioaccessibility by In Vitro digestion method. Biol. Trace Elem. Res., 119: 195-211.
- Cadena-Cárdenas, L. 2004. Mercurio total en peces elasmobranquios y teleósteos del Golfo de California. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico del Mar, Guaymas, Sonora, 75 p.
- Cadena-Cárdenas, L., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, J. García-Hernández, & B. Acosta-Vargas. 2009. Heavy metals level in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 57: 96-102.
- Cai, Y. 2005. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes in NW Gulf of Mexico. Tesis de maestría. E. U. A., 64p.

- Campbell, L. M. , R. J. Norstrom, K. A. Hobson, D. C.G. Muir, S. Backus & A. T. Fisk 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Sci. Total Environ. 351–352 (2005) 247–263
- Campos, H. 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. Contaminación ambiental. Medellín, Colombia. 9 (17): 63-70.
- Campos, H. 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. Contaminación ambiental. Medellín, Colombia. 9 (17): 63-70.
- Carrera-Fernández, M. (2004). Biología reproductiva del tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN.
- Caurant, F., Navarro, M. & Amiard, J. C. 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxication process. Sci. Total Environ., 186 (1-2): 95-104.
- Cecilio P, Raimundo J, Canário J, Vale C, Sequeira M. 2006. Relationships between total and organic mercury concentrations in tissues and length of common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Portuguese coast. Cienc. Mar. 32: 379–387.
- Chan, H. M. 1998. Metal accumulation and detoxification in humans. Metal metabolism in fish in aquatic environments. Ecotoxicology series. London, UK: Chapman y Hall. 415-138 pp.
- Chase, T. E. 1968. Sea floor topography of the central eastern Pacific Ocean. U.S. Fish and Wild Life Service Circ., 291: 33.
- Chen, Y. W. & N. Belzile. 2001. Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters? Limnol. Oceanogr., 46(7), 2001, 1814–1818.
- Choy, C. A., B. N. Popp, J.J. Kaneko & J.C. Drazen. 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. Proc. Natl. Acad. Sci. , 106 (33): 13865-13869.
- Collette, B.B., MsDowell, J. R. & Graves, J. E. 2006. Phylogeny of recent billfishes (XIPHIODEI). Bull. Mar. Sci., 79(3): 455–468.
- CONAPESCA. 2006. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Capitulo III. Comercialización y consumo. En: www.conapesca.sagarpa.gob.mx

- Conde-Moreno, M. & Galván-Magaña, F. 2005. Reproductive biology of the mako shark, *Isurus oxyrinchus* on the south-western coast of Baja California Sur, Mexico. Cybium, 30 (4) suppl.: 75-83.
- Curvin-Aralar & W. Furness. 1991. Mercury and Selenium Interaction: A Review. Ecotox. Environ. Saf. 21: 348-364.
- Davenport, S., 1995. Mercury in blue sharks and deepwater dogfish from around Tasmania. Austr. Fish. 54 (3): 20–22.
- Davis, J. A., M.D. May, B.K. Greenfield, R. Fairey, C. Roberts, G. Ichikawa, M. S. Stoelting, J. S. Becker & R. S. Tjeerdema. 2002. Contaminant concentrations in sport fish from San Francisco Bay, 1997. Mar. Poll. Bull., 44: 1117-1129.
- De Penedo, A., D. G. Remy, A.S. Martins, P.A.S. Costa, G. Olavo, G. & J. Valentin. 2002. Total Mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects feeding habit, sex, and length. Environ. Res. 89: 250–258.
- De Pinho A.P., J.R.D. Guimarães, A.S. Martins, P.A.S. Costa., G. Olavo. & J. Valentin. 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. Environm. Res., 89 (3): 250-258.
- DHHS, EPA. 2004. What you need to know about mercury in fish and shellfish. Tech. rep., U. S. Department of Health and Human Services and U. S. Environmental Protection Agency , U. S. A.
- Dias, A. C. L., J. R.D. Guimarães, O. Malm & P.A.S. Costa. 2008. Total mercury in muscle of the shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) and swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, from the South-Southeast coast of Brazil and the implications for public health. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 24(9):2063-2070.
- Doadrio-Villarejo, A. L. 1997. Ecotoxicología y acción toxicologica del mercurio. Real Academia Nacional de Farmacia. 1-25pp.
- Ehrlich, K., Stephens, J., Muszynski, G. & Hood, J. 1979. Mercury and selenium in blue marlin, *Makaira nigricans*, from the Hawaiian Islands. Fishery Bulletin. 76 (4): 872-877.

- Elorriaga-Verplancken, F. & D. Aurióles-Gamboa. 2008. Trace metal concentrations in the hair of *Zalophus californianus* pups and their relation to feeding habits. Biol. Trace Elem. Res., 126: 148-164.
- Endo, T., Y., Hisamichi, K. Haraguchi, Y. Kato, C. Ohta & N. Koga. 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: Relationship between metal concentrations and body length. Mar. Poll. Bull. 56: 1774–1780.
- Establier, R. 1972. Concentración de mercurio en los tejidos de algunos peces, moluscos y crustáceos del Golfo de Cádiz y caladeros del noroeste Africano. Invest. Pesq., 36: 355-364.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter & V. H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de peces para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental, Vol. II y III, Vertebrados, Parte 1 y 2:647-1813.
- Fitzgerald, S. L. 2004. Metales Pesados en cuatro especies de tortugas marinas de Baja California México. Tesis de Maestría. CIBNOR. La Paz, B. C. S., 120 p.
- Flores-Arce, M. F. 2007. Proceedings of the International Symposium on Selenium-Mercury interactions. Biol. Trace Elem. Res., 119: 193-194.
- Galván-Magaña, F. 1988. Composición y análisis de la dieta del atún aleta amarilla *Thunnus albacares* en el Océano Pacífico Mexicano durante el período 1984-1985. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 86p.
- Ganther, H. E. 1978. Modification of methylmercury toxicity and metabolism by selenium and vitamin E: possible mechanisms. Environ. Health Persp., Vol, 25: 71-76.
- 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: 507-522.
- Gardner S. C., S. Fitzgerald, B. Acosta-Vargas & L. Méndez-Rodríguez. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. BioMetals, 19:91–99.

- Geffen, A. J., N.J.G. Pearce & W. T. Perkins. 1998. Metal concentrations in fish otoliths in relation to body composition after laboratory exposure to mercury and lead. Mar. Ecol. Prog. Ser. 165: 235-25.
- Gil, M. N., A. Torres, M. Harvey, & J. L. Esteves. 2006. Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia argentina continental. Rev. Biol. Mar. & Oceanog., 41 (2): 167-176.
- Gomes-Ferreira. A., F. V. Vieira, C. E. Veiga De Carvalho, L. R. P. Teixeira, F. M. Santana Da Silva. 2004. Total mercury in the night shark, *Carcharhinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. Braz. Arch. Biol.Tech. 47 (4): 1-9.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. Mar. Poll. Bull. 45: 46-52.
- Gulland, J.A. 1971. The fish resources of the ocean. FAO. Fishing news Ltd. Surrey. 255 pp.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., D. A. Casas-Beltrán, A. Muñoz-Barbosa, J.V. Macias-Zamora, J. A. Sergovia-Zavala, M. V. Orozco-Borbón, & L. W. Daessle. 2007. Distribución espacial y enriquecimiento de mercurio en sedimentos superficiales de la costa noroccidental de Baja California, México. Cienc. Mar. 33 (4): 473-482.
- Gutiérrez-Mejía, E., M. L. Llares & O. Sosa-Nishizaki. 2009. Mercury and arsenic in muscle and liver of the golden cownose ray *Rhinoptera stendeichneri*, Evermann and Jenkins, 1891, from the upper Gulf of California, Mexico. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 83: 230-234.
- Hall, J. E. 2002. Bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in Puget Sound Biota: Assessing the ecological risk of chemical contaminants in Puget Sound. University of Washington Tacoma. <http://courses.washington.edu/uwtjelissues>
- Hernández-Aguilar, S. B. 2008. Espectro trófico del tiburón azul, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de Baja California Sur, México. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 79p.
- Hirsch, M. 2002. Avis de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments relative à l'évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition au mercure des femmes enceintes et allaitantes et des jeunes enfants. Tech. Rep. AFSSA.

- Honda, K., R. Tatsukawa & T. Fujiyama. 1983. Distribution characteristics of heavy metals in organs and tissues of striped dolphins. Agric. Biol. Chem. 46: 3011-3021.
- Hueter R.E., W.F. Fong, G. Henderson, M.F. French & C. A. Manire 1995. Methyl mercury concentration in shark muscle by species, size, and distribution of sharks in Florida coastal waters. Water Air Soil Poll. 80: 893-899.
- Iverson, L. K. & L. Pinkas. 1971. A pictorial guide to beak of certain eastern Pacific cephalopods. California Div. Fish and Game. Fish. Bull., 152: 83-105.
- Jakes-Cota, U. 2008. Edad y crecimiento del marlín azul *Makaira nigricans*, desembarcado en Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. 89pp.
- Johnels, A. G. & T. Westermark. 1969. Mercury contamination of the environment in Sweden. En: Chemical Fallout: Current Research of Persistent Pesticides. 221-241 pp. (Miller, M. W. & G. G. Berg (Eds.). Springfield, IL.: Charles C. Thomas.
- Kaneko, J. J. & N. V. C. Ralston. 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. Biol. Trace Elem. Res., 119: 242-254.
- Kemp, N. E. 1977. Banding pattern and fibrillogenesis of ceratotrichia in shark fins. J. Morph., 154: 187-204.
- Klimley, A. P. & S. B. Butler. 1988. Diurnal movements of scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*, Griffith y Smith) to and seamount in the Gulf of California. J. Fish. Biol., 33:751-761.
- Knauer, G. & J. H. Martin. 1973. Mercury in a marine pelagic food chain. Limnol. Oceanog. 17 (6): 868-876.
- Koeman, J. H., W. H. M. Peeters, & C. H. M. Koudstaal-Hol. 1973. Mercury-selenium correlations in marine mammals. Nature 245: 385-386.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Core, M., Cosson, R. P. y Bustamante, P. 2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. Sci. Total Environ. 366:688-700.
- Kraepiel, A. M. L., K. Keller, H. B. Chin, E. G. Malcolm & F. M. M. Morel. 2003. Sources and variations of mercury in tuna. Environ. Sci. Technol., 37: 5551-5558.

- Lacerda, L. D., H. H. M. Paraquetti, R. V. Marins, C. E. Rezende, I. R. Zalmon, M. Gomes & V. Faria. 2000. Mercury content in shark species from the southeastern Brazilian coast. Rev. Bras. Biol., 60 (4): 571-576.
- Le Guen, J. C. & G. T. Sagakawa. 1973. Apparent growth of yellowfin tuna from the eastern Atlantic Ocean. Fish Bull., 71:175-187.
- Lemos-Chicourel, E., A. M. Sakuma, O. Zenebon, A. Tenuta-Filho. 2001. Inefficacy of cooking methods on mercury reduction from shark. Arch. Latinoam. Nutr. 51 (3): 288-292.
- Leonzio, C., S. Focardi, & E. Bacci. 1982. Complementary accumulation of selenium and mercury in fish muscle. Sci. Total Environ., 24:249-254.
- Luckhurst, B. E., E. D. Prince, J. K. Llopiz, D. Snodgrass & E. B. Brothers. 2006. Evidence of blue marlin (*Makaira nigricans*) spawning in Bermuda waters and elevated mercury levels in large specimens. Bull. Mar. Sci., 79(3): 691–704.
- Lyle, J. M. 1981. Mercury concentration in four Carcharhinid and three hammerhead from coastal waters of the Northern Territory. Austr. J. Mar. Freshw. Res., 35: 441-451.
- Mackay, N.J, M.N. Kazacos, R.J. Williams & M.I. Leedow. 1975. Selenium and heavy metals in black marlin. Mar. Pollut. Bull. 6(4): 57–61.
- Manahan, S. E. 1992. Toxicological chemistry. Lewis Publishers. E.U.A. 449pp.
- Mancera-Rodríguez, N. J. & R. Álvarez-León. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. Acta Biol. Colom., 11 (1): 3-23.
- Marcovecchio, J. E., V. J. Moreno & A. Pérez. 1988a. Determination of heavy metal concentrations in biota of Bahia Blanca, Argentina. Sci. Tot. Environm., 75: 181-190.
- Marcovecchio, J. E., V. J. Moreno & A. Pérez. 1988b, Total mercury levels in marine organisms of the Bahia Blanca estuary food web, Argentina, pp. 122-129. En: Seeliger U., L. D. Lacerda & S. R. Patchineelam (Eds.). Metals in Coastal Environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin.

- Mársico, E. T, M. E. S. Machado, M. Knoff, S. C. São Clemente. 2007. Total mercury in sharks along the southern Brazilian Coast. Arq. Bras. Med. Vet. Zootec. 59, 1593-1596.
- Martoja, R. & D. Viale. 1977. Accumulation of granules de séléniure mercurique dans le foie d'Odontocètes (Mammifères, Cetacés): un mécanisme possible de détoxification du methylmercure par le sélénium, C. R. Hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris D., 285: 109-112.
- Massuti E, B. Morales-Nin & J. Moranta. 1999. Otolith microstructure, age, and growth patterns of dolphin, *Coryphaena hippurus*, in the western Mediterranean. Fish Bull., 97:891-899
- Maz-Courrau A. & López, C. 2006. Biomagnificación y bioacumulación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la península de Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 77 pp.
- Menasveta, P. y Siriyong, R. 1977. Mercury content of several predacious fish in the Andaman Sea. Mar. Pollut. Bull. 8 (9): 200-203.
- Méndez L., L. M. Salas-Flores, A. Arreola-Lizarraga, S. T. Álvarez-Castañeda & B. Acosta. 2002. Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 68: 217-223.
- Méndez, L, Palacios, E., Acosta, B., Monsalvo-Spencer, P. & Álvarez-Castañeda, T. 2005. Heavy metals in the clam *Megapitaria squalida* collected from wild and phosphorite mine-impacted sites in Baja California, Mexico. Biol. Trace Elem. Res., 110: 275-287.
- Miller, D. J. & R. N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. California Department of Fish and Game. Fish. Bull., 157: 249 p.
- Monteiro, L. & Lopes, H. D. 1990. Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age, and sex. Mar. Poll. Bull. 21 (6): 293-296.
- Monteiro, L. R., Costa, V., Furness, R. W. & Santos, R. A. 1996. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 141: 21-25.

- 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.
- Morales-Aizpurúa, I. C, A. Tenuta-Filho, A.M. Sakuma, O. Zenebon. 1999. Mercúrio total em cação comercializado em São Paulo-SP, Brasil. Ciênc Tecnol Aliment., 19: 429-32.
- Moreno, V. J., Pérez, A., Bastida, R. O., De Moreno, J. E. A. & Malaspina, A. M. 1984. Distribución de mercurio total en los tejidos de un delfín nariz de botella (*Tursiops gephyreus* Lahille, 1908) de la provincia de Buenos Aires (Argentina).
- Morrissey M. T., R. Rasmussen & T. Okada. 2004. Mercury content in Pacific troll-caught albacore tuna (*Thunnus alalunga*). J. Aquat. Food Prod. Tech., 13(4): 41-52.
- Nigro, M. & C. Leonzio. 1996. Intracellular storage of mercury and selenium in different marine vertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser., 135: 137-143.
- NOM-027-SSA1-1993. Norma Oficial Mexicana 1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Especificaciones sanitarias. Publicación: 17 de Junio de 1994.
- Norton, J., D. McCain, R. Brainard & D. Husby. 1985. The 1982-1983 El NIÑO event of Baja and Alta California and its ocean climate context. 44-72. En: Wootter, W.S & D.C Fluharty (Eds.). El Niño North: Niño effects in the eastern subarctic Pacific Ocean.
- Núñez-Nogueira, G, J. B. Ordoñez & M. R. Rosiles. 1998. Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. Vet. Mex. 29: 15-20.
- Núñez-Nogueira, G. 1996. Concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se y Zn en cerebro, branquias, músculo, páncreas riñón e hígado de dos especies de tiburones del Golfo de México (*Rhizoprionodon terraenovae* y *Carcharhinus limbatus*) con importancia comercial. Tesis de licenciatura. UNAM. México, 236 p.
- Ochoa-Díaz, M. R. 2009. Espectro trófico del tiburón martillo *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) en Baja California Sur: aplicación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. México, 86p.

- Olayinka, A.O. & K. Kusemijo. 2006. Distribution of mercury in tissues of the hammerhead shark *Sphyrna couardi* from Off Lagos Coast, Nigeria. J. Sci. Res. Dev., 10, 39-50
- Olson, R. J. & G. M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 22(3):1- 17.
- Ordiano-Flores, A. 2009. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico Oriental. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 88pp.
- Parizek, J., & I. Ostadalova. 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. Experientia 23: 142–143.
- Paul, M. C., R. F. Toia & E. I. V. Nagy-Felsobuki. 2003. A novel method for the determination of mercury and selenium in shark tissue using high-resolution inductively coupled plasma-mass spectrometry. Spectrochimica Acta Part B 58: 1687–1697.
- 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. Spectrochimica Acta part B, 58: 1687-1697.
- Perkin Elmer. 1994. Analytical Methods for Atomic Absorption Spectroscopy. The Perkin Elmer Corporation. E. U. A. Copyrigh. 300 p.
- 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.
- Plessi, M., D. Bertelli & A. Monzani, 2001. Mercury and selenium content in selected seafood. J. Food Composit. Anal., 14: 461-467.
- Polo-Silva, C. 2009. Ecología trófica de los tiburones zorro *Alopias pelagicus* Nakamura 1935 y *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839) en el Pacífico Ecuatoriano. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, 124 p.
- Pulsford, A. L., K. P. Ryan & J. A. Nott. 1992. Metals and melano-macrophages in flounder, *Platichthys flesus*, spleen and kidney. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 72: 483-498.

- 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. 3-53 p.
- Rasmussem, R. S., J. Nettleton & M. T. Morrissey. 2005. A review of mercury in seafood: special focus on tuna. J. Aquat. Food Prod. Techn., 14(4):71-100.
- Rayman, M. P. 2000. The importance of Selenium to human health. Lancet, 356 (9225): 233-241.
- Regnell, O. & G. Ewald. 1997. Factors controlling temporal variation in methylmercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. Limnol. Oceanog. 42 (8): 1784-1795.
- Rivers, J. B., J. E. Pearson & C. D. Shultz. 1972. Total and organic mercury in marine fish. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 8:257-266.
- 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. Med. Dental J., 1 (1): 56-60.
- Robles-Gil, S. 1985. Estudio geográfico del estado de Baja California Sur. Gob. del Edo. Programa cultural de las fronteras, La Paz. 203 pp.
- Rosas, L. R. 2007. Descripción de la alimentación del calamar gigante *Dosidicus gigas* D'Orbigny, 1835 en la costa occidental de la Península de Baja California. Maestría en Ciencias en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, CIBNOR. 100p.
- Ruelas-Inzunza, J. & F. Páez-Osuna. 2005. Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, México. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 74: 294-300.
- Ruelas-Inzunza, J. R. 2001. Concentración y distribución de metales pesados en tejidos de organismos representativos del bajo Golfo de California y áreas adyacentes: fauna y flora. Tesis de doctorado, UNAM. 131 p.
- Ruelas-Inzunza, J. R., M. Horvat, H. Pérez-Cortés & F. Páez-Osuna. 2003. Methylmercury and total mercury distribution in tissues of gray whales (*Eschrichtius robustus*) and spinner dolphins (*Stenella longirostris*) stayed along the lower Gulf of California, Mexico. Cienc. Mar. 29 (1): 1-8.

- Ruelas-Inzunza, J., F. Páez-Osuna & M. Arvizu-Merin. 2007. Mercury distribution in selected tissues of migratory and resident avifauna from Altata-Ensenada del Pabellón Lagoon, southeast Gulf of California. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 78: 39-43.
- Salinas-González, F. 1987. Cálculo de corrientes geostróficas e inducidas por el viento frente a Bahía Magdalena a partir de datos del crucero CICIMAR-8502. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, B.C.S. 116 p.
- Scapini, E. M., S. Andrade & J. E. Marcovecchio. 1993, Total mercury distribution in two shark species from Buenos Aires province coastal waters, in Argentina. Proc. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment, Toronto, 1: 82-85.
- Schaefer, K. M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commn. 21(5):75.
- Schmitter-Soto, J.J. 1992. Aspectos autoecológicos de los triglidos (Pisces: Scorpaeniformes) en la costa occidental de B. C. S. Tesis de Maestría. CICIMAR. 98 p.
- Shultz, C.D. & B. M. Ito. 1979. Mercury and selenium in blue marlin, *Makaira nigricans*, from the Hawaiian islands. Fish. Bull., 76 (4): 872-879.
- Shultz, C.D. and Crear, D. 1976. The distribution of total and organic mercury in seven tissues of the Pacific blue marlin, *Makaira nigricans*. Pac. Sci.
- Shumilin, E. N, G. Rodríguez-Figueroa, O. M. Bermea, E. Baturina, E. Hernández & G. D. R. Meza. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, Península of Baja California, Mexico. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 65: 261-268.
- Soto-Jiménez, M. F., F. Amezcua & R. González-Ledesma. 2010. Nonessential Metals in Striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and Assessment of Human Health Risk. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 58: 810-818.
- Storelli, M.M. 2008. Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). Food Chem. Toxicol. 46:2782–2788

- Storelli, M. M. & G. O. Marcotrigiano. 2002. Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 69: 516-522.
- Storelli, M. M., V. P. Busco & G. O. Marcotrigiano. 2005. Mercury and Arsenic Speciation in the Muscle Tissue of *Scyliorhinus canicula* from the Mediterranean Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (2005) 75:81–88
- Storelli, M. M., & G. O. Marcotrigiano. 2001. Total mercury levels in muscle tissue of swordfish (*Xiphias Gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus Thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). J. Food Protection. 64 (7): 1058-1061.
- Storelli, M.M., R. Giacomini-Stuffer & G.O. Marcotrigiano. 2001. Total mercury and methylmercury in tuna fish and sharks from the South Adriatic sea. Italian J. Food Sci. 13 (1): 101–106.
- Suk, S. H., S. E. Smith & D. A. Ramon. 2009. Bioaccumulation of mercury in pelagic sharks from the northeast Pacific Ocean. CalCOFI Rep., Vol. 50: 172-177.
- Sverdrup, H. W., M. W. Johnson & R. H. Fleming. 1942. The Oceans: the physics, chemistry and general biology. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliff, New Jersey, E. U. A. 1087p.
- Svobodová, Z., R. Lloyd, J. Máchová & B. Vyrusová. 1993. Water Quality and fish health. FAO Roma, 67 p.
- Tavares, R. 2008. Occurrence, diet and growth of juvenile blacktip Sharks, *Carcharhinus limbatus*, from Los Roques Archipelago National Park, Venezuela. Caribbean J. Sci., 44 (3): 291-302.
- Thomson, D. A., L. T. Findley & A. N. Kerstitch. 2000. Reef fishes of the Sea of Cortez. The rocky-shore fishes of the Gulf of California. The University of Texas, New York, 353 p.
- Tollefson L. & F. Cordel. 1986. Methylmercury in fish: A review of Residue levels, fish consumption and regulatory action in the United States. Environ. health Persp. 68:203-208.
- Tripp-Valdez, A. 2005. Ecología trófica del dorado *Coryphaena hippurus* (Linnaeus, 1758) en dos áreas del sur del Golfo de California. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, 125 p.

- USA EPA. 1997. Report to congress: Mercury. Us Environmental Protection Agency, Washington, D. C.
- Velasco-Tarelo, P. M. 2005. Hábitos alimenticios e isótopos de ^{13}C y ^{15}N del tiburón mako *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810) en la costa Occidental de Baja California Sur. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, 97p.
- Vélez-Alavez, M. 2009. Indicadores de estrés oxidativo relacionados con la presencia de elementos traza (plomo, cadmio, mercurio y arsénico), en diferentes tejidos de tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*). Tesis de maestría. CIBNOR. La Paz, Baja California Sur. 75 p.
- Voegborlo, R. B., A. Matsuyama, H. Akagi, A. A. Adimado & J. H. Ephraim. 2006. Total mercury and methylmercury accumulation in the muscle tissue of frigate (*Auxis thazard thazard*) and yellow fin (*Thunnus albacares*) tuna from the Gulf of Guinea, Ghana. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 76:840–847
- Wagemann, R. & D. C. G. Muir. 1984. Concentration of heavy metals and organochlorines in marine mammals of Northern waters: overview and evaluation. Canadian Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1279.
- Walker I. T. 1988. Mercury Concentrations in edible tissues of elasmobranchs, teleosts, crustaceans and mollusks from south-eastern Australian waters. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 39: 39-49.
- Walker, T. I. 1976. Effects of the species, sex, length, and locality on the mercury content of school shark *Galeorhinus australis* (Macleay) and gummy shark *Mustelus antarcticus* (Gunther) from south-eastern Australian waters. Austr. J. Mar. Freshw. Res., 270: 603-616.
- Walsh, J. J., J. C. Kelley, T. E. Whitley & J. J. Mclsaacs. 1974. Spin-up of the Baja California upwelling ecosystem. Limn. Oceanogr. 19: 553-571.
- Watling, J.R., T.T. Mcclurg & R.C. Staton, 1981. Relation between Mercury concentration and size in the mako shark. Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 26: 352-358.
- Wetherbee M.B., Gruber H.S. & E. Cortes. 1990. Diet, feeding habits, digestion and consumption in Sharks, with special reference to the lemon shark, *Negaprion brevirostris*. p. 29-47 *En: Pratt L.H., Gruber H.S. & T. Taniuchi. (Eds).*

Elasmobranchs living resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries.

- WHO. 1995. Methylmercury. *En: Environmental Health Criteria*. World Health Organization. Ginebra.
- Wolff, C. A. 1982. A beak key for eight eastern tropical Pacific cephalopods species, with relationship between their beak dimensions and size. Fish. Bull., 80(2): 357-370.
- Wolff, C. A. 1984. Identification and estimation of size from the beaks of eighteen species of cephalopods from the Pacific Ocean. NOAA Technical Report NMFS, 17: 50 p.
- Wooster, W. S. & T. Cromwell. 1958. An oceanographic description of the Eastern Tropical Pacific. Bull. Scripps Inst. Oceanogr., 7 (3): 169-282.
- Wourms J.P. 1981. Viviparity: Maternal-fetal relationships in fishes. Am. Zool. 17: 379-410.
- Yamashita Y., Y. Omura & E. Okazak. 2005. Total mercury and methylmercury levels in commercially important fishes in Japan. Fish. Sci., 71 (5): 1029-1035.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical análisis (4th ed). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1-1029 p.