



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

Arsénico, mercurio y selenio en pez vela (*Istiophorus platypterus*), dorado (*Coryphaena hippurus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el sureste del Golfo de California: distribución, biomagnificación y riesgos a la salud

TESIS

Que para optar por el grado de:
DOCTOR EN CIENCIAS

Presenta:

MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO

Tutores principales:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Comité tutorial:

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

Instituto de Geofísica, UNAM

DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

DR. MARTÍN G. FRÍAS ESPERICUETA

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

MÉXICO, D. F., ENERO DE 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

Unidad Académica Mazatlán



Arsénico, mercurio y selenio en pez vela (*Istiophorus platypterus*), dorado (*Coryphaena hippurus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el sureste del golfo de california: distribución, biomagnificación y riesgos a la salud

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

Doctor en Ciencias

(Química Acuática)

P r e s e n t a:

M.C. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO

Director de tesis:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

Comité Tutorial:

DR. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS

DR. MARTÍN G. FRÍAS ESPERICUETA

DRA. M. AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS

MÉXICO D.F., ENERO DE 2016

Este trabajo se desarrolló en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación costera de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a cargo del Dr. Federico Páez Osuna, y en el laboratorio de Contaminación Metálica del Departamento de Conservación y Calidad de Alimentos del Instituto de Agroquímica y Tecnología de los Alimentos, del Consejo Superior de Investigaciones Científicas en Valencia, España, dirigido por las Dras. Dinoraz Vélez Pacios y Vicenta Devesa Pérez.

El estudio se llevó a cabo gracias al financiamiento del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación (PAPIIT) IN208813 de la UNAM, al apoyo de la Dirección General de Investigación y Posgrado (DGIP-UAS; proyecto 99 y 107) de la Universidad Autónoma de Sinaloa y al proyecto CONACYT 204818. La estancia académica en el laboratorio de Contaminación Metálica en Valencia, España, fue posible mediante el apoyo de la Beca Mixta del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), al “Programa de Apoyo Académico del Posgrado de Alta Calidad” de CONACYT y al Programa de Apoyos Económicos del Posgrado (PAEP) de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM.

AGRADECIMIENTOS

A mis hijos Jair Daren y David Uziel porque son la chispa diaria que me anima a seguir. A mis padres Jorge Luis Bergés y Elizabeth Tiznado, que están siempre apoyándome y motivándome a superar cada obstáculo que se ha cruzado por mi vida, ellos jamás me dejaron caer y gracias a ellos he llegado hasta aquí. A mi tía, Julia Esther Tiznado, a mi abuela, Lucrecia Valdivia, a mi primo Carlos Tiznado y a Israel Bobadilla Montellano por sus sabios consejos, regaños y su manera imparcial de ver la vida que tanto me ha ayudado. A mis hermanos, Víctor y Angélica Tiznado y Jorge Luis y Arturo Bergés y a sus familias por todo su apoyo y amor.

A la Unidad Académica Mazatlán de Ciencias de Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México y al CONACYT por proporcionarme el apoyo logístico, académico y económico tanto para la realización del posgrado, como para la estancia académica.

A mi director de tesis, el Dr. Federico Páez Osuna, por haberme dado la oportunidad de trabajar con él y compartir con nosotros su conocimiento, lecciones de vida y sus dichos, al cual, le tengo mucho cariño y respeto por ser un excelente profesor, guía, tutor y por su infinita paciencia, apoyo y disposición, fundamental en mi progreso y gracias a él este proyecto es una realidad.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva por su invaluable ayuda en la validación e implementación de las técnicas de laboratorio, por ser también un excelente profesor y guía, por toda su paciencia, apoyo y enseñanzas.

Al Dr. Fernando Márquez Farías por introducirme al fascinante mundo de los depredadores tope, por el gran apoyo que me brindó desde el primer momento de acudir por su tutoría y aceptarme como alumna, por la atención, disponibilidad, confianza y paciencia durante mi formación académica y por ayudarme a recolectar las muestras.

A mi codirector de tesis, el Dr. Felipe Galván Magaña, por guiarme durante mi anteproyecto hasta convertirlo en algo concreto, por aceptarme como su alumna y siempre estar disponible para resolver mis dudas y por todas sus sugerencias para enriquecer este proyecto.

Al Dr. Yassir Torres por su colaboración en la identificación de las presas de los contenidos estomacales de los organismos, por su ayuda en los muestreos y por todo el tiempo, consejos, enseñanzas y sobre todo por su amistad.

A la Dra. María Aurora Armienta Hernández y al Dr. Martín Frías Espericueta por poner siempre a prueba mis conocimientos y alentarme a indagar más, por todos sus consejos, por su disponibilidad y tiempo invertido para resolver mis inquietudes y revisar mis avances y progresos.

A las Dras. Vicenta Devesa Pérez y Dinoraz Vélez Pacios, por recibirme en su laboratorio de Contaminación Metálica para realizar una estancia de entrenamiento en metodologías y técnicas para cuantificar arsénico inorgánico, siendo la última, quién me guío en la determinación analítica durante la estancia y me dio la calidez de una familia y amistad, a Gabriela Matuoka Chiocchetti, María Jesús Clemente Peiró y Carlos Jadán Piedra por su ayuda en el laboratorio y sobre todo por su amistad y excelente trabajo en equipo.

A la Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez, a la M. en C. Suammy Gabriela Alarcón Silvas, por sus revisiones críticas y cariñosas, que tanto me han ayudado a redactar, por sus consejos, recomendaciones en este trabajo y por sobretodo, su apoyo incondicional como amigas y compañeras.

Al M. en C. Raúl Lara, Alfonso Portillo, Dalia Moreno Sierra, Kathya Bergés García y Juan Pablo Mora por su valiosa e invaluable ayuda prestada en la realización de los muestreos y por el gran trabajo en equipo que desempeñamos.

A Brenda Cárdenas Ortega, Cinthya Santoyo Peña, Jacqueline Tirado Chiquiete de la Universidad Politécnica de Sinaloa, a Stephani Partida Allerdi y Francys Garay del Instituto Tecnológico de Mazatlán por su apoyo en la preparación de material, el procesamiento de las muestras y las digestiones ácidas.

Al profesor, el Dr. Jorge Ruelaz Inzunza y al Dr. Martín Soto Jiménez, por sus consejos, enseñanzas, sugerencias y por motivarme y alentarme a buscar siempre más. Al M. en C. Rafael Hernández Guzmán por su ayuda en la elaboración de mapas del área de estudio.

A Margarita Cordero Ruiz, Gabriela Almaraz Mejía, Diana Juárez Bustos, Natalia Medina, Chantal G. Ruiz Guerrero y Guadalupe Godoy Medina, por su gran disposición de ayuda y colaboración en trámites burocráticos del posgrado. A la Sra. María Clara Ramírez Jáuregui y al Lic. Daniel Oviedo, por su ayuda eficaz en la recopilación de información y obtención de bibliografía tanto para la tesis como para las actividades. Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz, al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez y a la Lic. Herlinda Rojas, por su trabajo en el centro de cómputo, por su activo mantenimiento en las líneas de comunicación electrónica, su apoyo en el manejo de programas.

A mi segunda familia, con mucho cariño, los M. en C.: Suammy Gabriela Alarcón, Kathya Bergés García, Juan Francisco Fierro Sañudo, Marcela Fregoso López, Armando León Cañedo, Juan Pablo Mora, Dalia Moreno Sierra, Javier Ramírez Rochín, Omar Alejandro Rubio Hernández, Gladys Valencia,

A mis amigas del alma, la M. en C. Ana Luisa Kiel Martínez, la M. en I.Q. Carmen García Araiza, la I.B.Q. Sandra Mancilla Montes, Gisela Barrón Manjarrez, Marcela Lizárraga Ríos y Maricela Barrón Polanco, por su infinito apoyo y el crecimiento que hemos alcanzado juntas, porque han sido intermediarias para alcanzar todos mis logros académicos y personales.

ÍNDICE

	Página
1. Introducción.....	1
1.1. Metales y metaloides.....	4
1.1.1. Mercurio.....	5
1.1.2. Arsénico.....	6
1.1.3. Selenio.....	7
1.2. Antagonismo y sinergismo entre elementos.....	8
1.2.1. Selenio y mercurio.....	9
1.2.2. Selenio y arsénico.....	10
1.3. Depredadores tope marinos.....	11
1.3.1. Dorado.....	11
1.3.2. Pez vela.....	12
1.3.3. Tiburón martillo.....	13
2. Antecedentes.....	15
2.1. Estudios internacionales.....	15
2.2. Estudios en México.....	18
3. Área de estudio.....	22
4. Justificación e importancia.....	23
5. Hipótesis.....	24
6. Objetivos.....	25
7. Metodología.....	26
7.1. Muestreos.....	26
7.2. Preparación de las muestras.....	27
7.3. Recolección de presas principales.....	28
7.4. Determinación de elementos.....	30
7.4.1. Arsénico y selenio.....	30
7.4.2. Mercurio.....	31
7.4.3. Arsénico inorgánico.....	31
7.5. Biomagnificación.....	35
7.6. Evaluación de riesgos a la salud.....	36
7.7. Análisis estadístico.....	38

	Página
8. Resultados.....	39
8.1. Humedad de los tejidos.....	39
8.2. Tiburón martillo.....	40
8.2.1. Biometrías.....	40
8.2.2. Concentración de mercurio y selenio.....	41
8.2.3. Concentración de arsénico y arsénico inorgánico.....	50
8.2.4. Relación entre elementos.....	55
8.2.5. Aporte de mercurio, selenio y arsénico a partir de la dieta.....	58
8.2.6. Biomagnificación.....	59
8.2.7. Riesgos a la salud.....	60
8.2.8. Discusión.....	63
8.3. Pez vela.....	73
8.3.1. Biometrías.....	73
8.3.2. Concentración de mercurio y selenio.....	75
8.3.3. Concentración de arsénico y arsénico inorgánico.....	83
8.3.4. Relación entre elementos.....	89
8.3.5. Aporte de mercurio, selenio y arsénico a partir de la dieta.....	90
8.3.6. Biomagnificación.....	92
8.3.7. Riesgos a la salud.....	93
8.3.8. Discusión.....	98
8.4. Dorado.....	105
8.4.1. Biometrías.....	105
8.4.2. Concentración de mercurio y selenio.....	107
8.4.3. Concentración de arsénico y arsénico inorgánico.....	114
8.4.4. Relación entre elementos.....	120
8.4.5. Aporte de mercurio, selenio y arsénico a partir de la dieta.....	121
8.4.6. Biomagnificación.....	124
8.4.7. Riesgos a la salud.....	125
8.4.8. Discusión.....	130
9. Relación entre especies.....	135
9.1. Biomagnificación.....	139
10. Conclusiones.....	142
Bibliografía.....	148
Anexo 1.....	169
Anexo 2.....	182

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Incorporación de Se a las selenoproteínas y formación del complejo no tóxico Hg-Se.....	10
Figura 2. Dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>) y su distribución.....	12
Figura 3. Pez vela (<i>Istiophorus platypterus</i>) y su distribución.....	13
Figura 4. Tiburón martillo (<i>Sphyrna lewini</i>) y su distribución.....	14
Figura 5. Ubicación del área de estudio.....	22
Figura 6. Medidas estándares para las especies de estudio.....	26
Figura 7. Estado de digestión de los organismos presa.....	29
Figura 8. Espectrofotómetro de absorción atómica AAnalyst 800 (Perkin-Elmer) y SpectraAA 220 (VARIAN VGA-110).....	31
Figura 9. Determinación de As inorgánico.....	33
Figura 10. Proceso esquematizado para As inorgánico.....	34
Figura 11. Distribución de frecuencias de peso y longitud total de tiburón martillo <i>S. lewini</i>	40
Figura 12. Modelo potencial entre longitud total y el peso de juveniles de <i>S. lewini</i>	41
Figura 13. Histograma de frecuencias de Hg total en músculo, hígado, riñón y cerebro de <i>S. lewini</i>	42
Figura 14. Correlaciones entre Hg en músculo, hígado, riñón y cerebro con la longitud total de <i>S. lewini</i>	43
Figura 15. Correlaciones entre la edad y la concentración de Hg en músculo e hígado de <i>S. lewini</i>	44
Figura 16. Correlación entre el Hg de hígado y riñón y entre el Hg del músculo y cerebro de <i>S. lewini</i>	45
Figura 17. Histograma de frecuencias de Se en músculo, hígado, riñón y cerebro de <i>S. lewini</i>	46
Figura 18. Asociaciones del Se con la longitud total en músculo, hígado, riñón y cerebro de <i>S. lewini</i>	47
Figura 19. Correlación entre Se en el músculo y Se en el riñón de <i>S. lewini</i>	47
Figura 20. Histograma de frecuencias de As en músculo, hígado, riñón y cerebro de <i>S. lewini</i>	50
Figura 21. Correlaciones entre el As en músculo, hígado, riñón y cerebro de <i>S. lewini</i> con la longitud total y la edad.....	52
Figura 22. Asociación entre el As en el cerebro y As en el riñón de <i>S. lewini</i>	53

	Página
Figura 23. Correlaciones entre el As inorgánico y peso, longitud total y edad de <i>S. lewini</i>	55
Figura 24. Correlaciones significativas entre el Hg, Se y As por tejido de estudio de <i>S. lewini</i>	57
Figura 25. Distribución de frecuencias de Se-HBV en músculo de <i>S. lewini</i>	60
Figura 26. Curvas de exposición a Hg, Se y As inorgánico de acuerdo a consumo diario de <i>S. lewini</i> y peso de la población.....	62
Figura 27. Distribución de frecuencias de peso y longitud maxilar inferior del pez vela <i>I. platypterus</i>	74
Figura 28. Modelo lineal entre longitud maxilar inferior y el peso de <i>I. platypterus</i> ...	74
Figura 29. Histograma de frecuencias de concentración de Hg en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i>	75
Figura 30. Correlaciones entre la concentración de Hg en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i> con la longitud maxilar inferior.....	76
Figura 31. Histograma de frecuencias de concentración de Se en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i>	78
Figura 32. Asociaciones del Se con la longitud maxilar inferior en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i>	79
Figura 33. Diferencias entre las concentraciones de Se en machos y hembras en hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	80
Figura 34. Histograma de frecuencias de As en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i>	84
Figura 35. Correlaciones de As con la longitud maxilar inferior en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>I. platypterus</i>	85
Figura 36. Asociación entre el As en el hígado y músculo y gónada de <i>I. platypterus</i>	86
Figura 37. Diferencias de As en la gónada entre machos y hembras.....	87
Figura 38. Distribución de frecuencias de valores individuales de Se-HBV en músculo y gónada de <i>I. platypterus</i>	93
Figura 39. Curvas de exposición para Hg, Se y As inorgánico de acuerdo al consumo de músculo de <i>I. platypterus</i> y peso de la población.....	96
Figura 40. Curvas de exposición para Hg, Se y As inorgánico de acuerdo al consumo de la gónada de <i>I. platypterus</i> y peso de la población.....	97
Figura 41. Distribución de frecuencias de peso y longitud furcal del dorado <i>C. hippurus</i>	106

	Página
Figura 42. Modelo potencial entre longitud furcal y el peso de <i>C. hippurus</i>	106
Figura 43. Histograma de frecuencias de Hg en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>C. hippurus</i>	107
Figura 44. Correlaciones de Hg con la longitud furcal en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>C. hippurus</i>	108
Figura 45. Histograma de frecuencias de Hg en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>C. hippurus</i>	109
Figura 46. Correlaciones de los niveles de Se con la longitud furcal en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>C. hippurus</i>	110
Figura 47. Diferencias entre las concentraciones de machos y hembras en Se en hígado y Hg en la gónada de <i>C. hippurus</i>	113
Figura 48. Correlaciones de la LF y la relación molar Se:Hg en músculo, hígado, riñón y en la gónada de <i>C. hippurus</i>	114
Figura 49. Histograma de frecuencias de concentración de As en músculo, hígado, riñón y gónadas del pez dorado <i>C. hippurus</i>	115
Figura 50. Correlaciones de los niveles de As con la longitud furcal en músculo, hígado, riñón y gónada de <i>C. hippurus</i>	116
Figura 51. Diferencias entre las concentraciones de machos y hembras en en la gónada de <i>C. hippurus</i>	117
Figura 52. Correlaciones de los niveles de As inorgánico con la longitud furcal en músculo y gónada de <i>C. hippurus</i>	120
Figura 53. Distribución de frecuencias de valores individuales de Se-HBV en músculo y gónada de <i>C. hippurus</i>	125
Figura 54. Curvas de exposición para Hg, Se y As inorgánico de acuerdo al consumo de músculo de <i>C. hippurus</i> y peso de la población.....	128
Figura 55. Curvas de exposición para Hg, Se y As inorgánico de acuerdo al consumo de gónada de <i>C. hippurus</i> y peso de la población.....	129
Figura 56. Porcentajes de la distribución de Hg, Se y As de cada órgano de estudio en tiburón martillo, pez vela y pez dorado en relación a la concentración total en el organismo.....	138

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Presas principales de los organismos de estudio.....	28
Tabla 2. Humedad promedio en los tejidos de depredadores tope.....	39
Tabla 3. Medidas morfométricas de los tiburones martillo <i>S. lewini</i>	40
Tabla 4. Concentraciones y relación molar de Se y Hg en tejidos de <i>S. lewini</i>	48
Tabla 5. Concentración promedio de As total en tejidos de <i>S. lewini</i>	53
Tabla 6. As total e inorgánico individuales en músculo de tiburón martillo <i>S. lewini</i> ...	54
Tabla 7. Organismos que componen la dieta de <i>S. lewini</i> de acuerdo a los contenidos estomacales y sus niveles de Se, Hg y As.....	58
Tabla 8. Factores de biomagnificación para el tiburón martillo <i>S. lewini</i> , individuales y por especie presa de Hg, Se y As.....	59
Tabla 9. Factores de riesgo de acuerdo al consumo de músculo de <i>S. lewini</i> para distintos pesos de la población expuesta.....	61
Tabla 10. Concentraciones de Hg, Se y As en tiburones de la familia Sphyrnidae del Océano Pacífico.....	67
Tabla 11. Edad y medidas morfométricas de los peces vela <i>I. platypterus</i>	73
Tabla 12. Correlaciones entre las concentraciones de Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez vela <i>I. platypterus</i>	81
Tabla 13. Promedio de Hg y Se, relaciones molares Se:Hg y correlaciones entre la relación molar Se:Hg y la longitud maxilar inferior, peso y edad del pez vela <i>I. platypterus</i>	82
Tabla 14. Concentración promedio de As en tejidos de <i>I. platypterus</i>	87
Tabla 15. Niveles individuales de As total e inorgánico en músculo y gónada de pez vela y porcentaje de As inorgánico.....	88
Tabla 16. Correlaciones entre las concentraciones de As, Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez vela <i>I. platypterus</i>	89
Tabla 17. Organismos que componen la dieta del pez vela <i>I. platypterus</i> de acuerdo a los contenidos estomacales y niveles de Se, Hg y As en los mismos.....	91
Tabla 18. Factores de biomagnificación individuales y por especie presa de Hg, Se y As para <i>I. platypterus</i>	92
Tabla 19. Factores de riesgo de acuerdo al consumo a distintos pesos de la población expuesta con respecto al músculo de pez vela.....	94

Tabla 20. Factores de riesgo de acuerdo al consumo a distintos pesos de la población expuesta con respecto a la gónada de pez vela.....	95
Tabla 21. Concentraciones de Hg, Se y As de peces picudos del mundo.....	101
Tabla 22. Medidas morfométricas de los dorados <i>C. hippurus</i> capturados.....	105
Tabla 23. Correlaciones de Spearman entre el Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas de pez dorado <i>C. hippurus</i>	111
Tabla 24. Se y Hg promedio y relaciones molares en tejidos de <i>C. hippurus</i>	112
Tabla 25. Correlaciones de Spearman de los niveles As entre los tejidos de estudio.....	116
Tabla 26. Concentración promedio de As en tejidos de <i>C. hippurus</i>	118
Tabla 27. Niveles individuales de As total e inorgánico en músculo y gónada de pez dorado y porcentaje de As inorgánico.....	119
Tabla 28. Correlaciones entre las concentraciones de As, As _i , Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez dorado <i>C. hippurus</i>	121
Tabla 29. Organismos que componen la dieta de <i>C. hippurus</i> de acuerdo a los contenidos estomacales y niveles de Se, Hg y As.....	123
Tabla 30. Factores de biomagnificación individuales y por especie presa de Hg, Se y As para <i>C. hippurus</i> , para cada uno de los sitios de muestreo.....	124
Tabla 31. Factores de riesgo de acuerdo al consumo a distintos pesos de la población expuesta con respecto al músculo de pez dorado.....	126
Tabla 32. Factores de riesgo de acuerdo al consumo a distintos pesos de la población expuesta con respecto a la gónada de pez dorado.....	127
Tabla 33. Concentraciones de Hg, Se y As de <i>C. hippurus</i> del mundo.....	132
Tabla 34. Comparación entre elementos y tejidos de tiburón martillo, pez vela y dorado	139
Tabla 35. Factores de Biomagnificación (FB) de tramas tróficas marinas y/o estuarinas en el mundo.....	140

RESUMEN

Se evaluaron los niveles de mercurio, selenio, arsénico y As inorgánico (As_i), en músculo, hígado, riñón y cerebros del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y en músculo, hígado, riñón y gónadas de pez vela *Istiophorus platypterus* y dorado *Coryphaena hippurus*, provenientes del SE Golfo de California. Se calculó la relación molar Se:Hg, factor de biomagnificación e índices de riesgo para la salud humana. Se recolectaron 40 *S. lewini*, 67 *I. platypterus* y 58 *C. hippurus* durante 2011-2013, las muestras se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica; el As_i por extracción con disolventes orgánicos y mineralización seca.

Las concentraciones promedio fueron para Hg en el tiburón martillo: músculo>hígado>riñón>cerebro; Se riñón>hígado>cerebro>músculo; As músculo>hígado>cerebro>riñón. En el pez vela Hg hígado>músculo> riñón>gónada; Se riñón>hígado>gónada>músculo; As gónada>hígado>riñón>músculo. Para el pez dorado, el Hg en los tejidos estudiados fue muy bajo; Se fue riñón>hígado>gónada>músculo, As en gónada tuvo los mayores niveles y músculo los menores. El As_i promedio en músculo y gónadas de los tres organismos fue <17 µg/kg (húmedo).

En el tiburón martillo, el Hg en músculo tuvo una correlación positiva significativa con la talla, y el Hg en el hígado una negativa. El Se no presentó correlaciones significativas con la longitud total y el As en hígado y en músculo sí. Para el pez vela el Hg en los 4 tejidos estudiados mostró correlaciones significativas con la talla y peso. Los valores de Se:Hg reflejaron un exceso de Se presente en los tejidos y una tendencia a disminuir con el peso y longitud en *I. platypterus* y *C. hippurus*. Los niveles de Hg, Se y As en las presas principales de las especies estudiadas fueron muy bajos, por tanto se evidenció una biomagnificación. En el músculo de los tres organismos estudiados se acumuló la carga mayor de los tres elementos examinados.

ABSTRACT

In this study was evaluated the distribution of mercury, selenium, arsenic and inorganic arsenic in muscle, liver, kidney and brains of hammerhead shark *Sphyrna lewini* and in muscle, liver, kidney and gonads of the indo-pacific sailfish *Istiophorus platypterus* and the common dolphinfish *Coryphaena hippurus* from SE Gulf of California. The biomagnification factor, Se:Hg molar ratios and risk assessments indexes were calculated. A total of 40 hammerhead sharks, 67 sailfishes and 58 dolphinfishes were collected during 2011-2013. Mercury was analyzed by cold vapor atomic absorption spectrometry (AAS); selenium and arsenic were determined by AAS with graphite furnace atomization and Zeeman Effect and inorganic arsenic by organic solvent extraction, dry ashes and AAS with hydride generation.

In hammerhead sharks, Hg mean concentrations exhibited the following pattern: muscle>liver>kidney>brain; Se kidney>liver>brain>muscle; As muscle>liver>brain>kidney. For sailfish, the patterns followed by Hg were liver>muscle>kidney>gonad; Se kidney>liver>gonad>muscle and As gonad>liver>kidney>muscle. The levels of Hg found in the tissues of dolphinfish were very low but Se was higher in kidney>liver>gonad>muscle; As had the highest levels in gonads and the lowest in muscle. Inorganic arsenic in muscle and gonads of the organisms were below of 17 µg/kg (wet weight).

Significant correlations were found for Hg in muscle and liver with size and weight. No associations were found between Se and size, but correlations were established for As in liver and muscle and size. Strong associations were found between Hg in the four studies tissues of the sailfish and size and weight. An excess of Se over Hg was found; in the sailfish and the dolphinfish Se:Hg molar ratios tended to decrease at higher weights and sizes of the organisms. The results indicated biomagnification due that Hg, Se and As levels in preys were low. Mainly all the Hg, Se and As load ends up in muscle tissue of the three studied species.

1. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California se caracteriza por la presencia de aproximadamente 900 islas y 40 estuarios y lagunas costeras (Páez-Osuna *et al.*, 2003). El Golfo y sus ecosistemas adyacentes incluyen una gran diversidad de mamíferos marinos, aves, reptiles y una amplia variedad de peces y moluscos; los humedales de la región comprenden diversos hábitats que incluyen bosques de manglar, marismas, lagunas intermareales, pantanos, lagunas interiores de agua dulce, sistemas marinos y salobres, donde hay una rica y compleja trama alimenticia, con importantes zonas de crianza de aves, peces, crustáceos y mamíferos (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Este gran ecosistema soporta pesquerías de camarón, pequeños peces pelágicos (sardina, anchoveta), calamar, hasta grandes peces pelágicos (atún, marlin, pez espada, dorado y alrededor de 40 especies de tiburón), que van, desde la pesca altamente industrializada a la artesanal (Osuna-López e Izagurre-Fierro, 2000; Lluch-Cota *et al.*, 2007).

Numerosos sitios del Golfo de California y sus alrededores están siendo alterados principalmente a causa de los asentamientos humanos, la agricultura, acuicultura y la sobrepesca. Adicionalmente en algunos sitios como Cerro Prieto y la cuenca de Guaymas, situados al extremo norte de la Península de Baja California y en la parte central del golfo, respectivamente, las descargas hidrotermales pueden constituir una fuente adicional importante de contaminantes para el agua y los organismos (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009). Un ejemplo de lo anterior, es el estado de Sinaloa, que se encuentra en la llanura costera sur oriental del Golfo de California. Su extensión territorial es de 58,092 km² (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Entre las actividades antropogénicas que se desarrollan en Sinaloa y que aportan contaminantes e impactan a los ecosistemas terrestres y acuáticos, sobresalen la agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, minería, turismo y los asentamientos humanos (Green-Ruíz *et al.*, 2009).

De acuerdo a la FAO (2015), en México se consumieron 10.7 kg por persona al año de mariscos en general en el año 2011. De acuerdo a la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA), en México, el consumo de mariscos per cápita aparente anual en 2013 fue de 13.23 kg, de los cuales 9.40 kg fue para consumo humano directo y

3.83 kg para consumo humano indirecto, estas cifras se mantienen actualmente (CONAPESCA, 2015a; 2015b). De acuerdo al Anuario de Pesca de 2013, Sinaloa tuvo una producción pesquera de 328,586 toneladas para consumo humano directo, destacándose entre los depredadores tope, los túnidos y tiburones. La captura de tiburón fue de 3,710 toneladas y de cazón se contabilizaron 987 toneladas (peso desembarcado), con un valor comercial de 66,518 y 21,322 miles de pesos, respectivamente, mientras que el consumo aparente y per cápita de tiburón y cazón fue de 0.23 kg, superado en número por peces de escama (1.57), sardinas y macarela (1.50) y túnidos (1.34) (CONAPESCA, 2015a). El músculo de tiburón es accesible, está al alcance de la población y es altamente consumido entre los residentes locales, además el aceite del hígado de este elasmobranquio es un subproducto utilizado en la formulación de alimento para ganado (Hurtado-Banda *et al.*, 2012).

Mazatlán es un municipio de Sinaloa, en donde el rubro pesquero es el más importante por su contribución económica nacional, es un puerto con gran actividad de pesca industrial (camarón, atún, sardina, etc.) y ribereña (sierra, cochitos, pargos botete, tiburón) en el litoral del Pacífico mexicano (Morán-Angulo *et al.*, 2007; Bizzarro *et al.*, 2009). Los tiburones más abundantes, considerados depredadores tope, que se capturan en la pesca artesanal de Sinaloa, son el cazón bironche *Rhizoprionodon longurio* y el tiburón martillo o cornuda *Sphyrna lewini* (Bizzarro *et al.*, 2009; Torres-Rojas *et al.*, 2010).

Otros depredadores tope de importancia económica y ecológica son los de la pesca deportiva. En el Pacífico mexicano, incluyendo a Mazatlán, son comunes e importantes tres especies de peces picudos: el pez vela (*Istiophorus platypterus*), el marlin rayado (*Tetrapturus audax*) y el marlin azul (*Makaira nigricans*), en orden de abundancia (Abitia-Cárdenas *et al.*, 2010). Más de 5000 picudos se capturan cada año en aguas adyacentes a Mazatlán, las cuales son consideradas las más productivas para estas especies. El músculo de los peces picudos se comercializa ahumado y es ampliamente consumido (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). El dorado (*Coryphaena hippurus*) es otro depredador importante que está reservado para la pesca deportiva en México, aunque

también se captura artesanalmente, con una mayor abundancia de mayo a noviembre (Olson y Galván-Magaña, 2001; Tripp-Valdez *et al.*, 2010a), lamentablemente no hay registros sistemáticos de las capturas, ya que la pesquería artesanal del dorado está al margen de la ley por ser especie reservada para la pesca deportiva (Madrid y Beltrán-Pimentel, 2001). Ponerle cuando

El pez vela, el tiburón y el dorado, son depredadores tope en las tramas tróficas marinas y están particularmente expuestos a altos niveles de oligoelementos a través de la ingesta; además, estos organismos tienen altas tasas metabólicas y por lo tanto requieren gran cantidad de alimento, lo cual los hace más susceptibles a ciertos elementos tóxicos (Kojadinovic *et al.*, 2007; Damiano *et al.*, 2011). Estudios previos han demostrado la capacidad de los elasmobranchios para acumular altas concentraciones de Hg, As, Cu y Zn (Storelli *et al.*, 2011).

Está documentado que la exposición crónica de algunos elementos, incluso en niveles bajos, puede causar efectos adversos a la salud humana. La CERCLA (The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act), la ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) y la EPA (Environmental Protection Agency) de Estados Unidos, elaboraron una lista de sustancias peligrosas prioritarias, las cuales causan daño potencial a la salud humana debido a su toxicidad y a la exposición, el arsénico se encuentra desde 1997 en el primer sitio de esta lista y el mercurio en el lugar número 3 (ATSDR, 2014).

En el presente estudio se evaluaron los niveles de concentración y distribución de Hg, Se, As y el As inorgánico, en músculo, hígado, riñón y cerebros del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), músculo, hígado, riñón y gónadas de pez vela (*Istiophorus platypterus*) y dorado (*Coryphaena hippurus*), capturados en el sureste del Golfo de California. Adicionalmente, se evaluó la proporción molar del Se con respecto al Hg y el riesgo potencial para la salud humana a causa de la ingesta de depredadores tope marinos y la biomagnificación de estos elementos a través de las presas principales de estos organismos a partir de sus contenidos estomacales.

1.1. Metales y metaloides

Los metales son elementos que se conocen por su apariencia brillante, maleabilidad, ductilidad y conductividad, en cambio los metaloides tienen propiedades intermedias entre los elementos metálicos y no metálicos, tienen una apariencia menos lustrosa y son semiconductores (Newman y Unger, 2003). Los metales y metaloides son componentes naturales de todos los ecosistemas y están presentes en suelos, en el aire, en los océanos y sedimentos (Sánchez-Bayo, 2011), se mueven a través de la atmósfera, hidrósfera, litosfera y biosfera, su distribución es resultado de procesos naturales como erupciones volcánicas, erosión, hidrotermalismo y actividad bacteriana (Florea y Büsselberg, 2006; Gailer, 2007). El ciclo hidrológico, mediante sus reacciones químicas de intemperismo y la actividad de las ventilas hidrotermales, movilizan continuamente estos elementos que se encuentran en minerales y rocas ígneas y sedimentarias de la corteza terrestre hacia los mares (Gailer, 2007).

Los procesos físicos, biológicos y geoquímicos hacen que varíen los aportes de estos elementos tóxicos en el agua de mar; la concentración de estos en los océanos puede llegar a ser muy baja debido al alto poder de dilución de cuerpos de agua masivos (Luoma y Rainbow, 2008; Bennett *et al.*, 2013). Por otro lado, debido a las corrientes marinas y a las surgencias estos elementos se vuelven a hacer biodisponibles para la biota marina. También un hecho de suma importancia es que los aportes mayores de algunos metales y metaloides al ambiente son de origen humano, sobrepasando en muchos de ellos los flujos naturales; principalmente proceden de la minería, fabricación y aplicaciones industriales, quema de combustibles fósiles, efluentes de la industria alimenticia, escurrimientos urbanos, agricultura, etc., que eventualmente se incorporan a los ecosistemas marinos (Luoma y Rainbow, 2008).

El interés por conocer el contenido de metales y metaloides en los alimentos es debido a los efectos que tienen o pueden tener sobre la salud humana, ya que poseen la habilidad de concentrarse en los organismos marinos y eventualmente se vuelven tóxicos, tanto para la biota misma como para los humanos (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010). Algunos de estos elementos no tienen ningún uso biológico y la simple

exposición a estos es nociva. En cambio, otros como el cobre, selenio y zinc son esenciales, pero tóxicos en concentraciones elevadas (Ysart *et al.*, 2000).

1.1.1. Mercurio

Elementos como el mercurio (Hg), están ampliamente dispersos en el ambiente y no tienen ningún beneficio metabólico para los humanos, además de que no hay ningún mecanismo de homeostasis conocido para ellos. Sin embargo, muchas personas están expuestas a estos contaminantes por el tipo de ocupación, pero la mayoría lo está particularmente por medio de la dieta (Watanabe, 2002; Llobet *et al.*, 2003; Martí-Cid *et al.*, 2007). El Hg se utilizó como pigmento rojo mucho antes de implementar los procesos de refinación para obtener Hg elemental, la principal forma mineral en la que se encuentra es el cinabrio o sulfuro de mercurio (HgS), también se utiliza como catalizador en la producción de acetaldehído, ácido acético y cloruro de vinilo (Yu, 2005; Eisler, 2006).

Actualmente, se utiliza para producir algunos componentes de aparatos electrónicos, amalgamas dentales, extracción minera de oro y en pinturas (Newman y Unger, 2003). La contaminación de Hg en el ambiente proviene de fuentes naturales, entre las cuales se tiene la acción volcánica, erosión de sedimentos que contienen Hg y emisiones gaseosas de la corteza terrestre, aunque las que aportan una mayor cantidad de Hg provienen de las actividades antropogénicas como la minería, quema de combustibles fósiles, transporte de Hg en los jales mineros, procesamiento de pulpa y manufactura de papel, recubrimientos de Hg en semillas para la agricultura y emisiones de fundidoras (Yu, 2005).

La mayor cantidad de Hg depositado vía atmosférica se encuentra en forma inorgánica y en forma no disponible para integrarse a la trama trófica (Cheng *et al.*, 2011). El Hg también es bien conocido por su toxicidad (Yang *et al.*, 2008; Seixas *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2010; Trasande *et al.*, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011a), y al igual que el arsénico, depende de su forma química, ya que fácilmente se transforma a especies

volátiles y se transporta vía atmosférica (Yang *et al.*, 2008), de esta forma aún en áreas prístinas muy lejanas a las fuentes de Hg, hay impacto (Yang *et al.*, 2010).

El mayor riesgo ecológico y para la salud está en el metilmercurio (MeHg), resultado de la transformación de Hg inorgánico por algunos microorganismos en los sistemas acuáticos (Cheng *et al.*, 2011). El MeHg es una neurotóxina lipofílica que cruza membranas biológicas, se puede acumular en concentraciones peligrosas en los organismos y se biomagnifica a través de la cadena trófica, siendo los organismos más afectados las aves, peces y mamíferos que ocupan los niveles más altos de la trama alimenticia (Falcó *et al.*, 2006; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008; Luoma y Rainbow, 2008; Jaeger *et al.*, 2009; Trasande *et al.*, 2010; Cheng *et al.*, 2011; Newman *et al.*, 2011). El MeHg se bioacumula en un orden de millones de veces más en la cadena alimenticia marina a partir de su base (microorganismos) hacia los depredadores tope de la trama por medio de adsorción a la superficie corporal y por la ingesta de alimentos (Kehring *et al.*, 2010). Los humanos estamos expuestos cuando consumimos estos organismos como fuente de proteínas.

1.1.2. Arsénico

El arsénico (As) es bien conocido como contaminante de los ecosistemas acuáticos, especialmente porque se puede incorporar a la trama alimenticia y concentrarse en los organismos a un nivel que afecta su estado fisiológico, que finalmente representa un problema de salud para los humanos (Suhendrayatna *et al.*, 2001). Se utiliza en la manufactura de cristales y aleaciones metálicas, en metalurgia, en dispositivos microelectrónicos, como pesticida en la agricultura, como conservador de madera y en plantas de energía eléctrica (Newman y Unger, 2003; Peshut *et al.*, 2008; Shah *et al.*, 2009).

El arsénico existe en cuatro estados de oxidación (-3, 0, +3, +5) y en un gran número de formas orgánicas que son las menos peligrosas, e inorgánicas que son las más agresivas (Drewniak y Sklodowska, 2007). En su forma inorgánica presenta una toxicidad significativa para la biota acuática, incluso para los mamíferos (Leah *et al.*,

1992). El arsénico inorgánico [As(III) y As(V)] es altamente tóxico y causa deterioro mitocondrial e inhibición del metabolismo energético (Fattorini *et al.*, 2006). Los problemas de salud asociados con la exposición al As continúan llamando la atención mundial. Una amplia variedad de efectos adversos para la salud, incluido cáncer en la piel, en el hígado y en los pulmones, efectos cardiovasculares y neurológicos, se han atribuido a la exposición crónica a altas concentraciones de As (Lee, 2002).

El As se moviliza por procesos volcánicos, geotermales y microbiológicos y por medio del intemperismo en la superficie de las rocas, principalmente en forma inorgánica (Peshut *et al.*, 2007). Las ventilas hidrotermales aportan arsénico de una manera considerable, por ejemplo en el campo hidrotermal de Santorini en el Mar Egeo, los elementos más enriquecidos en el agua y los sedimentos son el Fe, Mn y As (Varnavas y Cronan, 2005); en el sistema hidrotermal de Bahía Tututm, Papua Nueva Guinea, se ha demostrado un enriquecimiento de As (III) en los sedimentos y precipitados hidrotermales (Price *et al.*, 2007). En las ventilas hidrotermales de Guaymas, Sonora, hay concentraciones considerables de As, los cuales se atribuyen a los aportes adicionales de este metaloide por medio de los sedimentos (Von Damm *et al.*, 1985).

1.1.3. Selenio

El selenio (Se) es un elemento esencial para un gran número de organismos, incluidos los humanos, se le conoce principalmente por su actividad antioxidante y por su uso terapéutico por la prevención de cáncer, sus propiedades antiinflamatorias y antivirales, se encuentra presente en al menos 25 proteínas y a diferencia de otros elementos interactúa con estas formando co-factores y son conocidas como selenoproteínas, presentes en todo organismo (Papp *et al.*, 2007). Un ejemplo de selenoproteína es la glutatión peroxidasa, la cual actúa como un mecanismo de defensa intracelular contra el daño oxidativo previniendo la formación de especies reactivas de oxígeno (Tinggi, 2003).

El selenio existe en altas concentraciones en las formaciones de rocas sedimentarias marinas ricas en carbono orgánico y las actividades humanas al perturbar o explotar

estas rocas o suelos asociados a ellas, movilizan al Se (Luoma y Rainbow, 2008). Este metaloide se utiliza en la producción de piezas o partes de dispositivos electrónicos, cristales, pigmentos y aleaciones, es un subproducto de la extracción minera de oro, cobre y níquel, también se encuentra en concentraciones muy altas en las cenizas del carbón (Newman y Unger, 2003).

La deficiencia de Se en la nutrición humana puede llevar a desarrollar varios desórdenes, pero puede ser sumamente tóxico dependiendo de la concentración y especiación del mismo (Yang *et al.*, 2008). El Se existe de forma natural en varios estados de oxidación (6, 4, 2, 0, -2), lo cual le permite formar diversos compuestos orgánicos como dimetilseleniuro y trimetilselenio (Tinggi, 2003). Sin embargo, la exposición a altos niveles puede producir efectos adversos sobre la salud, mientras que la exposición breve a altas concentraciones de selenio provoca náuseas, vómitos y diarrea; y la exposición crónica a altas concentraciones de compuestos de selenio produce una enfermedad llamada selenosis. Los signos y síntomas principales de la selenosis son pérdida del cabello, uñas quebradizas y anormalidades neurológicas, adormecimiento y otras sensaciones extrañas en las extremidades (ATSDR, 2003). Los compuestos orgánicos del Se son menos tóxicos que los inorgánicos como el selenito y el seleniato, este último compuesto es la forma más común del elemento en aguas alcalinas y por su estabilidad y solubilidad es el más peligroso para el ambiente, es decir, su forma más tóxica (IPCS, 1986; 2001).

1.2. Antagonismo y sinergismo entre elementos

Hay una controversia entre el público y los medios con respecto a los efectos en la salud por el consumo de pescado en personas, gran parte de la evidencia indica que el consumo de pescado reduce la mortalidad causada por enfermedades del corazón (arterias coronarias), que viene a ser la principal causa de muerte en naciones desarrolladas y en desarrollo (Mozaffarian, 2009). Los peces son una excelente fuente de proteína que contribuye a bajar el colesterol en la sangre ya que tienen ácidos grasos omega-3 que además de reducir los niveles de colesterol y la incidencia de enfermedades del corazón (Burger, 2009), contienen aminoácidos, minerales (P, K, Na,

Ca, Mg, I y Fe) y vitaminas solubles en agua, pero desafortunadamente también existen riesgos para la salud asociados con su consumo (Usydus *et al.*, 2009; Lando y Zhang, 2011; Calatayud *et al.*, 2012).

1.2.1. Selenio y mercurio

Existe el riesgo potencial de toxicidad por la exposición al Hg, encontrado en algunos peces en niveles relativamente altos. Sin embargo, los mariscos son ricos en Se, el cual puede protegernos del padecimiento cardiovascular y de los efectos tóxicos del Hg. Tales efectos de protección, podrían tener implicaciones directas para generar recomendaciones respecto al consumo óptimo de Se y para evaluar el impacto de la exposición de Hg por el consumo de pescado en diferentes poblaciones. Debido a que el consumo de pescado parece tener un importante beneficio para la salud, dilucidar la relación entre su consumo y la exposición a Hg y Se, y los riesgos a la salud, es un tema de gran relevancia científica y para la salud pública (Mozaffarian, 2009; Loring *et al.*, 2010).

En cuanto a los efectos antagónicos, desde que se publicó un estudio por Parizek y Ostadalova (1967), donde se señaló por primera vez el efecto de protección que ejerce el Se contra la toxicidad del Hg en ratas, un gran número de investigaciones han demostrado las interacciones entre el Hg y Se, la mayoría de estas en mamíferos, incluidos los humanos (Gailer *et al.*, 2000a; Agarwal y Behari, 2007; Kehrig *et al.*, 2009). El Se tiene un efecto mitigador o protector a la toxicidad del Hg, pero este depende en gran medida de las formas químicas, así como de la relación molar de estos dos elementos (Wang *et al.*, 2001). Los efectos tóxicos del Hg parecen contrarrestarse por el Se, se ha sugerido calcular la relación molar de Hg/Se en el tejido comestible para evaluar los verdaderos riesgos para la salud a causa del Hg en consumidores, ya sean humanos o animales (Nam *et al.*, 2011).

El valor óptimo es cuando la relación molar Se:Hg se aproxima o excede 1; en peces adultos, el excedente molar de Se sobre el Hg (>1) tiende a proteger el cerebro de los organismos bajo estrés de Hg, en cambio, en organismos jóvenes o en estado fetal hay

un riesgo mayor a la toxicidad por Hg ya que tienen una tasa de división celular mayor y requieren un suministro mayor de Se (Peterson *et al.*, 2009). Por otro lado, se señala que cuando los niveles de Se están muy por encima de la relación 1:1, esto puede llevar a toxicidad por Se en peces y en sus consumidores (Peterson *et al.*, 2009).

El mecanismo más aceptado y conocido para explicar el antagonismo del Se y el Hg es la formación *in vivo* de un complejo no tóxico de Hg-Se (Fig. 1), el selenuro de mercurio (Yang *et al.*, 2008; Calatayud *et al.*, 2012). La formación de estos complejos aparenta ser el último paso para el proceso de detoxificación a través de la demetilación del MeHg, lo cual lleva a una mineralización de Hg y Se en un compuesto no biodegradable (Endo *et al.*, 2002).

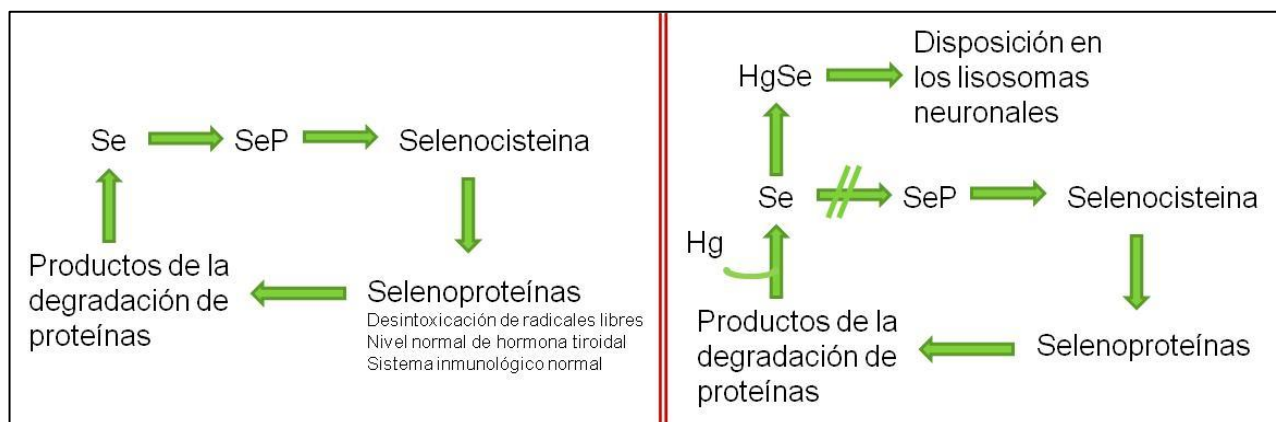


Figura 1. Incorporación de Se a las selenoproteínas (izquierda) y la formación del complejo no tóxico Hg-Se (derecha; Ralston y Raymond, 2010).

1.2.2. Selenio y arsénico

El mismo efecto antagónico o de desintoxicación mutua, se ha observado entre el As y Se (Csanaky y Gregus, 2003; Zeng *et al.*, 2005; Gailer, 2007; 2009), descubierto a inicios del siglo pasado en ratas. Recientemente se han sustentado mediante la identificación de la formación del ion seleno-bis(S-glutationil) arsonio (Gailer *et al.*, 2000b; Bluemlein *et al.*, 2009). A pesar de que estos dos metaloides tienen propiedades químicas similares, tienen diferentes efectos biológicos que dependen también de la forma química en que se encuentren, la ingesta de uno de estos elementos causa

liberación, redistribución o eliminación del otro por vía urinaria o biliar. El Se y el As inorgánicos en altas dosis, inhiben la formación de sus respectivos metabolitos metilados, un ejemplo es cuando el Se baja la toxicidad del As^{III}, desactivando la metilación (Zeng *et al.*, 2005). En cambio cuando se agrega As^{III} (arsenito) al alimento para ratas o al agua, este ofrece protección a la toxicidad del Se^{IV} (selenito). El riesgo a contraer cáncer, podría ser por la deficiencia de Se inducida por el arsenito distribuido en los órganos (Gailer, 2007; 2009).

1.3. Depredadores topes marinos

1.3.1. Dorado

El dorado (*Coryphaena hippurus*; Fig. 2a) se distribuye globalmente en aguas tropicales y subtropicales (Fisher *et al.*, 1995; Zuñiga-Flores *et al.*, 2008; Adams, 2009). Es un organismo pelágico, pero también se aproxima a la costa; sigue barcos y forma pequeños grupos o cardúmenes bajo objetos flotantes y se considera una especie altamente migratoria. Habita a profundidades de 0 a 85 m, y en temperaturas de 21°C a 30°C, su longitud común es de 100 cm, longitud máxima registrada es de 210 cm con edad máxima de 4 años (Fisher *et al.*, 1995; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Chang y Maunder, 2012).

Alcanza su madurez en 4 – 5 meses o alrededor de los 50 cm de longitud furcal (Alejo-Plata *et al.*, 2011), desova en alta mar, se aproximan a la costa cuando la temperatura del agua aumenta. Se alimenta principalmente de peces, pero también de crustáceos y calamares (Fisher *et al.*, 1995; Froese y Pauly, 2013). *C. hippurus* se distribuye en el océano Atlántico oeste en el Golfo de México y el Mar Caribe, en el Atlántico este en Islas Canarias hasta Angola, también se encuentra presente en el Mediterráneo y en océano Índico oeste y este (excepto posiblemente en el Mar Rojo y el Golfo de Omán) y en el Pacífico central (FAO, 2013). En México, las poblaciones de dorado son abundantes y están distribuidas entre el Golfo de Tehuantepec y la península de Baja California (Díaz-Jaimes *et al.*, 2006; Alejo-Plata *et al.*, 2011; Fig. 2b).

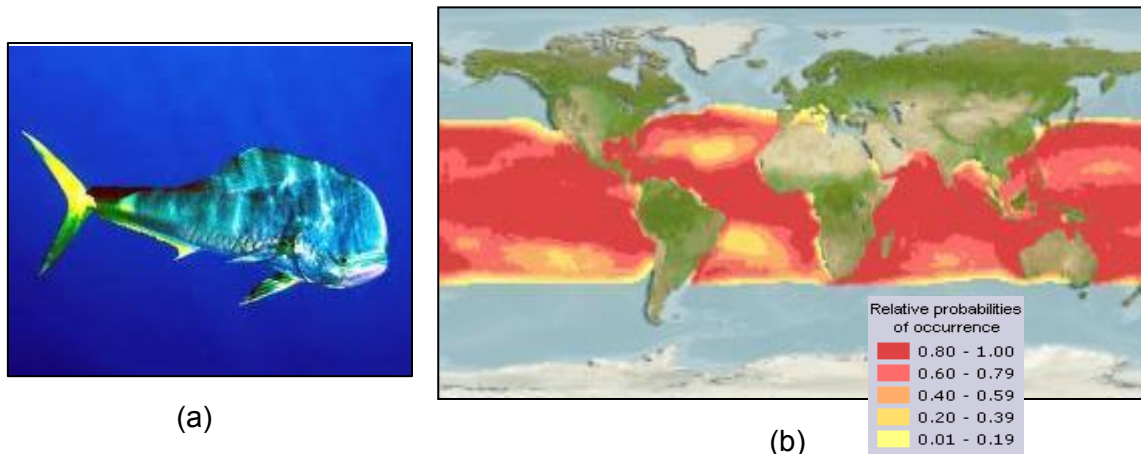


Figura 2. (a) Dorado (*Coryphaena hippurus*, macho); b) Distribución de la especie (47°N - 38°S, 180°W - 180°E; Froese y Pauly, 2013)

1.3.2. Pez vela

El pez vela *Istiophorus platypterus* (Fig. 3a), es una especie epipelágica y oceánica que habita en aguas tropicales y templadas del Indo-Pacífico, en rangos de profundidades de 0 a 200 m, el cual es altamente migratorio. La longitud común es de 270 cm, con longitud máxima registrada de 348 cm. Esta especie prefiere hábitats dentro de la isoterma de 28 °C y se distribuye en aguas cerca de la costa e islas (Nakamura, 1985; Fisher *et al.*, 1995; Rosas-Alayola *et al.*, 2002; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006; Ramírez-Pérez *et al.*, 2011; Cerdenares-Ladrón de Guevara *et al.*, 2011).

I. platypterus está distribuido latitudinalmente en el Pacífico noroeste aproximadamente de 45 a 50 °N hasta los 35 °N en el Pacífico noreste; en el Pacífico suroeste de 40 – 35 °S hasta los 35 °S en el Pacífico sureste; en el océano Índico la especie se distribuye hasta los 45 °S al oeste a 35 °S en el Índico este (Nakamura, 1985). Para México, en verano, su centro de abundancia está localizado en las costas de Guerrero, de donde migran hacia el norte hasta alcanzar Baja California, lo cual coincide con el movimiento de aguas cálidas de verano y otoño y su periodo reproductivo (Alvarado-Castillo y Félix-Uraga, 1998; Cerdenares-Ladrón de Guevara *et al.*, 2011; Ramírez-Pérez *et al.*, 2011; Fig. 3b). En cuanto a su alimentación, se ha registrado para la parte sur del Golfo de California que consume principalmente cefalópodos y peces, se cree que los adultos

son altamente oportunistas e ingieren cualquier tipo de alimento a su paso (Rosas-Alayola *et al.*, 2002).

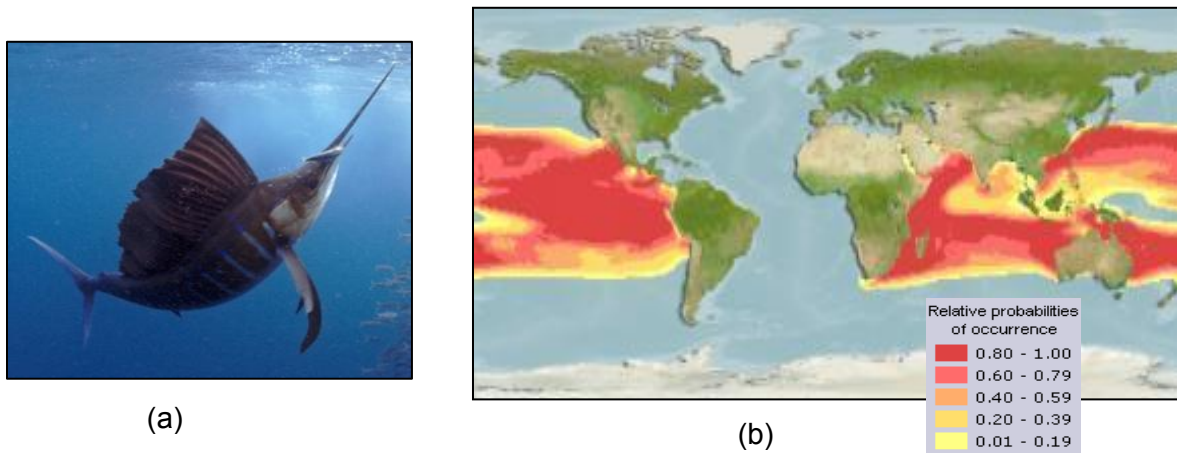


Figura 3. (a) Pez vela (*Istiophorus platypterus*); (b) Distribución de la especie (50°N - 43°S, 16°E - 71°W; Froese y Pauly, 2013)

1.3.3. Tiburón martillo

El tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) pertenece a la familia Sphyrnidae (orden Carcharhiniformes) y es una de las especies de tiburones más distintivas, debido a la forma de martillo que presenta su cabeza (Fig. 4a). Es un elasmobranquio vivíparo placentario, especie oceánica-costera que habita en mares cálido-templados y tropicales en profundidades de 0 a 512 m, presentándose generalmente a los 275 m, tiene una longitud máxima de 420 – 430 cm y una longitud común de 360 cm. Los juveniles habitan principalmente en las áreas costeras, los adultos se agrupan al igual que los juveniles y tienden a formar grandes cardúmenes. Alcanzan la madurez en un intervalo de 200 – 230 cm, su edad máxima registrada es de 35 años (Compagno, 1984; Fisher *et al.*, 1995; Froese y Pauly, 2013).

Los estudios alimenticios realizados para esta especie de tiburón indican que los juveniles se alimentan principalmente de peces bentónicos y neríticos; mientras que los adultos consumen peces neríticos y epipelágicos, así como cefalópodos, rayas, langostas, camarones y cangrejos (Estupiñán-Montaño *et al.*, 2009; Torres-Rojas *et al.*,

2010). En el Océano Pacífico oriental, esta especie se distribuye desde Baja California Sur, México hasta el norte de Perú (Fisher *et al.*, 1995; Fig. 4b).

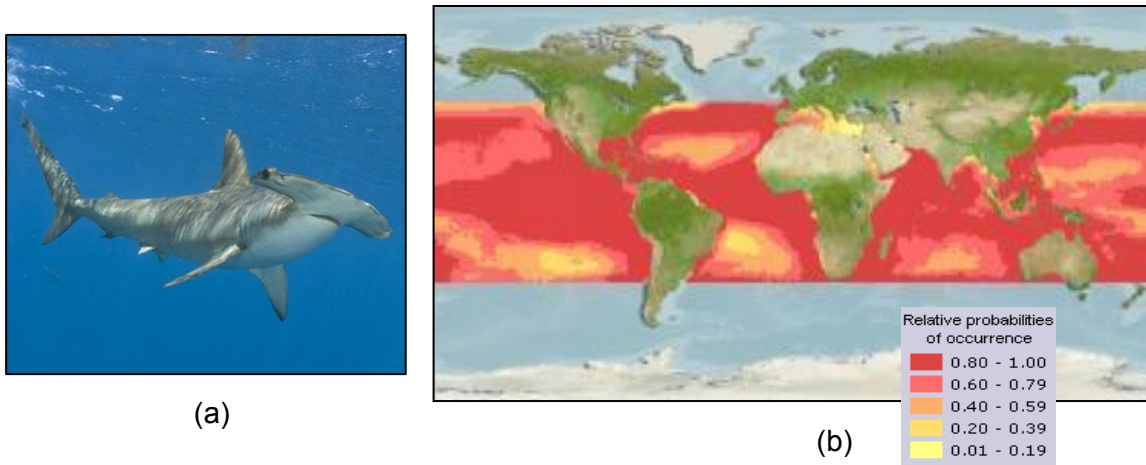


Figura 4. (a) Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*); (b) Distribución de la especie (46°N - 36°S, 180°W - 180°E; Froese y Pauly, 2013)

2. ANTECEDENTES

En general, se han realizado un gran número de estudios con referencia al arsénico mercurio y selenio debido a su ocurrencia natural y por la contribución antropogénica. En cuanto a su concentración y sus especies químicas, se han hecho trabajos en mamíferos, plantas, peces, esponjas, moluscos y depredadores tope marinos, entre los que destacan los tiburones y pelágicos mayores.

2.1. Estudios internacionales

Storelli y Marcotrigiano (2004), midieron As en músculo e hígado de 10 especies de elasmobranquios, entre los que destaco la quimera común (*Chimaera monstrosa*) en el Mar Mediterráneo. En general las concentraciones de As fueron músculo > hígado. La quimera presentó una concentración muy alta en músculo (52.4 mg/kg) en comparación con los valores relativamente moderados de los tiburones, donde el más alto nivel fue encontrado en *Etmopterus spinax* con 19.2 mg/kg (con base en peso húmedo). Estas concentraciones se atribuyen a la dieta, propia de cada especie de elasmobranquio.

Storelli *et al.* (2005), evaluaron la acumulación de Hg, Cd, Pb y As en músculo e hígado de pez espada (*Xiphias gladius*) y atún (*Thunnus thynnus*) del Mar Mediterráneo. En músculo de ambas especies el As>Hg>Pb>Cd y en hígado del pez espada As (6.2 ± 3.8 mg/kg) > Hg (0.2 ± 0.1 mg/kg), en peso húmedo. Estos valores obtenidos, no solamente se atribuyen a la dieta de los organismos, sino también a factores intrínsecos, como las diferencias en las tasas de los procesos fisiológicos de cada especie.

Kojadinovic *et al.* (2007), estudiaron 4 especies de peces pelágicos de Madagascar. Se midió Cd, Cu, Fe, Hg, Mn y Pb. En dorado (*Coryphaena hippurus*) la concentración de Hg fue en músculo (1.0 ± 0.1 mg/kg)>hígado (0.6 ± 0.4) mg/kg >riñón (0.4 ± 0.2 mg/kg).

Kaneko y Ralston (2007), midieron la concentración total y molar de Hg y Se en porciones comestibles de 420 individuos que representan 15 especies de peces pelágicos en Honolulu, Hawaii. La relación media molar Se/Hg<1 fue en tiburón (*Isurus oxyrinchus*) con un exceso molar neto de Hg. Se propone el Se-HBV (siglas en inglés:

Selenium Health Benefit Value) como un criterio más adecuado en cuanto a seguridad para la ingesta de mariscos, ya que en ocasiones estos aportan más Se que Hg, lo cual lleva a beneficios a la salud, en cambio cuando hay más Hg que Se existen riesgos potenciales a la salud.

En Alaska y Nuavut (McMeans *et al.*, 2007) se analizaron 25 elementos en tiburón *Somniosus microcephalus* y *S. pacificus*. El Hg en *S. microcephalus* promedió 0.5 ± 0.1 mg/kg y la relación molar Se:Hg fue 3.3 ± 1.5 y en *S. pacificus* 12.4 ± 5.5 , valores con base a peso húmedo.

Branco *et al.* (2007), estudiaron Hg y Se en músculo, hígado y contenido estomacal en el pez espada *Xiphias gladius* y el tiburón *Prionace glauca* de las Islas Azores, Portugal. Mientras que el Hg fue músculo > hígado para *P. glauca*, en *X. gladius* fue hígado > músculo. El Se fue mayor en hígado de ambas especies.

En el Sur de la Florida, Adams (2009), midió Hg en músculo *Coryphaena hippurus* y encontró niveles bajos con respecto a otras especies, con intervalos de 0.01 – 0.55 mg/kg (peso húmedo), el contenido de Hg no varió en función de talla, edad o sexo.

En España, Torres-Escribano *et al.* (2010), midieron las concentraciones de Hg total y el metilmercurio (MeHg) bioaccesible en músculo de pez espada (*Xiphias gladius*) empacado para su venta. El Hg total estuvo entre 0.41 – 2.1 mg/kg en peso húmedo. El 37% de las muestras analizadas excedió el valor permitido por la legislación española (1 mg/kg). La concentración de MeHg bioaccesible tuvo un valor medio de 0.49 ± 0.32 mg/kg.

Burger y Gochfeld (2011), realizaron estudios donde se midió Se y Hg en 19 especies en Nueva Jersey, EUA, entre los cuales se incluyó el dorado (*Coryphaena hippurus*) con una media de 0.2 ± 0.04 mg/kg y 0.4 ± 0.02 mg/kg para Hg y Se, respectivamente y una relación molar Se:Hg de 5.5. Los resultados variaron en función de la especie, longitud y estación del año.

En Cabo Cañaveral, Florida, Nam *et al.*, (2011) midieron Hg, MeHg y Se en tiburones limón en estado juvenil. La mayoría de los organismos tuvieron un exceso molar de Hg:Se en músculo con un promedio de 3.51, lo cual sugiere que el Se no es suficiente para contener la acción del Hg.

Storelli *et al.* (2011), midieron la concentración de Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Zn en músculo, piel, gónadas y cerebro de *tiburón Mustelus mustelus* del Mar Adriático Sur. Los valores mayores de Hg estuvieron en músculo (1.8 mg/kg), con niveles más altos que cualquier otro tejido medido, excediendo los límites máximos permisibles de organismos internacionales.

Damiano *et al.* (2011) cuantificaron el Hg, Cd y Pb en músculo del pez espada *Xiphias gladius* y *Prionace glauca* del Mediterráneo y el Atlántico. La concentración de Hg fue mayor en músculo>hígado para *P. glauca* y en *X. gladius*, por el contrario, el contenido de Hg fue mayor en hígado>músculo.

Se investigó el estado de salud de 3 especies de tiburones (*Rhizoprionodon terraenovae*, *Sphyrna tiburo* y *Squalus acanthias*) capturados en las costas de Georgia, Florida y Washington, en Estados Unidos (Haman *et al.*, 2012), mediante la medición de la concentración de vitaminas y metales, entre ellos el As, Se y Hg en sangre de los organismos. La concentración mayor de Se y As se presentaron en el *Sphyrna tiburo* con un intervalo de 0.69 - 1.92 y 1.29 – 5.58 mg/kg, respectivamente.

En España, se llevó a cabo un estudio (Calatayud *et al.*, 2012). para evaluar el contenido de Hg, Se y su bioaccesibilidad en 16 especies de organismos marinos que se comercializan para consumo humano. Las concentraciones tuvieron gran variación (para Hg <0.01–1.6 y Se <0.01–1.8 mg/kg, peso húmedo), solamente la muestra de pez espada excedió los límites permisibles de Hg en ese país (1 mg/kg) y la proporción molar Hg:Se fue menor a 1, lo cual indica la presencia de un riesgo para la salud al consumirlo.

En otro estudio, se determinaron los efectos de factores endógenos (sexo, tamaño, ciclo de vida) con relación a los aminoácidos, ácidos grasos y contenido de Hg en músculo de *Mustelus mustelus* de la costa de Sudáfrica (Bosch *et al.*, 2013). Los resultados mostraron que no hay un efecto significativo en la concentración de Hg (0.59–1.26 mg/kg) y el ciclo de vida y talla de los organismos, sin embargo, si se encontraron diferencias entre géneros, con mayores concentraciones en machos adultos que en hembras.

2.2. Estudios en México

En México se han realizado un gran número de estudios con referencia a metales, no metales y metaloides en agua (Armienta *et al.*, 2007a; Semadi *et al.*, 2008), suelos (Ongley *et al.*, 2007; Armienta *et al.*, 2007b), sedimentos (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001; Shumilin *et al.*, 2001; Frías-Espericueta *et al.*, 2004; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009a; 2009b; Arcega-Cabrera *et al.*, 2010) y organismos (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2000; Frías-Espericueta *et al.*, 2005; Armienta *et al.*, 2008; Frías-Espericueta *et al.*, 2009; Osuna-Martínez *et al.*, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2010; Páez-Osuna *et al.*, 2010; Páez-Osuna *et al.*, 2011; Bergés-Tiznado *et al.*, 2013a; 2013b). Los estudios acerca de estos elementos sumamente tóxicos (As, Hg y Se) en depredadores tope son, en contraste, pocos y sobre especiación química de As, nulos.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2005), analizaron el grado de acumulación de Hg en la biota de Altata-Ensenada del Pabellón y Guaymas, mediante el análisis de este metal en músculo, hígado, branquias y vísceras de 7 especies de peces y 2 de tiburón. Encontraron que los tiburones acumularon concentraciones mayores que el resto de las especies estudiadas y solamente una especie de tiburón (*Sphyrna lewini*) excedió los límites máximos establecidos (1 mg/kg) para el tejido comestible.

García-Hernández *et al.* (2007), realizaron estudios de Hg en el tejido comestible de diversas especies de tiburón, rayas, peces pelágicos y meros del Golfo de California. El 14% de las muestras analizadas (30 muestras) mostró concentraciones de Hg por encima del límite legal máximo permisible (1 mg/kg) de éstas, 25 eran de tejido de

tiburón y 3 de peces pelágicos (concentración máxima de 1.24 ± 2.6 y 0.23 ± 0.62 mg/kg de Hg, respectivamente).

Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009), determinaron mercurio y arsénico en músculo e hígado de la mantarraya *Rhinoptera steindachneri*, en la parte alta del Golfo de California, ya que esta especie es de importancia comercial y de gran consumo local. Encontraron que la concentración de As era proporcional con la edad, con concentraciones máximas en el músculo de los organismos adultos y en el hígado de los juveniles.

Se analizó As, Cd, Hg y Pb en 17 ejemplares del pez vela del Indo-Pacífico (*Istiophorus platypterus*) y 13 del marlin rayado (*Tetrapturus audax*) de la parte sur del Golfo de California (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). La concentración máxima de As fue 9.9 mg/kg para el pez vela y 6.6 mg/kg para el marlin rayado. Para el Hg, el valor máximo para el pez vela fue 3.62 mg/kg y para el marlin rayado 3.12 mg/kg. Concluyendo que personas adultas que consuman estos peces picudos deben limitar la ingesta a una vez por semana.

Escobar-Sánchez *et al.* (2010), analizaron la bioacumulación de Hg y Se en músculo y cartílago de la aleta en el tiburón martillo (*Sphyrna zygaena*) de Baja California Sur. Las concentraciones de Hg encontradas en el músculo estuvieron entre 0.005 y 1.93 mg/kg (peso húmedo), valor promedio por debajo de los límites establecidos por agencias internacionales. Solo un espécimen tuvo valores por encima de este límite. Para Se, los niveles estuvieron entre 0.11 y 1.63 mg/kg (peso húmedo).

En un estudio similar, Escobar-Sánchez *et al.* (2011) determinaron la biomangificación del Hg a través de la presa principal del tiburón azul (*Prionace glauca*) y la relación Hg-Se en el tiburón azul en la costa oeste de Baja California Sur. Encontraron niveles en músculo por encima de los límites máximos permisibles (LMP) de 1.0 mg/kg para consumo humano. La relación molar Hg:Se fue 1:0.2.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2011a) evaluaron la exposición vía dieta que tiene la población al Hg en algunas áreas costeras de México. En los peces de Sinaloa los niveles de Hg en el músculo estuvieron por encima del LMP de la legislación mexicana. Se determinó el coeficiente de riesgo a la salud (hazard quotient) y se encontró que se tiene más riesgo de daño potencial al organismo al consumir peces carnívoros.

En un estudio posterior, Ruelas-Inzunza *et al.* (2011b), determinaron Hg total y Hg orgánico en 10 especies de peces del Pacífico mexicano. La mayor concentración de Hg total fue encontrada en músculo de tiburón *Carcharhinus leucas* con 0.62 ± 0.20 mg/kg, mientras que el valor de Hg orgánico en este tiburón fue de 0.27 ± 0.05 mg/kg, representando un 44% del Hg total.

Recientemente, Maz-Courrau *et al.* (2012) cuantificaron Hg en músculo de 4 especies de tiburón en aguas adyacentes a la Península de Baja California. En promedio *Carcharhinus falciformis*, *Isurus oxyrinchus* y *Prionace glauca* tuvieron concentraciones por encima de 1.0 mg/kg y para *Sphyrna zygaena* fueron muy cercanas a este valor.

Hurtado-Banda *et al.* (2012), realizaron un estudio de Hg total en hígado y músculo de 3 especies de tiburón en costas de Sonora y Sinaloa. La mayor concentración se presentó en el músculo de juveniles de *S. lewini* (0.82 ± 0.33 mg/kg w/w). El Hg en hígado fue menor comparado con los de músculo en las 3 especies.

Barrera-García *et al.* (2012), llevaron a cabo un estudio donde se midieron las concentraciones de algunos oligoelementos, además de indicadores de estrés en músculo de tiburón azul (*Prionace glauca*) provenientes de la costa oeste de Baja California Sur. La concentración de As fue mayor en los organismos maduros que en los inmaduros; en hembras 7.15 ± 0.97 y 5.76 ± 0.68 mg/kg y en machos 7.47 ± 2.11 y 9.38 ± 1.35 mg/kg, respectivamente. En el caso del Se, las concentraciones estuvieron entre 0.17 y 0.28 mg/kg. El Hg las muestras de músculo de machos estuvieron por encima (1.29 ± 0.32 y 1.69 ± 0.18 mg/kg, inmaduros y maduros, respectivamente) de la Norma Oficial Mexicana y para las hembras, los valores de Hg fueron de 0.99 ± 0.08 y

0.76 ± 0.09 mg/kg, maduras e inmaduras, respectivamente. Concluyen que existen diferencias en las concentraciones de Hg en músculo de tiburón azul entre sexo y estado de maduración, esto en relación con los hábitos alimenticios de la especie.

Vélez-Alavez *et al.* (2013), cuantificaron las concentraciones de Pb, Cd, Hg y As, además indicadores de estrés oxidativo en hígado, riñón y músculo de tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) capturados en Baja California Sur. No se encontraron diferencias significativas entre la concentración de As y los órganos de estudio, alcanzando valores de 155.7 µg/kg en músculo, 216.4 µg/kg en hígado y 56.5 µg/kg en riñón. En cuanto al Hg, la concentración en músculo (86.3 – 492.5 µg/kg) fue mayor que en hígado (0.0001 – 74.3 µg/kg) y en riñón (0.0001 – 113.6 µg/kg).

Finalmente, Barrera-García *et al.* (2013), realizaron un estudio muy similar al de 2012, midiendo las concentraciones de algunos metales e indicadores de estrés en hígado y riñón de tiburón azul (*Prionace glauca*) provenientes de la costa oeste de Baja California Sur. En el caso del hígado, las concentraciones promedio de As, Hg y Se fueron de 10.62±4.76, 0.22±0.35 y 1.67±0.58 mg/kg (peso húmedo), respectivamente. Para el riñón, la concentración promedio de As fue de 5.14±16.03 mg/kg, la de Se fue 1.84±0.89 mg/kg y la de Hg de 0.38±0.36 mg/kg (peso húmedo), respectivamente.

3. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realizó en las aguas marinas adyacentes a Mazatlán ($23^{\circ}13'N$; $106^{\circ}24'30''W$) y Teacapán ($22^{\circ}27.1'N$; $105^{\circ}38.7'W$), Sinaloa (Fig. 5). Ambos sitios están ubicados en la costa sureste del Golfo de California, esta es una zona de transición donde la corriente de California, la Nor-Ecuatorial y la de la Costa mexicana convergen (Torres-Rojas *et al.*, 2010). El área sombreada corresponde a la zona donde fueron capturados los peces y abarca aproximadamente un semicírculo con un radio de 50 millas náuticas.

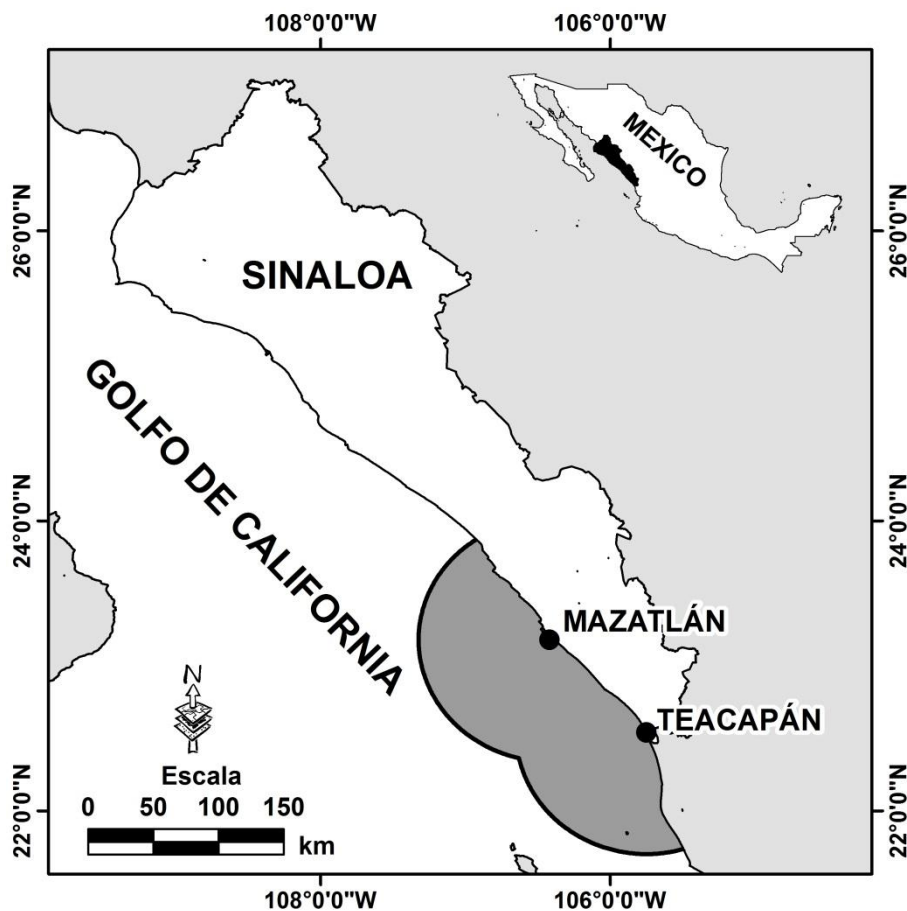


Figura 5. Ubicación del área de estudio (Semicírculo con un radio de 50 millas náuticas).

4. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

Debido a la creciente actividad económica y demográfica los niveles de deterioro y contaminación han aumentado a consecuencia de los aportes directos e indirectos (efluentes de aguas municipales e industriales, escurrimientos de la agricultura, ganadería y acuicultura) y por la ocurrencia natural de elementos tóxicos. Los peces y otros organismos tope de la trama trófica, como dorados, picudos y tiburones juegan un papel sumamente importante en los ecosistemas marinos, debido al intercambio de energía a lo largo de los niveles tróficos, además bioacumulan y biomagnifican metales tóxicos en una tasa mayor que los no depredadores y al mismo tiempo los niveles elevados causan efectos adversos en los mismos organismos y en aquellos que los consumen.

Estos organismos forman parte de la dieta humana, por lo tanto, el humano esta potencialmente expuesto a la toxicidad por metales y metaloides presentes en sus alimentos, la cual puede verse aumentada o disminuida dependiendo de su especiación química. Existe la imperante necesidad de generar información que contribuya a esclarecer la distribución de Hg y Se en los organismos depredadores tope marinos y establecer la relación molar entre los mismos para estimar un consumo seguro de estos peces ya que tienen una importancia cada vez mayor en nuestra dieta por los beneficios que representa para la salud humana. Otra contribución de suma relevancia de este proyecto es la determinación de los niveles actuales de As, así como la forma inorgánica, en los tejidos de los organismos y en las diferentes especies de depredadores tope propuestas en este trabajo.

5. HIPÓTESIS

Las concentraciones de As, Se y Hg en los organismos recolectados en las aguas del sureste del Golfo de California y en particular en la zona adyacente a Mazatlán y Teacapán, van a ser variables, moduladas por factores como el tipo de tejido, tamaño, sexo y especie en cuestión. Se espera que la acumulación de estos elementos sea en:

Pez vela: hígado > riñón > músculo > gónada

Tiburón martillo: músculo > hígado > riñón > cerebro

Dorado: músculo > hígado > riñón > gónada

En cuanto a especie, la concentración de Hg, Se y As será mayor en pez vela>tiburón>dorado, se esperan diferencias entre las concentraciones por talla y peso.

Se esperan niveles medibles de As inorgánico debido a los aportes naturales de las aguas del Golfo. La relación molar Se:Hg será $\geq 1:1$ para las muestras a analizar.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo General

Determinar los niveles, distribución y biomagnificación de As, Hg y Se en tejidos de los depredadores tope *S. lewini*, *I. platypterus* y *C. hippurus* que se capturan en el sureste del Golfo de California.

6.2. Objetivos particulares

- Determinar la concentración de As, Hg y Se totales en músculo, hígado, riñón y cerebro de *S. lewini*; As, Hg y Se en músculo, hígado, riñón y gónadas de *C. hippurus* e *I. platypterus* recolectados en la región adyacente a Mazatlán y Teacapán, Sinaloa y de sus presas principales, por espectrofotometría de absorción atómica.
- Cuantificar el As inorgánico en muestras de músculo y gónadas representativas de cada especie.
- Estimar el efecto de protección mediante la relación molar Se:Hg de acuerdo a los niveles de concentración encontrados en las diversas muestras a recolectar, calculando el Valor Benéfico para la Salud de Se (Se-HBV).
- Evaluar las diferencias en concentración y distribución de Se, Hg y As entre especies, sexo, talla y entre adultos y juveniles.
- Comparar los niveles de concentración encontrados de As, Hg y Se con los límites máximos permisibles de acuerdo a normas nacionales e internacionales y estimar la dosis de estos elementos por ración consumida en humanos de acuerdo a la Ingesta Provisional Tolerable Semanal (PTWI).
- Identificar las presas principales a través del análisis de los contenidos estomacales y determinar el factor de biomagnificación de As, Se y Hg, cuantificando las concentraciones de los 3 elementos en las presas principales del contenido estomacal.
- Evaluar los riesgos para la salud por estos elementos, mediante el Coeficiente de Peligrosidad (Hazard Quotient), el Índice de Riesgo (Hazard Index) y el Coeficiente de Riesgo a Contraer Cáncer.

7. METODOLOGÍA

7.1. Muestreos

La recolección de muestras de dorado se llevó a cabo aprovechando las capturas de los torneos de pesca deportiva “11 y 13 Torneo de Pez Vela de El Debate” en Mazatlán, con un radio de pesca de alrededor de 50 millas sobre Mazatlán en el sureste del Golfo de California, en el mes de noviembre de 2011 y 2013; y en Teacapán mediante la captura proveniente de la pesca artesanal en el periodo comprendido de enero a marzo de 2012. En el caso del pez vela, las muestras se obtuvieron los durante noviembre de 2011, 2012 y 2013 en los “Torneo de Pez Vela de El Debate”, en Mazatlán, Sinaloa. Para el tiburón martillo, los organismos fueron capturados en aguas adyacentes a Teacapán, a través de pesca artesanal de noviembre a diciembre de 2011 y en el mes de octubre de 2012.

De cada organismo se registraron los parámetros de peso, sexo y talla; en el caso de los tiburones se midió la longitud total (LT) desde la punta del morro hasta la punta de la cola; en el pez vela se registró la longitud maxilar inferior (LMI), es decir, la distancia desde la mandíbula inferior hasta la furca; y en dorados se tomó la longitud furcal (LF) que es desde la punta de la boca hasta la furca (Fig. 6).

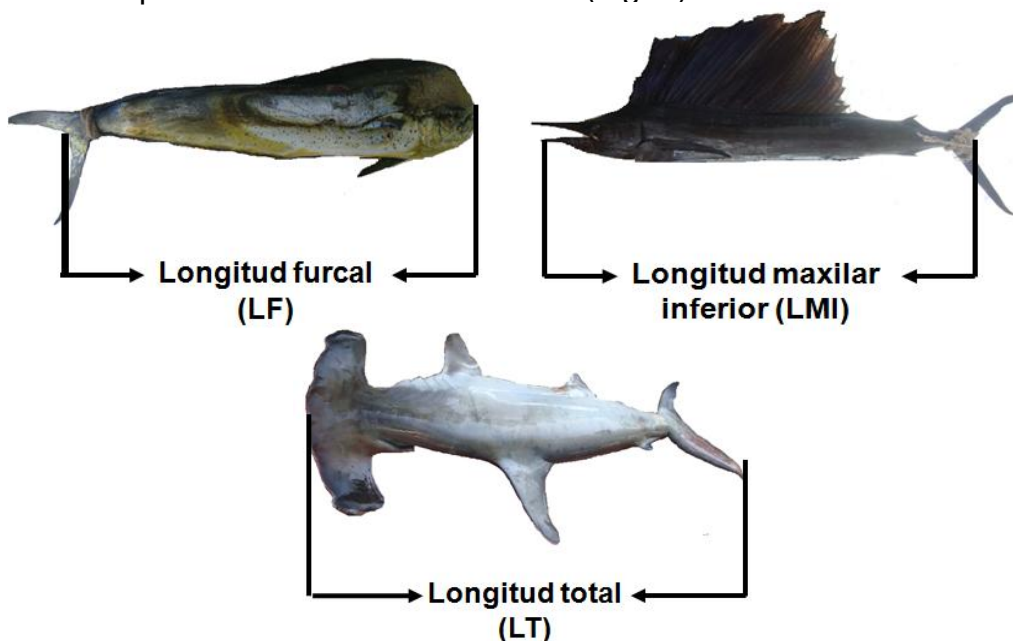


Figura 6. Medidas estándares para las especies de estudio.

Se recolectó una porción de músculo entre 15 y 70 g de la parte dorsal anterior de los organismos. Los cerebros de los tiburones martillo se extrajeron haciendo un corte prolongado en la parte frontal de la cabeza por encima de la escotadura central. Las vísceras de los organismos se almacenaron en bolsas de plástico y se depositaron en hielo, al igual que el músculo y los cerebros, para su transporte al laboratorio y su inmediata congelación. Todo el material utilizado en el estudio se preparó de acuerdo a la técnica de limpieza de Moody y Lindstrom (1977).

7.2. Preparación de las muestras

Una vez en el laboratorio, las muestras se descongelaron a temperatura ambiente durante toda la noche y se separó cada uno de los tejidos de estudio (riñón e hígado) y se registró el peso individual. Adicionalmente se separó, en el caso del pez vela, gónada, vaso y estómago; para tiburón martillo aleta, corazón, estómago; para dorado, estómago y gónada.

Cada tejido se limpió completamente con agua milli-Q e inmediatamente se llevaron a congelación durante 2 días. Posteriormente, se liofilizaron durante 72 horas en una liofilizadora Labconco, a $-43\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $200 \times 10^{-3}\text{ mBar}$. Después de la liofilización las muestras se homogeneizaron en un mortero semiautomatizado (Reish) de ágata y también de forma manual. Una vez liofilizados y molidos, a los tejidos se les determinaron los porcentajes promedio de humedad para cada especie.

Una vez listas las muestras, se sometieron a una digestión ácida (por duplicado) usando vasos de digestión de teflón con capacidad de 60 mL (Savillex). Se utilizaron $0.250 \pm 0.003\text{ g}$ del tejido seco en cada vaso de digestión, a excepción de las muestras de riñón de dorado, en cuyo caso se utilizó $0.100 \pm 0.003\text{ g}$ del tejido. Se adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , Ultrapuro >65%, Trace metal Analysis, Baker). En el caso particular de la digestión de las muestras de hígados de tiburón, se utilizaron 3 mL de HNO_3 y 2 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 , conc. $\geq 30\%$), debido a la composición grasa del tejido. En todas las muestras se llevó a cabo una predigestión de 12 horas, se colocaron en un baño de arena a $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ y se mantuvieron a esa temperatura por 3

horas. Las muestras digeridas se llevaron a un volumen final de 20 mL a excepción de las muestras de riñón de dorado que se aforaron a 10 mL, con agua milliQ y se almacenaron en frascos de polietileno previamente acondicionados y lavados.

7.3. Recolección de presas principales

Los organismos mencionados anteriormente son de hábitos carnívoros y se alimentan principalmente de otros peces, cefalópodos y crustáceos (Tabla 1).

Tabla 1. Presas principales de los organismos de estudio.

Organismo	Presas principales	Fuente
Pez vela	<i>Argonauta</i> spp.	Rosas-Alayola <i>et al.</i> (2002)
	<i>Dosidicus gigas</i>	Arizmendi-Rodriguez <i>et al.</i> (2006)
	<i>Auxis</i> spp.	
Dorado	<i>Hemiramphus saltator</i>	Tripp-Valdez <i>et al.</i> (2010)
	<i>Hemisquilla californiensis</i>	
Tiburón martillo o cornuda	<i>Synodus scituliceps</i>	Torres-Rojas <i>et al.</i> (2010)
	<i>Decapterus</i> spp.	
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	
	<i>Loliolopsis diomedae</i>	
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	

La identificación de las presas se realizó de acuerdo a su grado de digestión. Para esto se le asignó una numeración (Galván-Magaña, 1999; Torres-Rojas *et al.*, 2006), donde el estado I corresponde a los organismos presa frescos, es decir, son identificables debido a que su estado de digestión fue mínimo; el estado II se asignó a los organismos con pérdida de alguna estructura corporal, en estado de digestión medio, con ausencia de piel, pero presencia de músculo; el estado de digestión III se le dio a los organismos cuando solo aparecían esqueletos, vertebras o partes del cuerpo; finalmente el estado IV se asignó a las partes duras, como otolitos de peces y mandíbulas de cefalópodos (Fig. 7).

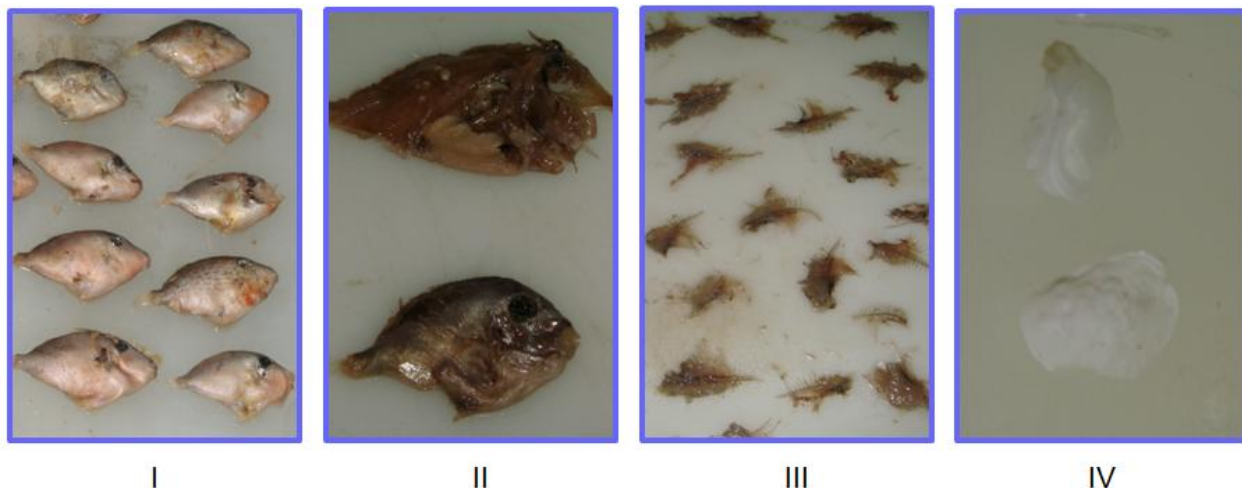


Figura 7. Ilustración del estado de digestión de los organismos presa.

Se identificaron hasta el nivel de especie las muestras con un estado de digestión mínimo utilizando distintas claves, como la Guía para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico Centro-Oriental (Fisher *et al.*, 1995), las de Allen y Robertson (1994) y las de Thomson *et al.* (2000). Para los organismos con estados de digestión más avanzados se utilizaron las claves de Clothier (1950), Wolff (1982, 1984), Brusca (1980) y de Fitch y Brownell (1968). Una vez identificadas todas las presas, se procesaron y homogeneizaron individualmente (organismo completo) con la ayuda de un procesador de alimentos marca Oster y se prepararon para el análisis de elementos de acuerdo a lo descrito anteriormente.

Para cuantificar los componentes de la dieta se emplearon los métodos numérico (N), gravimétrico (P) y la frecuencia de aparición (FA). Estos a su vez, se combinaron para formar el índice de importancia relativa (IIR). Finalmente, el valor se expresó utilizando la proporción de IIR para cada presa con respecto al IIR acumulado total, expresado en porcentaje (Pinkas *et al.*, 1971; Cortés, 1999; Chipps y Garvey, 2007).

$$N = \frac{n_i}{NT} \times 100 \quad P = \frac{p}{PT} \times 100 \quad FA = \frac{n}{NE} \times 100$$

$$\%IIR = (\%N + \%P) \times \%FA$$

Donde:

n_i = Número total de presas de una determinada especie

NT = Número total de presas de todas las especies

ρ = Peso (g) de un determinado tipo de especie

PT = Peso total (g) de todas las especies

n = Número de estómagos donde apareció una especie

NE = Número de estómagos con alimento analizados

7.4. Determinación de elementos

7.4.1. Arsénico y selenio

Las muestras para la cuantificación de las concentraciones de As total y Se, se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman acoplado a horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer; Fig. 8a). Para la cuantificación de ambos metaloides, se preparó un modificador de matriz para obtener una mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal del analito, adicionando 30 μ L del mismo en cada atomización. El modificador se preparó a partir de 1 mL de solución de nitrato de paladio ($[\text{Pd}(\text{HNO}_3)_2]$; 10,000 mg Pd/L en HNO_3 al 15%, Merck) y 100 μ L de nitrato de magnesio ($\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$; 10,000 mg/L, Merck), y 8.9 mL de agua acidificada (HNO_3 al 0.2%). Todas las soluciones y/o diluciones de las muestras que se utilizaron para estos análisis se prepararon con agua acidificada.

La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4 (NRC-CNRC, 2008), con un contenido de As de 9.66 ± 0.62 mg/kg y de Se 8.3 ± 1.3 mg/kg con base a peso seco. Para As, los porcentajes de recuperación estuvieron entre 92.0 y 101.6, con un promedio de 95.6 ± 3.9 %, el límite de detección del equipo ($\text{LD}=2\text{DE}$; Harris, 2003) para As fue de 0.6 μ g/L y la precisión, estimada como coeficiente de variación fue de 2.7%, para un nivel de 34.6 ± 0.9 mg/kg de As total. En lo que respecta al Se, la recuperación promedio fue de 95.5 ± 6.6 %, el límite de detección del equipo fue de 0.5 μ g/L y el coeficiente de variación de 6.0% para un nivel de 1.9 ± 0.1 mg/kg.

7.4.2. Mercurio

Las concentraciones de Hg se determinaron con EAA por generación de vapor en frío (GVF, VARIAN modelo VGA-110; Fig. 8b). Para realizar la cuantificación de Hg total o elemental, las muestras se prepararon haciendo las diluciones correspondientes y agregando 1 mL de HNO₃ al 50% (v/v) y 0.1 mL de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) al 1% (p/v) a cada una de ellas. Posteriormente se dejaron reaccionar durante 4 horas. La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4 (hígado de cazón; NRC-CNRC, 2008), con un contenido de Hg de 2.58 ± 0.22 mg/kg con base a peso seco. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 89.7 y 94.4, con un promedio de 91.1 ± 1.9 %. El límite de detección del equipo fue de 0.2 µg/L y la precisión, estimada como coeficiente de variación fue de 2.3%, para un nivel de 1.5 mg/kg.



Figura 8. (a) Espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman acoplado con horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer); (b) EAA SpectraAA 220 (VARIAN VGA-110)

7.4.3. Cuantificación de arsénico inorgánico

Se determinó el arsénico inorgánico As_i [As(III) y As(V)] en las muestras seleccionadas de acuerdo a las concentraciones mínimas y máximas obtenidas de As total del músculo de las tres especies de estudio. Además se determinó el As_i en muestras de gónadas de pez vela y dorado. El trabajo analítico consistió en una serie de etapas (Muñoz *et al.*, 2000; Devesa *et al.*, 2001; Muñoz *et al.*, 2002; Torres-Escribano *et al.*, 2008; Fig. 9 y 10):

1. Digestión ácida para poner en disolución todas las especies arsenicales que contiene la muestra. Para esto, se utilizaron 0.500 ± 0.003 g del tejido seco, humectado con 4.1 ml de agua milliQ, agregando después 18.4 ml de ácido clorhídrico (HCl, conc. 37%), dejados en reposo de 12 a 15 horas (Fig. 9a).
2. Reducción de As(V) y MMA(V) a As(III) y MMA(III), mediante la adición de 2 ml de ácido bromhídrico (HBr, conc. $\geq 48\%$) y sulfato de hidracina ($H_4N_2 \cdot H_2SO_4$) al 1.5% (m/m). Esto para asegurar la extracción de las especies arsenicales de las muestras digeridas, ya que las trivalentes son las únicas que pueden extraerse con cloroformo (Fig. 9a).
3. Extracción selectiva con cloroformo ($CHCl_3$) del As trivalente en forma de As(III) y MMA (III) presentes en el digerido de la muestra, agregando 10 ml de $CHCl_3$, agitando mecánicamente por 5 minutos (Fig. 9b) y centrifugando el extracto a 2200 rpm durante 5 min (Fig. 9c). La fase clorofórmica resultante localizada en la parte inferior del tubo se extrajo con una pipeta y se transfirió a un nuevo tubo. Se llevó a cabo el mismo procedimiento antes descrito dos veces más, finalizando con un volumen total de $CHCl_3$ aproximado de 30 ml.
4. La fase clorofórmica resultante se centrifugó a 2000 rpm durante 5 minutos y para remover los restos de fase ácida se llevó a cabo una filtración por gravedad, con una jeringa de 20 ml y filtros PTFE (filtro de membrana hidrófobo con carcasa).
5. El As presente en la fase clorofórmica se extrajo con ácido clorhídrico 1 M (10 ml), agitando mecánicamente por 5 minutos y centrifugando el extracto a 2000 rpm durante 5 min, una vez en las gradillas, se extrajo la fase ácida (situada en la parte superior del tubo) y se depositó en un vaso de precipitado. Se repitió el procedimiento solo una vez más, terminando con aproximadamente 20 ml de fase ácida (Fig. 9d, 9e).
6. A la fase ácida resultante se le agregaron 2.5 ml de agente de mineralización (solución de nitrato de magnesio hexahidratado al 20% y óxido de magnesio al 2%) y 10 mL de HNO_3 concentrado para su posterior evaporación hasta sequedad en un baño de arena (Fig. 9f). Los vasos se metieron a la mufla tapados con un vidrio de reloj a una temperatura inferior a los $150\text{ }^\circ\text{C}$, incrementando la temperatura hasta $425 \pm 25\text{ }^\circ\text{C}$, manteniendo la temperatura por 12 horas. Se obtuvieron cenizas

blancas, libres de materia orgánica. Se dejaron enfriar las muestras a temperatura ambiente.

7. Las cenizas se pusieron en disolución, realizando simultáneamente la reducción de As(V) a As(III), agregando 5 mL de HCl al 50% (v/v), moviendo en forma manual hasta completar la disolución de las cenizas. Se agregaron 2 mL de solución reductora (yoduro potásico 5% m/m y ácido ascórbico 5% m/m) al vaso de precipitado y se filtró todo el líquido sobre un matraz aforado de 10 mL con HCL al 50%.
8. Finalmente el As inorgánico se cuantificó por EAA acoplada a generación de hidruros (GH) mediante inyección en flujo (Perkin-Elmer 3300; Fig. 9g).

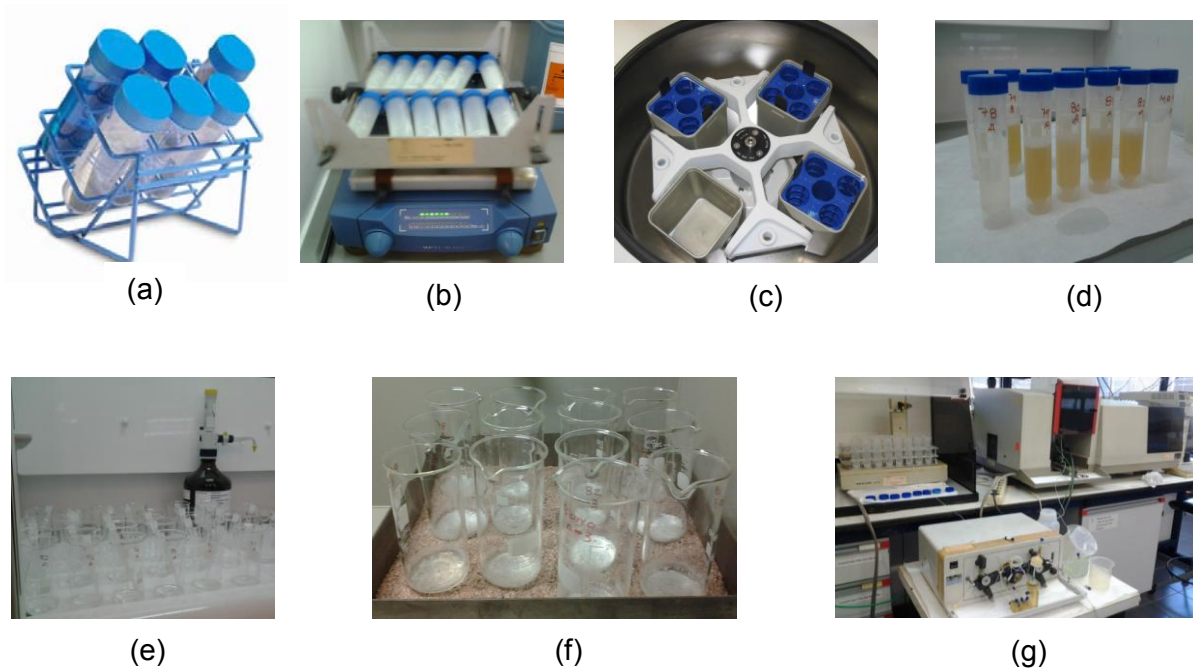


Figura 9. (a) Muestras en digestión ácida con HCl y reducción del As(V) a As (III); (b) muestras en agitación; (c) centrifuga (Eppendorf 5810); (d) fase ácida (sobrenadante) de la extracción; (e) ase ácida con agente de mineralización; (f) secado en baño de arena; (g) espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) acoplado con generador de hidruros mediante inyección de flujo (Perkin-Elmer 3300).

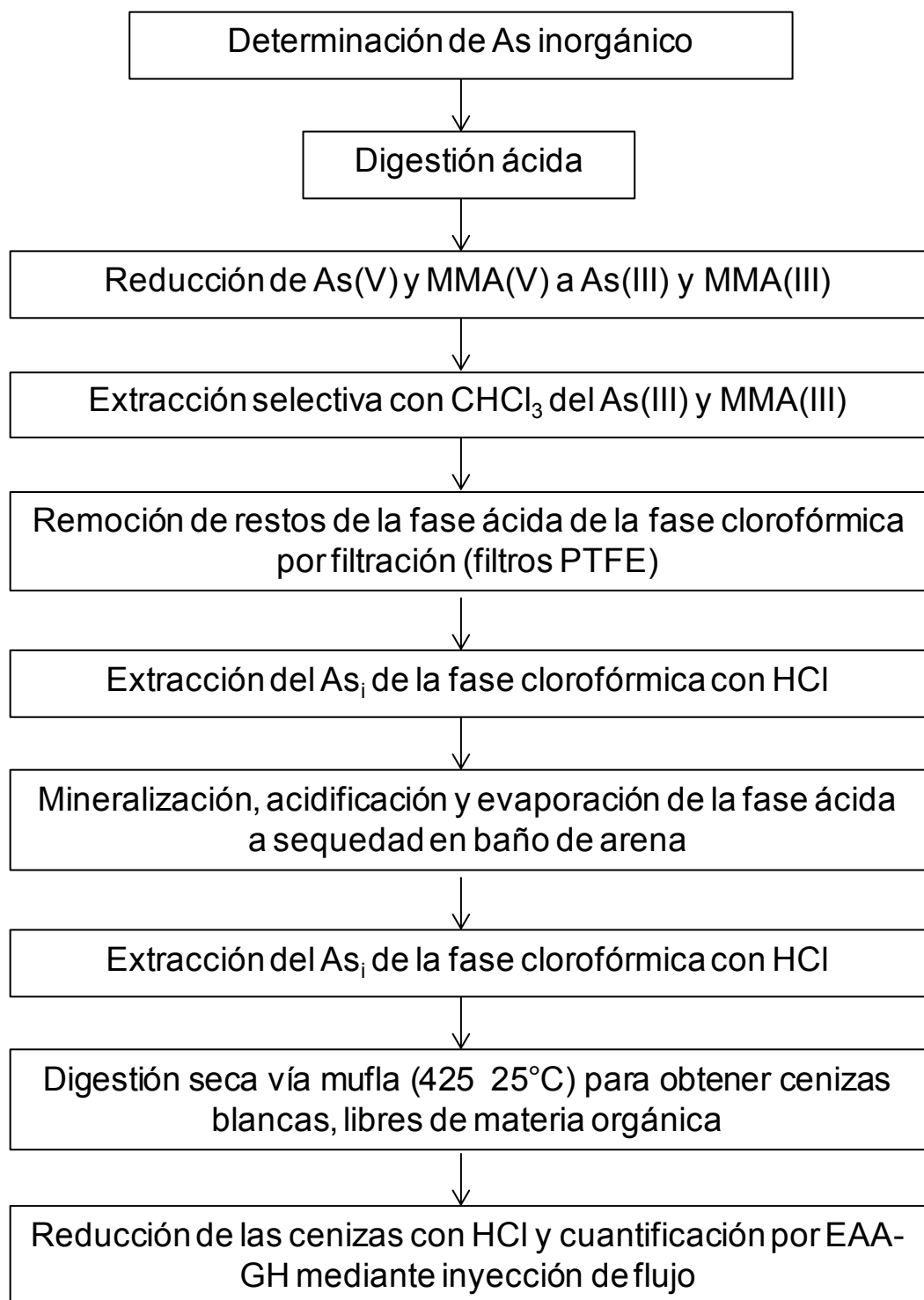


Figura 10. Procedimiento esquematizado para la determinación de arsénico inorgánico (Muñoz *et al.*, 2000; Devesa *et al.*, 2001; Muñoz *et al.*, 2002; Torres-Escribano *et al.*, 2008).

7.5. Biomagnificación

El factor de biomagnificación (FB) se calculó mediante la relación de la concentración de los elementos estudiados de los depredadores entre la de sus presas, mediante la ecuación propuesta por Gray (2002) y utilizada por Ciesielski *et al.* (2006), Lavoine *et al.* (2010) y Misztal-Szkudlinska *et al.* (2011): $FB = X_{\text{depredador}}/X_{\text{presa}}$. Donde $X_{\text{depredador}}$ =concentración del elemento en el depredador y X_{presa} =concentración del elemento en la presa.

Si el FB es mayor a la unidad, entonces hay biomagnificación; sin embargo, un problema muy común, es que al calcular el FB se utiliza el organismo completo de la especie que se sitúa en la base de la cadena alimenticia y un tejido en particular del depredador tope, donde el contaminante por lo regular se acumula, como es el caso del hígado o músculo, lo cual nos puede llevar obtener factores de biomagnificación ambiguos (Gray, 2002). En este trabajo se calcularon dos tipos de FB, en el primero ($FB_{\text{músculo}}$), simplemente se utilizó la concentración del elemento en el músculo como el total en el depredador. En el segundo (FB_{total}), se calculó una concentración de Se, Hg y As en el depredador total, sumando la concentración del elemento en cada órgano multiplicado por la fracción en peso que representa sobre el peso total del organismo:

$$X_{\text{Total}} = X_{\text{músc}} \frac{W_{\text{músc}}}{W_{\text{total}}} + X_{\text{híg}} \frac{W_{\text{híg}}}{W_{\text{total}}} + X_{\text{riñ}} \frac{W_{\text{riñ}}}{W_{\text{total}}} + X_{\text{gón/cer}} \frac{W_{\text{gón/cer}}}{W_{\text{total}}} + X_{\text{resto}} \frac{W_{\text{resto}}}{W_{\text{total}}}$$

Donde: X_{Total} = Concentración total del elemento ($\mu\text{g/g}$)

X = Concentración del elemento en el tejido ($\mu\text{g/g}$)

W = Peso promedio del tejido (g)

W_{total} = Peso total del organismo (g)

En este caso, se tomaron en cuenta sólo el músculo, hígado, riñón y cerebros o gónadas (de acuerdo a la especie), asumiendo que el resto (tejido óseo, estómago, etc.) tiene contribuciones muy bajas, por el bajo porcentaje del peso total, como del bajo contenido de Hg, Se y As.

En general, el FB se calcula con base a un solo tipo de presa con respecto al depredador tope. Dado que en este trabajo se extrajo cada estómago por individuo muestreado, se identificaron las presas contenidas en ese mismo estómago y finalmente se cuantificó el contenido de Hg, Se y As en cada una de las especie presa. Se calculó el FB mediante un promedio del factor de biomagnificación que resultó de cada uno de los estómagos, es decir, de forma individual. Se realizó otro cálculo de biomagnificación con base en la presa, promediando la concentración del elemento del depredador dividida entre el promedio de la concentración del elemento en cada especie presa. Todo esto con el fin de encontrar diferencias entre las distintas formas de determinar el FB.

7.6. Evaluación de riesgos para la salud

La evaluación de los riesgos asociados a un contaminante están regulados por leyes federales en Estados Unidos por la Agencia de Protección al Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés) y tienen como objetivo la estimación de la probabilidad o posibilidad de que ocurra un efecto adverso en humanos como resultado de una exposición definida a un contaminante (Newman y Unger, 2003). De ahí viene la caracterización de los riesgos a exposición mediante ciertos índices como son: el coeficiente de peligro o peligrosidad (HQ, por sus siglas en inglés Hazard Quotient) que es la relación que existe entre el nivel de exposición a un contaminante que puede ingerirse a través del tiempo de vida sin causar daños aparentes entre una dosis de referencia del tóxico (RfD); el Índice de riesgo (HI, por sus siglas en inglés Hazard Index) es la sumatoria del HQ para todas las sustancias químicas o compuestos a los que un individuo está expuesto; y el riesgo a contraer cáncer (RCC) se define como la ingesta crónica promedio de por vida (tiempo de vida) entre el riesgo o probabilidad de ocurrencia por unidad de dosis consumida del contaminante (SF).

Los valores de la dosis de referencia se basan en un valor umbral que conduce a ciertos daños, como por ejemplo, necrosis celular. Este valor esta expresado en unidades de mg/kg peso corporal x día y se basa en un estimado a la exposición diaria de por vida que tiene la población humana en la que no se apreciará o presenta

deterioro en el organismo. Elementos como el As y el Hg están expresados en mg de As inorgánico y mg de metilmercurio (MeHg), respectivamente, debido a que son las formas más tóxicas que se presentan de cada uno de los elementos mencionados (EPA, 2012). En la mayoría de los estudios, el MeHg constituye más del 95% del Hg total contenido en el músculo, en otros se ha registrado que en muestras con niveles de Hg > 0.5 mg/kg, representa más del 75% (Cappon y Smith, 1982; Bloom, 1992). Con el fin de obtener dosis de consumo más seguras y/o minimizar riesgos asociados a exposición, en este estudio para realizar los cálculos de HQ se consideró que el MeHg es igual al promedio de concentración del Hg total cuantificado. En el caso del SF, este solo aplica para el arsénico y también es calculado para su forma inorgánica.

Para evaluar el coeficiente de peligrosidad (HQ por sus siglas en inglés), índice de riesgo (HI por sus siglas en inglés) y el riesgo a contraer cáncer (RCC) se utilizaron las ecuaciones descritas por Newman y Unger (2003) y los datos de referencia fueron tomados de la EPA (2012).

$$HQ = \frac{C_{TC} \times [\text{Ingesta diaria} / \text{Peso corporal}]}{RfD} \qquad HI = \sum HQ$$

$$RCC = CDI \times SF$$

Donde: C_{TC} = Concentración total del contaminante
 RfD = Dosis de referencia del contaminante
 CDI = Ingesta crónica promedio por tiempo de vida (70 años)
 SF = Slope factor

RfD (base peso fresco):

MeHg = 0.0001 mg/kg peso corporal/ día
As = 0.0003 mg As inorgánico/kg peso corporal/ día
Se = 0.005 mg/kg peso corporal/ día

SF_{As} = 1.5 mg/kg de peso corporal/día

Para calcular la relación molar Se:Hg y para el cálculo del Valor Benéfico para la salud del Se (Se-HBV) se utilizó la concentración de Se y Hg con base a peso húmedo en mg/kg ($\mu\text{g/g}=\text{ppm}$) y se calculó de forma individual de acuerdo a los valores de humedad de cada uno de los tejidos de estudio (Kaneko y Ralston, 2007; Raymond y Ralston, 2009; Ralston y Raymond, 2010; Burger *et al.*, 2012; Burger y Gochfeld, 2012; 2013). Los valores de peso molecular utilizados en este trabajo son $\text{Se}=78.96 \text{ g/mol}$ y $\text{Hg}=200.59 \text{ g/mol}$ y la ecuación se describe enseguida:

$$\text{Se-HBV} = [\text{Se:Hg} \times \text{Se total (nmol/g)}] - [\text{Hg:Se} \times \text{Hg total (nmol/g)}]$$

El Se-HBV se propuso como un indicador para describir e integrar los beneficios nutricionales específicos que el Se aporta a la dieta, con relación a los riesgos por exposición al Hg por el consumo de algunos tipos de mariscos, ya que algunos de estos alimentos proveen más Se que Hg y por consiguiente protegen de la toxicidad del Hg y dan beneficios directos a la salud, a valores positivos se dice que hay efecto de protección (Kaneko y Ralston 2007; Raymond y Ralston, 2009; Ralston y Raymond, 2010; Polak-Juszczak, 2015).

7.7. Análisis estadístico

Una vez obtenidos los resultados, se realizó un análisis exploratorio de los datos mediante el paquete estadístico Statistica 10 (StatSoft), se aplicaron las pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro-Wilk W) y homocedasticidad (Levene) y al no cumplir todas las variables de estudio con estos requisitos, se optó por el uso de métodos no paramétricos. Se realizaron comparaciones múltiples entre las medias de las variables (Kruskall-Wallis ANOVA), así como entre sexos por cada tejido de estudio y comparaciones de relaciones molares, mediante pruebas U Mann-Whitney; para determinar asociación entre las variables de estudio se utilizaron correlaciones de Spearman (r), el nivel de significancia utilizado en este estudio fue $p<0.05$ (Zar, 1999). Para determinar las diferencias entre las dietas de acuerdo al sexo de los organismos, se utilizó un análisis de similitud ANOSIM (R_{ANOSIM}) en Primer 6, donde, si R_{ANOSIM} es cercano a cero, no habrá diferencias entre los grupos (Clarke y Warwick, 2001).

8. RESULTADOS

8.1. Humedad de los tejidos

En cuanto al porcentaje de humedad en los tejidos (Tabla 2), el músculo de tiburón presentó una diferencia significativamente menor entre su media ($p < 0.05$) y la de los músculos de pez vela y dorado; el hígado también tuvo una diferencia significativamente menor ($p < 0.05$) en el porcentaje promedio de humedad con respecto a los hígados de pez vela y dorado, debido a que el tiburón almacena su grasa en este órgano. Finalmente, el riñón no mostró diferencias entre el porcentaje promedio de humedad entre las tres especies, con valores muy similares entre sí, en el caso del cerebro de los tiburones martillo solamente se tuvo el valor para esa especie, mientras que las gónadas del pez vela y el dorado no presentaron diferencias significativas entre sus medias ($p < 0.05$).

Tabla 2. Humedad promedio ($\% \pm ES$) en los tejidos de depredadores tope estudiados

Tejido	Organismo		
	Tiburón	Dorado	Pez vela
Músculo	72.5 \pm 0.3 ^{b,1}	75.9 \pm 0.4 ^{a,2}	76.6 \pm 0.4 ^{b,3}
Hígado	38.4 \pm 2.1 ^{a,1}	74.6 \pm 0.7 ^{a,2}	73.6 \pm 0.4 ^{a,2}
Riñón	76.6 \pm 0.3 ^{b,1}	76.8 \pm 0.9 ^{a,1}	77.7 \pm 0.5 ^{b,1}
Cerebro	77.9 \pm 0.3 ^c	-	-
Gónada	-	82.0 \pm 0.6 ^{b,1}	81.3 \pm 0.4 ^{c,1}

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos de la misma especie; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre un mismo tejido de las especies; ES = Error estándar

8.2. Tiburón martillo

8.2.1. Biometrías

Para el tiburón martillo en total se recolectaron 40 organismos juveniles, 27 pertenecientes al periodo de noviembre-diciembre de 2011, mientras que en el mes de octubre de 2012 se obtuvieron solo 13 especímenes. Se registró la longitud total (LT) y el peso de los organismos, en total se obtuvieron 19 hembras y 21 machos (Tabla 3). Se estimó la edad aproximada de los individuos de acuerdo a la ecuación propuesta por Anislado-Tolentino *et al.* (2008; Tabla 3).

Tabla 3. Medidas morfométricas de los tiburones martillo *S. lewini* muestreados

	n	LT (cm)		Peso (kg)		Edad (años)*	
		Min - Max	Media ± ES	Min - Max	Media ± ES	Min - Max	Media ± ES
Macho	21	57.5 – 96.2	79.1±2.4	0.8 – 3.7	2.4±0.2	0.2 – 1.8	0.9±0.1
Hembra	19	53.0 – 108.5	84.1±2.9	0.7 – 5.3	2.9±0.2	0.1 – 2.2	1.3±0.1
Total	40	53.0 - 108.5	81.5±1.9	0.7 – 5.3	2.6±0.1	0.1 – 2.2	1.1±0.1

LT = Longitud total; ES = Error estándar; n = número de muestras; *Edad de acuerdo a la ecuación para hembras $LT=376 (1 - e^{-0.1(t+1.16)})$ y para machos $LT= 364 (1 - e^{-0.123(t+1.18)})$; t=años (Anislado-Tolentino *et al.*, 2008)

El intervalo de peso que se presentó con mayor frecuencia fue de 2.0 a 3.0 kg (Fig. 11a), mientras que en el caso de la talla, el más frecuente fue el intervalo de 80 a 90 cm (Fig. 11b). La cantidad de tejidos es igual al número de organismos recolectados (n=40), a excepción del cerebro, donde solamente se obtuvieron los de 26 individuos.

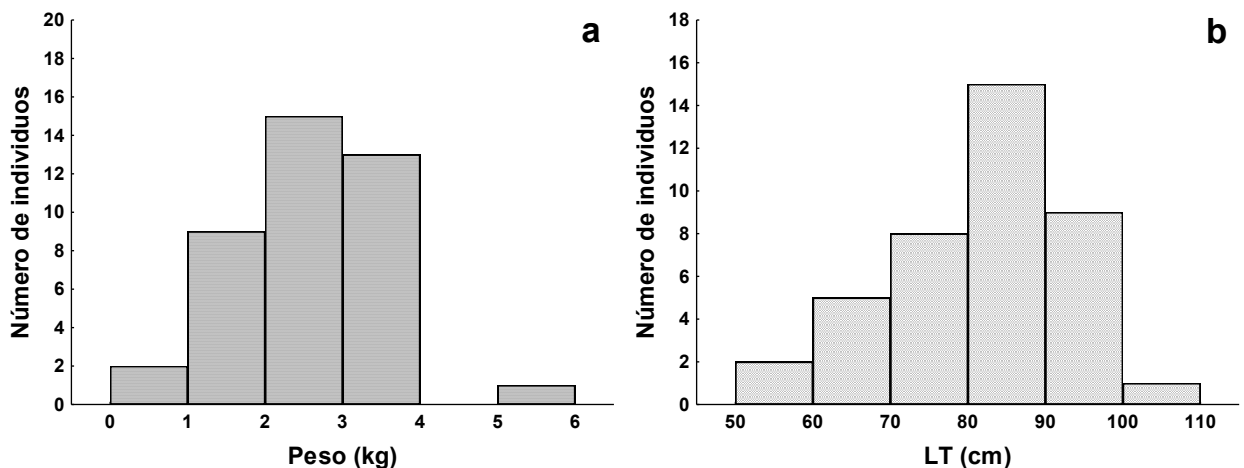


Figura 11. Distribución de frecuencias de (a) peso y (b) longitud total de tiburón martillo *S. lewini*.

La LT y el peso de los tiburones martillos presentaron una alta correlación positiva significativa ($r=0.97$; $p<0.0000001$; Fig. 12); esto indica que la relación peso-talla es proporcional en los tiburones martillo juveniles capturados en Teacapán, Sinaloa.

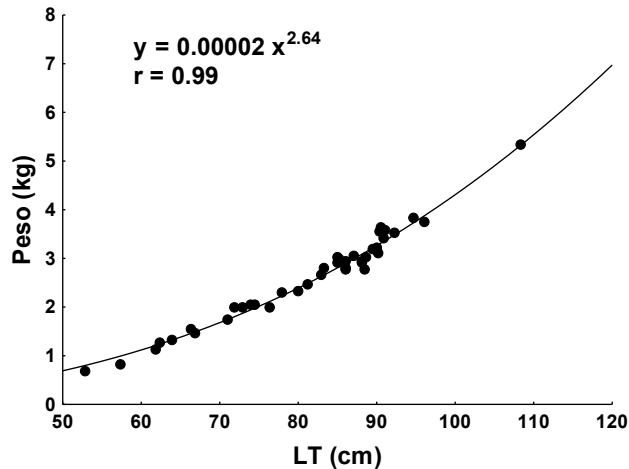


Figura 12. Modelo potencial entre longitud total y el peso de juveniles de *S. lewini*.

8.2.2. Concentración de mercurio y selenio

Las concentraciones de Hg en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) del total de las muestras obtenidas estuvieron entre 0.12 y 1.17 mg/kg (con base a peso húmedo). La concentración más frecuente encontrada en el músculo osciló entre 0.40 y 0.60 mg/kg (peso húmedo) en 15 individuos, seguida por 12 organismos que tuvieron valores de Hg total de 0.60 a 0.80 mg/kg (peso húmedo), se observa una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de Hg total >0.40 mg/kg (peso húmedo; Fig. 13a). En cuanto a los hígados, las concentraciones en general fueron menores en comparación al músculo, presentándose valores desde 0.08 hasta 0.39 mg/kg (peso húmedo; Fig. 13b) y se observa que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones <0.20 mg/kg de Hg total (peso húmedo) en hígado del tiburón martillo *S. lewini* (Fig. 13b). En el caso de los riñones, las concentraciones de Hg total estuvieron entre 0.07 y 0.39 mg/kg (peso húmedo; Fig. 13c). Finalmente, la concentración de Hg total en los cerebros de *S. lewini* estuvo entre 0.04 y 0.19 mg/kg (peso húmedo; Fig. 13d), siendo más probable encontrar concentraciones en este tejido >0.08 mg/kg.

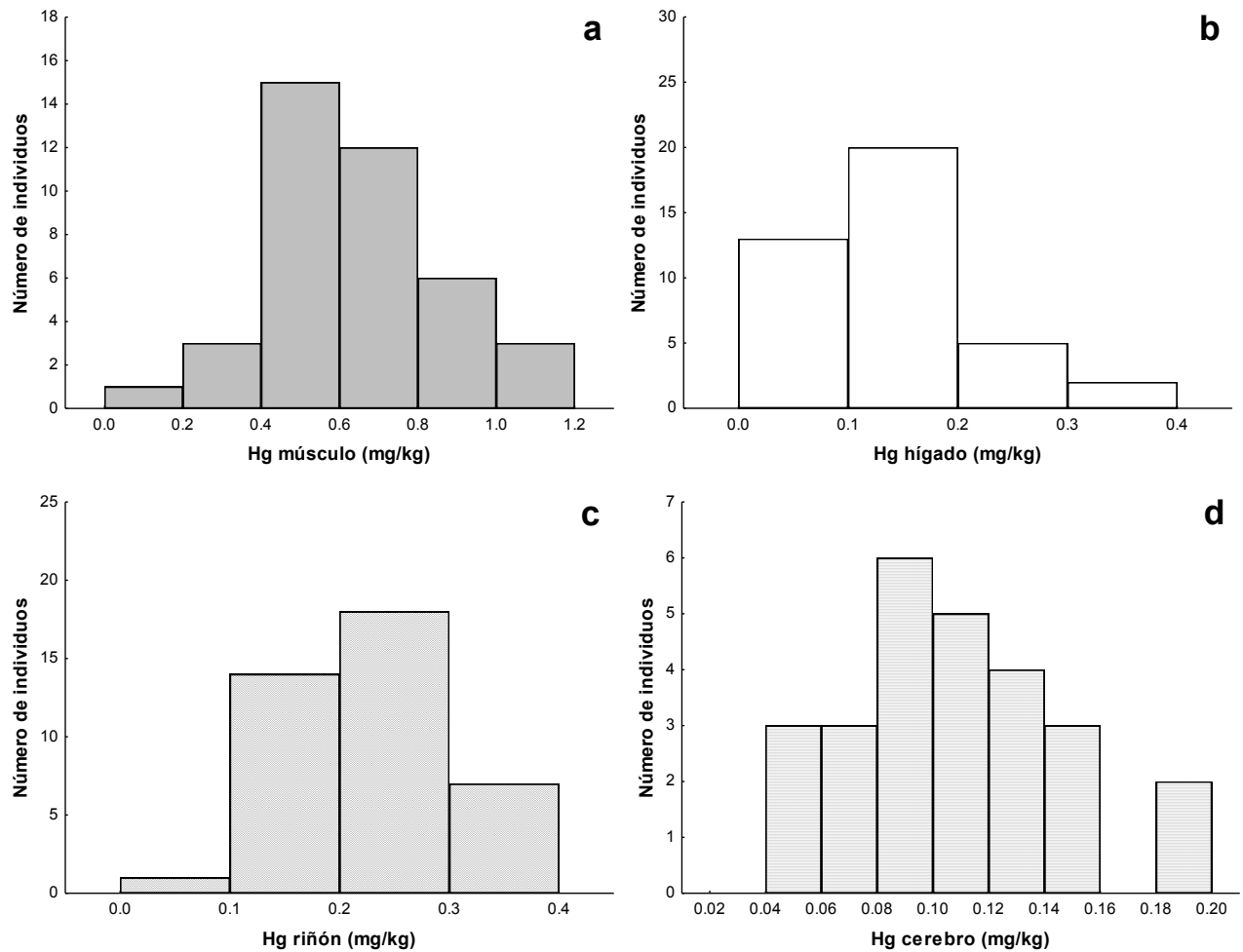


Figura 13. Histograma de frecuencias de las concentraciones de Hg total en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) cerebro de *S. lewini* (peso húmedo).

El contenido de Hg en músculo tuvo una fuerte correlación positiva ($r=0.70$; $p<0.0001$) con respecto al peso, mientras que el Hg en el hígado se correlacionó negativamente con el peso ($r= -0.33$; $p=0.04$). En decir, se observa una tendencia en donde individuos de mayor peso presentan un mayor contenido de Hg en el músculo. En el caso del hígado, la tendencia indica que la concentración de Hg en hígado disminuye a medida que el individuo va ganando peso. Las correlaciones encontradas entre el Hg en los riñones ($r= -0.27$) y cerebro ($r=0.30$) con respecto al peso de los individuos no fueron significativas ($p>0.05$).

Entre la LT y la concentración de Hg total en músculo también se encontró una fuerte asociación positiva, al igual que una negativa entre el Hg en hígado y la LT (Fig. 14). La longitud total no tuvo correlación significativa con el Hg en los riñones (Fig. 14c) y el Hg en el cerebro (Fig. 14d).

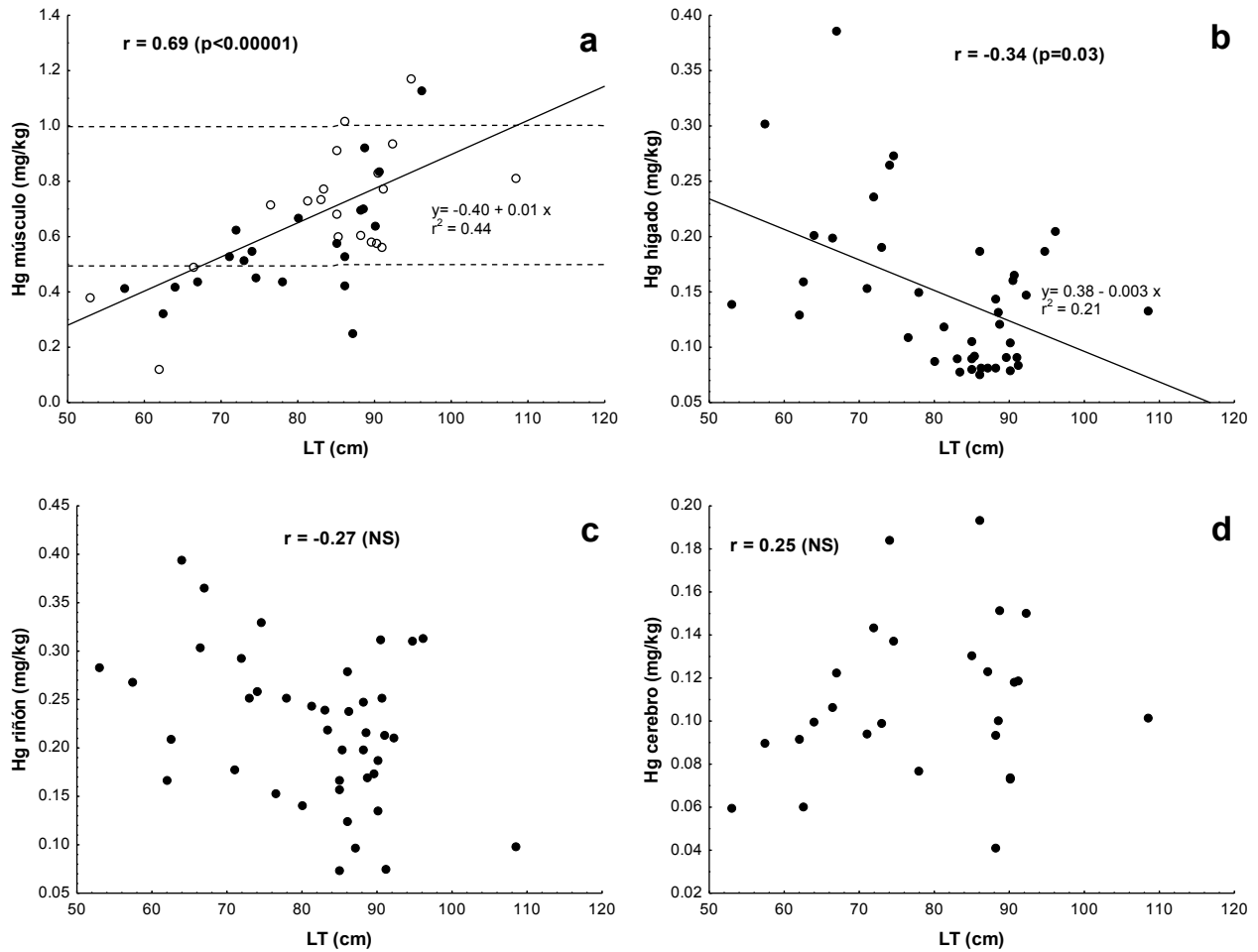


Figura 14. Correlaciones entre la concentración de Hg en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) cerebro de *S. lewini* (peso húmedo) con la longitud total (LT); líneas punteadas indican límites máximos permisibles en la legislación nacional e internacional; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= No significativo ($p > 0.05$); en (a) círculos rellenos y sin relleno representan machos y hembras, respectivamente, con diferencias significativas entre sus medias ($p < 0.05$).

Con respecto a la edad estimada de los individuos, estos datos tuvieron una correlación significativa ($p < 0.05$) positiva con el Hg en el músculo y una negativa con el Hg en el hígado, siguiendo el mismo patrón que las asociaciones encontradas con la LT (Fig.

15). La edad no se correlacionó significativamente ($p > 0.05$) con el Hg en el riñón ($r = -0.24$), ni con el Hg en el cerebro ($r = 0.36$) de los organismos muestreados.

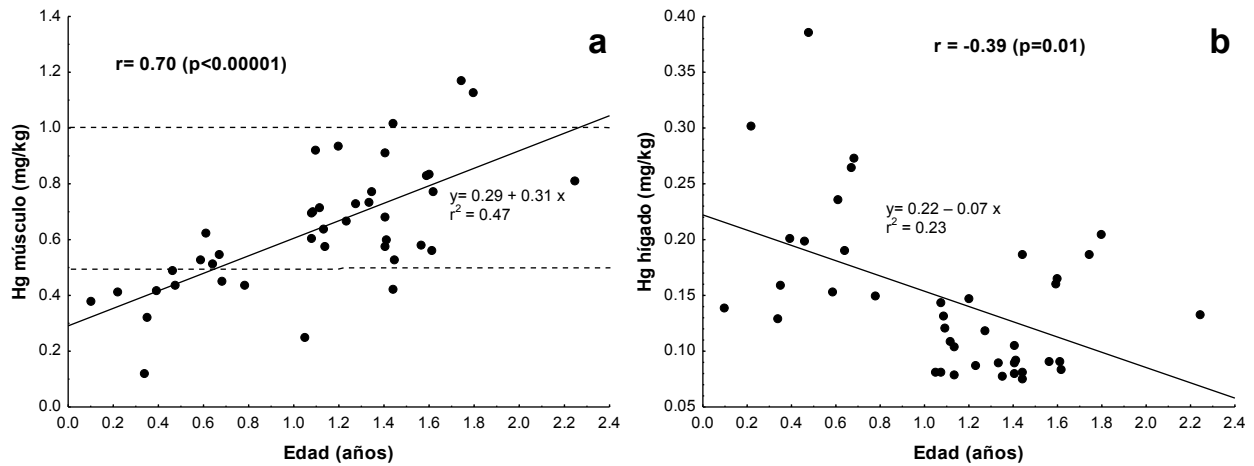


Figura 15. Correlaciones entre la edad y la concentración de Hg en (a) músculo e (b) hígado de *S. lewini* (peso húmedo); líneas punteadas indican límites máximos permisibles en la legislación nacional e internacional; r = Coeficiente de correlación de Spearman; Edad calculada para hembras $LT=376 (1 - e^{-0.1(t + 1.16)})$ y machos $LT= 364 (1 - e^{-0.123(t + 1.18)})$; t =años (Anislado-Tolentino *et al.*, 2008).

De acuerdo a lo anterior, la concentración de Hg en músculo es proporcional a la LT y a la edad de los tiburones martillo, es decir, a medida que el individuo aumenta su longitud y/o edad el Hg incrementa su concentración en el músculo. Para el caso del hígado, la tendencia es negativa, lo cual indica que a medida que el organismo aumenta en edad y talla, la concentración de Hg disminuye en este órgano.

Se encontró una fuerte asociación positiva ($p < 0.000001$) entre el Hg total en hígado y el Hg en riñón del tiburón martillo, lo cual nos indica que, la concentración del metal en el hígado es proporcional a la concentración de Hg en el riñón (Fig. 16a). También se evidenció una correlación positiva, significativa ($p < 0.05$), entre el Hg en el músculo y el Hg en el cerebro de los organismos (Fig.16b). No se encontraron correlaciones significativas entre el Hg en músculo y/o cerebro y el Hg total en hígado y riñón ($p > 0.05$).

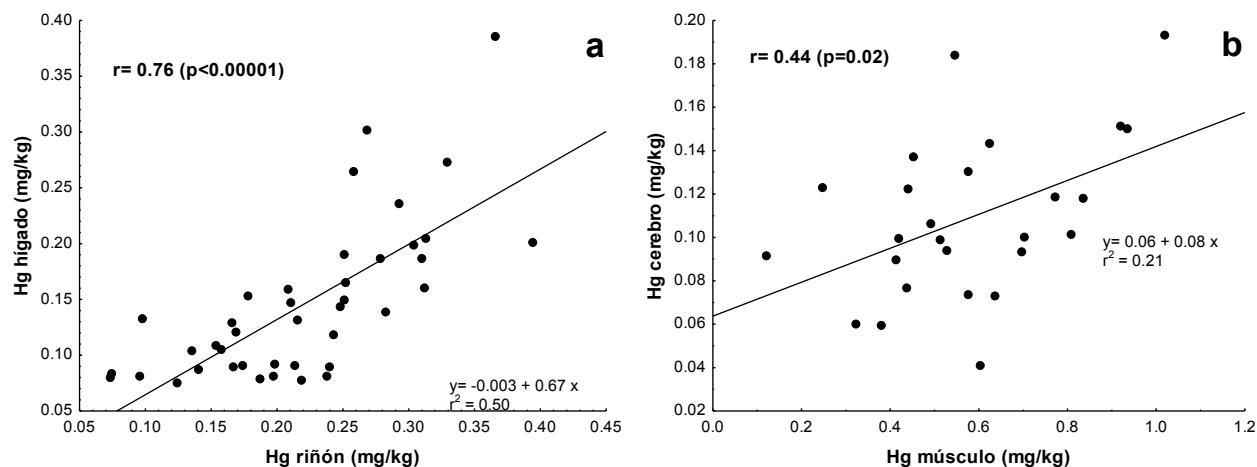


Figura 16. Correlación entre Hg de hígado y riñón (a) y entre Hg del músculo y el cerebro (b) de *S. lewini* (peso húmedo); r = coeficiente de correlación de Spearman.

El Se tuvo concentraciones en el músculo de *S. lewini* desde 0.4 hasta 4.1 mg/kg (peso húmedo; Fig. 17a), donde el intervalo más frecuente fue de 0.5 a 1.0 mg/kg (peso húmedo) con 19 organismos; en cambio los valores cuantificados para el hígado fueron mayores alcanzando un máximo de 17.1 y como mínimo 3.8 mg/kg (peso húmedo; Fig. 17b) donde 14 organismos tuvieron concentraciones entre 4.0 y 6.0 mg/kg (peso húmedo). Las concentraciones máximas obtenidas de Se fueron en el riñón con 26.7 mg/kg (peso húmedo; Fig. 17c) y el valor mínimo obtenido en este tejido fue de 4.0 mg/kg (peso húmedo), con mayor probabilidad de encontrar concentraciones < 10.0 mg/kg (peso húmedo). Finalmente, los cerebros presentaron concentraciones similares a las del músculo, con intervalos desde 0.7 hasta 2.8 mg/kg (peso húmedo), el intervalo de concentración más frecuente fue de 1.0 a 1.5 mg/kg con 15 individuos, donde se observa que hay mayor probabilidad de encontrar concentraciones < 1.5 mg/Kg (peso húmedo; Fig. 17d).

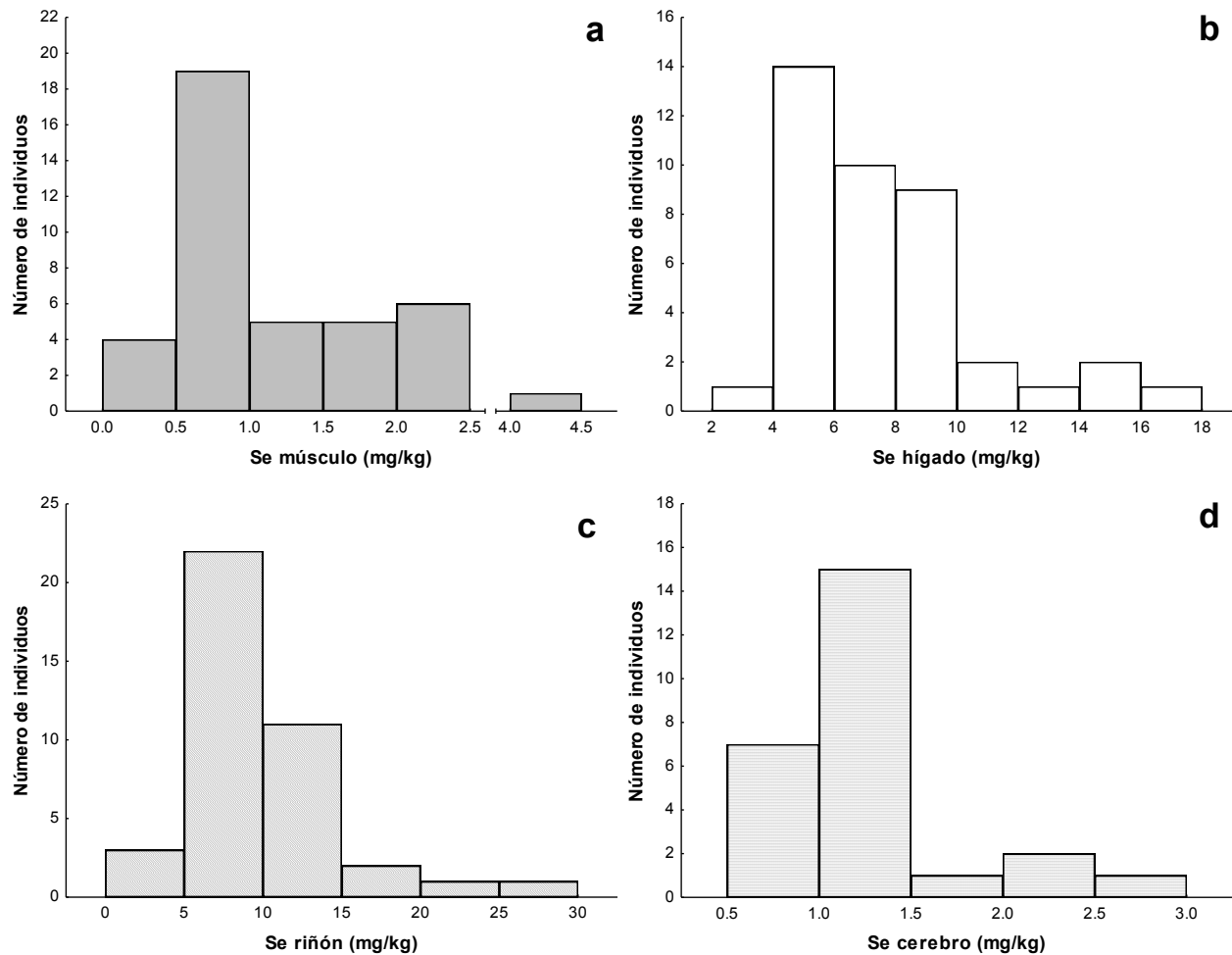


Figura 17. Histograma de frecuencias de selenio en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) cerebro de *S. lewini*.

El Se cuantificado en el músculo, hígado, riñón y cerebro no presentó asociaciones o correlaciones significativas con el peso, la edad y la LT ($p > 0.05$), los datos tienden a permanecer constantes (Fig. 18).

El Se en el músculo se correlacionó significativamente con el Se en el riñón, donde la tendencia indica que la concentración de Se en músculo aumenta a medida que aumenta en el riñón del tiburón martillo *S. lewini* (Fig. 19). No se encontraron correlaciones o ajustes significativos ($p > 0.05$) entre la concentración de Se en músculo, hígado y cerebro del tiburón martillo *S. lewini*.

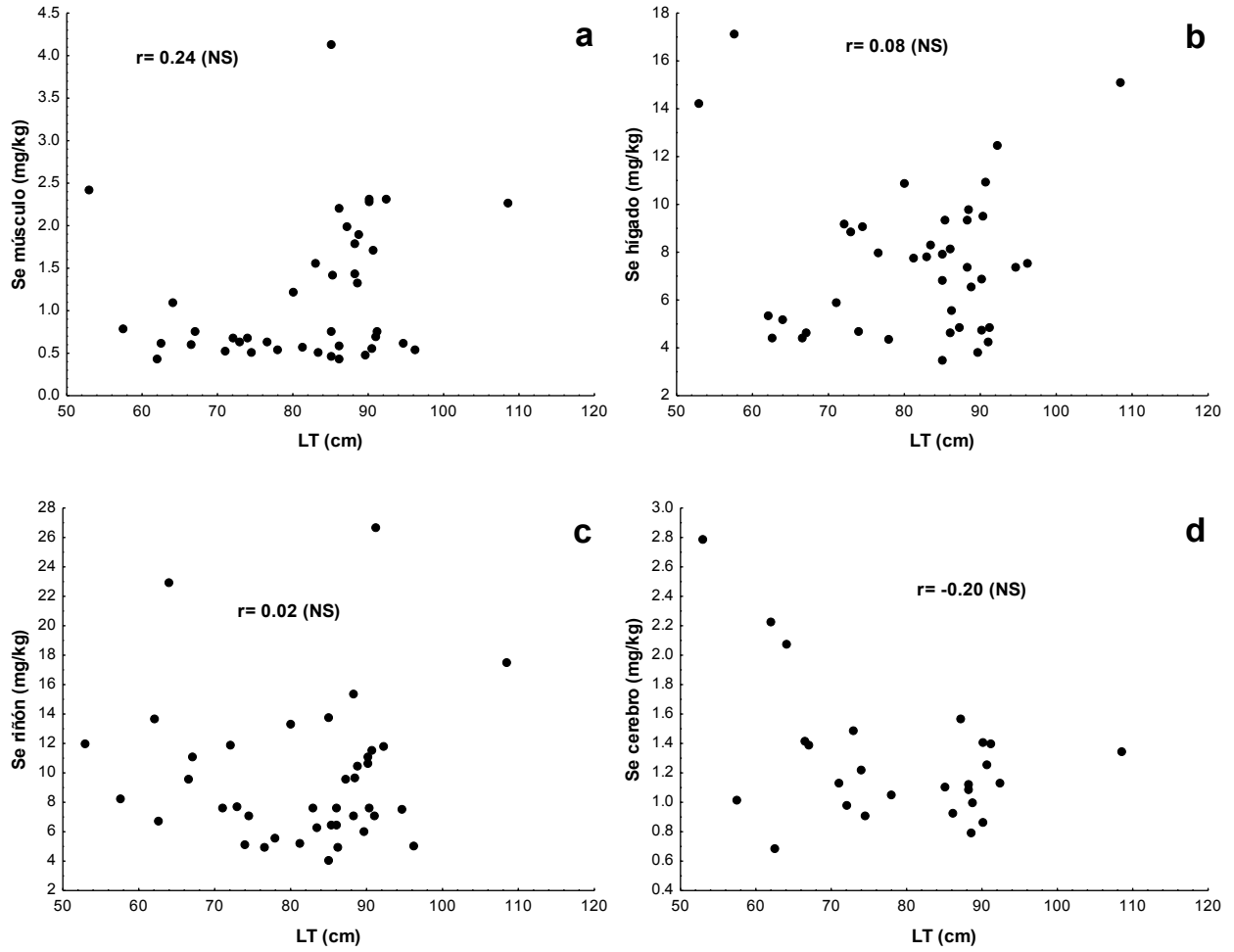


Figura 18. Asociaciones de los niveles de Se con la longitud total (LT) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) cerebro de *S. lewini*; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= No significativo ($p > 0.05$).

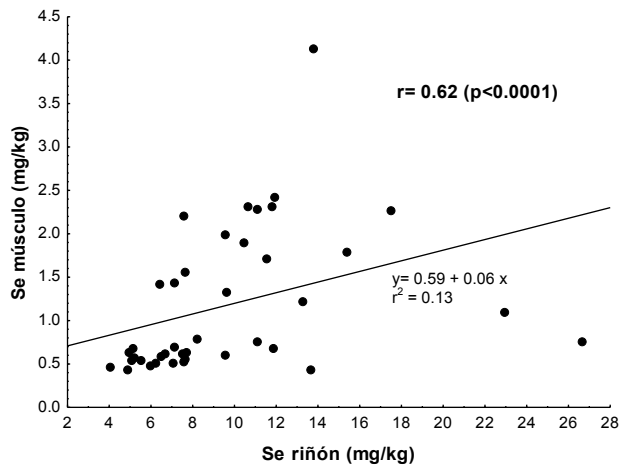


Figura 19. Correlación entre Se en músculo y Se en riñón de *S. lewini*; r = Coeficiente de correlación de Spearman.

Los promedios generales de Hg, Se y las relaciones molares por cada tejido de estudio se muestran en la Tabla 4. Se encontraron diferencias significativas entre las medias de Hg total en músculo, hígado, riñón y cerebro ($p < 0.05$), pero en cambio, entre machos y hembras las concentraciones medias de Hg total para cada tejido estudiado no fueron significativamente diferentes entre sí ($p > 0.05$), con excepción del músculo ($p < 0.05$), donde las hembras presentan concentraciones de Hg ligeramente mayores a las de los machos (Fig. 13a). Las concentraciones promedio de Se en el músculo y el cerebro no mostraron diferencias significativas entre sus medias ($p > 0.05$), mientras que las concentraciones promedio de Se en riñón e hígado fueron significativamente distintas ($p < 0.05$) y mayores que el Se promedio, tanto en el músculo como en el cerebro. El Se en el hígado y en el riñón, no mostraron diferencias significativas entre sus medias ($p > 0.05$). Finalmente no hubo diferencias entre las medias de Se de los machos y las hembras en los tejidos de estudio ($p > 0.05$; Tabla 4).

Tabla 4. Concentraciones y relación molar de Se y Hg (promedio \pm ES) en tejidos de *S. lewini*

Tejido	n	Se (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Se (nmol/g)	Hg (nmol/g)	Relación molar Se:Hg Hg:Se	
Músculo							
Macho	21	1.2 \pm 0.2 ¹	0.57 \pm 0.04 ¹	14.7 \pm 2.4	2.9 \pm 0.2	5.6 \pm 1.1 ¹	0.27 \pm 0.04 ¹
Hembra	19	1.2 \pm 0.2 ²	0.70 \pm 0.05 ¹	15.1 \pm 2.3	3.5 \pm 0.3	5.0 \pm 0.9 ¹	0.34 \pm 0.05 ¹
Total	40	1.2 \pm 0.1 ^a	0.63 \pm 0.04 ^c	14.9 \pm 1.7	3.2 \pm 0.2	5.3 \pm 0.7 ^a	0.30 \pm 0.03 ^c
Hígado							
Macho	21	7.5 \pm 0.7 ¹	0.17 \pm 0.02 ¹	95.1 \pm 8.6	0.8 \pm 0.1	140.2 \pm 16.6 ¹	<0.01 ¹
Hembra	19	7.9 \pm 0.7 ¹	0.13 \pm 0.01 ¹	100.2 \pm 9.5	0.6 \pm 0.0	169.2 \pm 15.8 ¹	<0.01 ¹
Total	40	7.7 \pm 0.5 ^b	0.15 \pm 0.01 ^a	97.5 \pm 6.3	0.7 \pm 0.1	154.0 \pm 11.6 ^c	<0.01 ^a
Riñón							
Macho	21	9.4 \pm 0.9 ¹	0.23 \pm 0.02 ¹	118.4 \pm 11.4	1.2 \pm 0.1	113.7 \pm 13.3 ¹	0.01 ¹
Hembra	19	9.9 \pm 1.3 ¹	0.21 \pm 0.02 ¹	125.3 \pm 16.0	1.1 \pm 0.1	161.6 \pm 46.7 ¹	0.01 ¹
Total	40	9.6 \pm 0.8 ^b	0.22 \pm 0.01 ^b	121.7 \pm 9.5	1.1 \pm 0.1	136.5 \pm 23.3 ^c	0.01 ^a
Cerebro							
Macho	17	1.2 \pm 0.1 ¹	0.11 \pm 0.01 ¹	15.0 \pm 1.0	0.6 \pm 0.0	28.9 \pm 2.6 ¹	<0.04 ¹
Hembra	9	1.5 \pm 0.2 ¹	0.10 \pm 0.02 ¹	18.5 \pm 2.7	0.5 \pm 0.1	45.1 \pm 11.0 ¹	<0.04 ¹
Total	26	1.3 \pm 0.1 ^a	0.11 \pm 0.01 ^a	16.2 \pm 1.2	0.5 \pm 0.0	34.5 \pm 4.3 ^b	<0.04 ^b

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sexos; ES = Error estándar; n= número de muestras.

De acuerdo a lo anterior, el Hg fue mayor en músculo>riñón>hígado>cerebro, mientras que para el Se, de acuerdo a las concentraciones promedios, mostraron el siguiente orden: riñón>hígado>cerebro>músculo.

La relación molar Se:Hg en el músculo presentó valores desde 1.2 hasta 20.4, mientras que en el caso de la relación Hg:Se varió desde 0.05 a 0.82; En lo que respecta a los hígados, el valor mínimo de Se:Hg fue de 30.5 y el máximo 318.1, a diferencia de la relación molar Hg:Se que alcanzó un valor máximo de 0.03. En los riñones la relación molar Se:Hg fue la más elevada, con un rango de 41.0 hasta 908.5, obviamente por encima del valor mayor que alcanzó la relación molar Hg:Se que fue de 0.02. Finalmente, los cerebros presentaron relaciones molares Se:Hg con variaciones desde 12.2 a 118.7 y una máxima para Hg:Se de 0.01. Todas las relaciones molares Se:Hg fueron mayores a la unidad. La LT y el peso de los tiburones martillos no se correlacionaron de forma significativa ($p>0.05$) con la relación molar Se:Hg en los cuatro tejidos de estudio. En cambio, las relaciones molares Se:Hg en el músculo, hígado, riñón y cerebro se correlacionaron negativa, pero significativamente con la concentración de Hg total. En el músculo, la correlación encontrada fue débil ($r=-0.32$, $p=0.04$), fuertes en el hígado ($r=-0.69$, $p<0.00001$), riñón ($r=-0.63$, $p<0.00001$) y cerebro ($r=-0.76$, $p<0.00001$). De manera evidente, al aumentar la concentración de Hg total en los tejidos, disminuye la relación molar Se:Hg. En el caso contrario, la asociación entre la concentración de Se en los órganos y la relación molar Se:Hg es significativa y positiva (músculo $r=0.78$; hígado $r=0.64$; riñón $r=0.79$; cerebro $r=0.65$; $p<0.05$), es decir, al aumentar los niveles de Se, también lo hace la relación molar Se:Hg.

El valor promedio de Se:Hg en el músculo, que fue el más bajo de los tejidos de estudio, presentó diferencias significativas con la relación molar promedio de cerebro, hígado y riñón. Las medias de Se:Hg del riñón y del hígado no presentaron diferencias significativas entre sí ($p>0.05$), a pesar de ser los valores promedios más altos (Tabla 4).

8.2.3. Concentración de As y As inorgánico

El contenido de As total en el músculo del tiburón martillo *S. lewini* tuvo un valor mínimo de 5.1 y un máximo de 14.4 mg/kg (peso húmedo), el intervalo más frecuente fue el de 8.0 a 10.0 mg/kg con 17 individuos (Fig. 20a) y hay una mayor probabilidad de encontrar concentraciones >8.0 mg/kg (peso húmedo); por su parte, el As en el hígado del tiburón martillo presentó un intervalo de concentraciones más bajo que el músculo, desde 4.3 a 17.7 mg/kg con base peso húmedo (Fig. 20b). La concentración menor de As total encontrada en el riñón fue de 2.4 mg/kg y la mayor fue de 8.6 mg/kg (peso húmedo; Fig. 20c), presentando un mayor número de individuos (15) concentraciones entre 3.0 y 4.0 mg/kg (peso húmedo). Finalmente, los cerebros alcanzaron concentraciones hasta de 9.3 mg/kg (peso húmedo), con una mínima de 2.0 mg/kg, donde el intervalo más frecuente estuvo entre 3.0 y 5.0 mg/kg (peso húmedo; Fig. 20d) con 14 organismos.

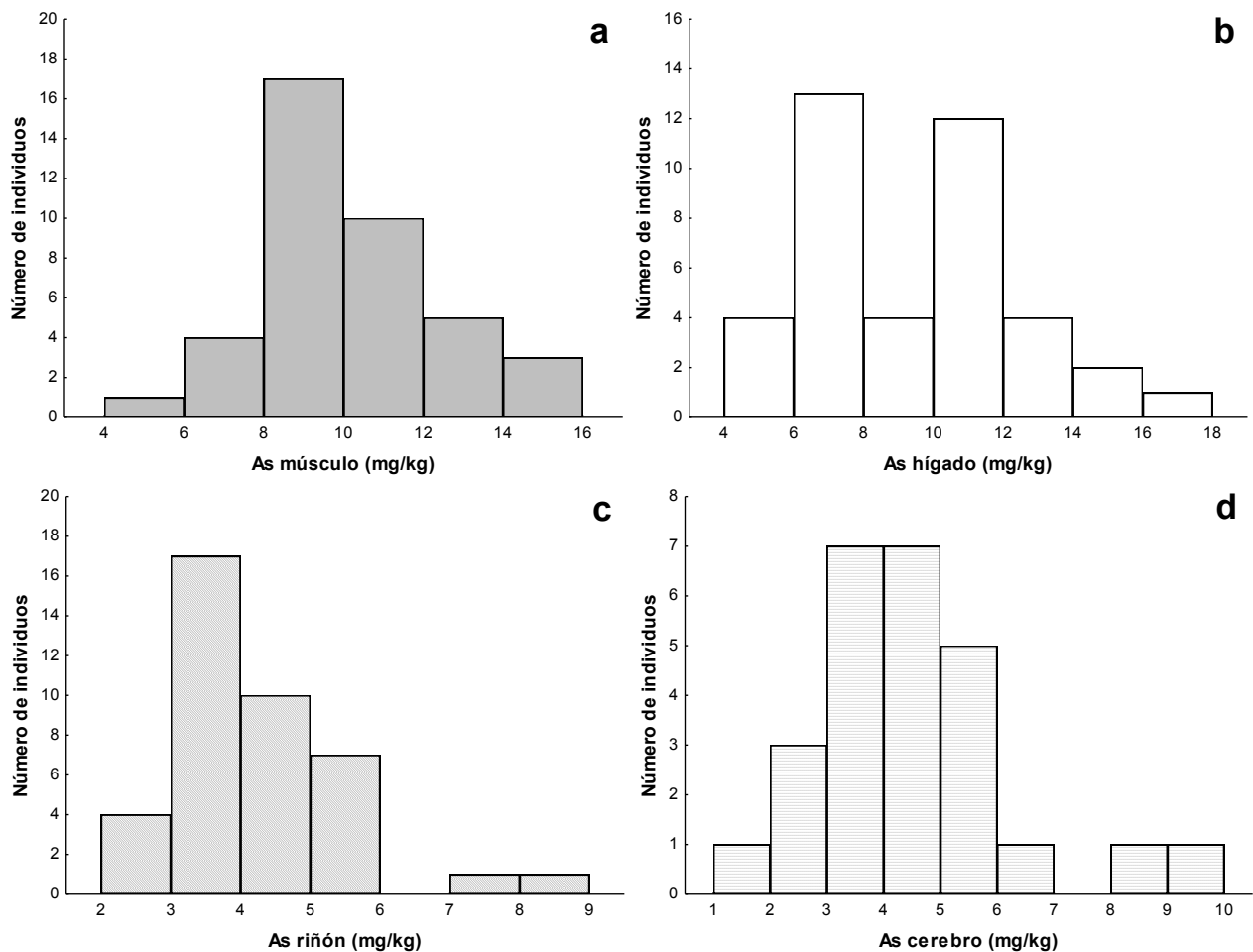


Figura 20. Histograma de frecuencias de concentración de As en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) cerebro de *S. lewini* (peso húmedo).

De los tejidos de estudio, el contenido de As total en el músculo e hígado se asociaron de forma positiva significativa ($r=0.48$ y $r=0.40$, respectivamente; $p<0.05$) con el peso, mientras que el As total en riñón y cerebro se asociaron significativa pero negativamente ($r=-0.37$ y $r=-0.58$, respectivamente; $p<0.05$) con respecto al peso. Esto sugiere, que, al igual que para el Hg, el As se acumula en el músculo e hígado a medida que el individuo gana peso. En cambio, el As total en riñón y cerebros de *S. lewini*, presentaron correlaciones negativas con el peso, indicando que los individuos con menor peso presentan mayores concentraciones de As total en el riñón y cerebro, disminuyendo estos valores a medida que se gana peso.

En lo que respecta a la LT, está se asoció de forma significativa ($p<0.05$) y positiva con el As en músculo e hígado (Fig. 21a, 21b), lo cual indica que la concentración de As en músculo e hígado aumenta proporcionalmente con la longitud total. La LT y el As en cerebro se asociaron significativamente de forma negativa (Fig. 21d; $p<0.05$), mientras que la asociación encontrada entre la talla y el As en riñón no fue significativa (Fig. 21c; $p=0.06$). La tendencia indica que las concentraciones de As en el riñón y el cerebro disminuyen a medida que aumenta la talla.

La edad presentó casi la misma tendencia con respecto las correlaciones encontradas con las concentraciones de As en los tejidos de estudio. En el caso del As en músculo, la correlación encontrada con la edad no fue significativa ($p=0.06$; Fig. 21a). La edad y los niveles de As en el hígado se correlacionaron significativa y positivamente ($p<0.05$), en cambio, la edad se correlaciono de forma negativa y significativa con el As en los riñones y con el As en el cerebro (Fig. 21b, c y d).

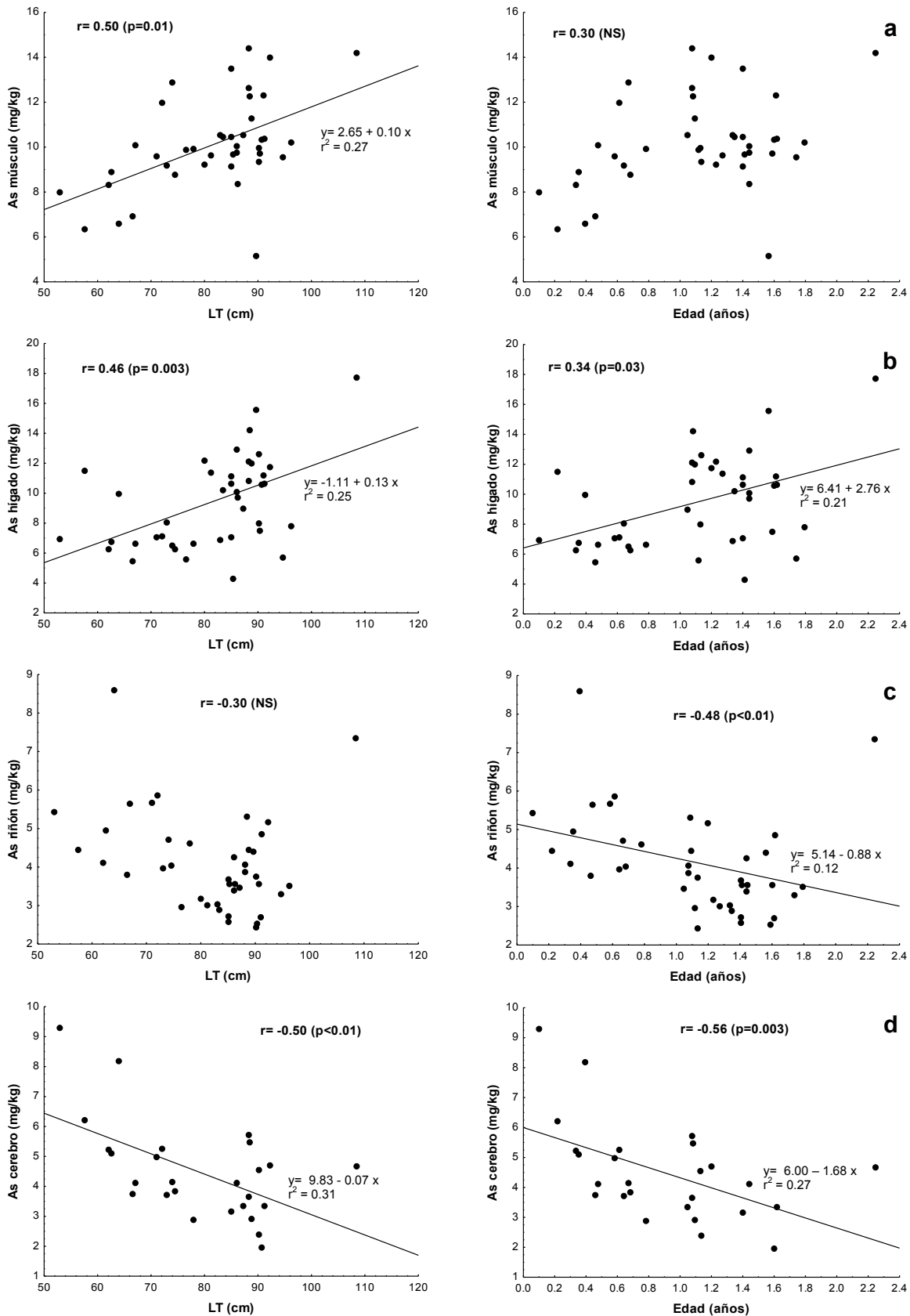


Figura 21. Correlaciones entre la concentración de As en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) cerebro de *S. lewini* (peso húmedo) con la longitud total (LT) y con la edad; r= Coeficiente de correlación de Spearman; NS= No significativo ($p > 0.05$).

El As total cuantificado en el músculo e hígado no presentó correlaciones significativas ($p > 0.05$) con las concentraciones de As total en riñón y cerebro. En cambio, se encontró una asociación significativa positiva entre el As en riñón y As en cerebro, lo cual sugiere que el As en el riñón aumenta de forma proporcional a medida que el contenido de As total en cerebro también lo hace (Fig. 22).

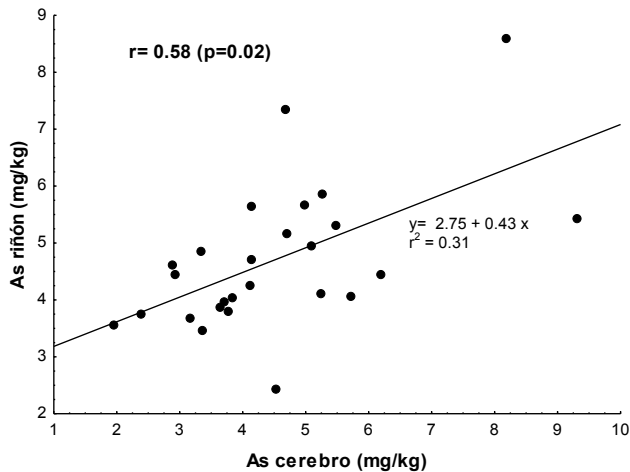


Figura 22. Asociación entre As en cerebro y riñón de *S. lewini*. r =Coeficiente de correlación de Spearman

En cuanto a los sexos, no se encontraron diferencias significativas entre las medias de As total de machos y hembras ($p > 0.05$; Tabla 5). Las concentraciones promedio de As en músculo e hígado presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) con respecto al As total promedio en riñón y cerebro de *S. lewini* (Tabla 5), por lo tanto, la concentración de As total fue mayor en músculo > hígado > cerebro > riñón.

Tabla 5. Concentración promedio de As total (mg/kg, peso húmedo) en tejidos de *S. lewini*.

Tejido	As (\pm ES)		
	Total	Machos	Hembras
Músculo	10.1 \pm 0.3 ^b	9.9 \pm 0.4 ¹	10.3 \pm 0.5 ¹
Hígado	9.4 \pm 0.5 ^b	9.2 \pm 0.5 ¹	9.7 \pm 0.8 ¹
Riñón	4.2 \pm 0.2 ^a	4.4 \pm 0.3 ¹	3.9 \pm 0.3 ¹
Cerebro	4.5 \pm 0.3 ^a	4.4 \pm 0.4 ¹	4.6 \pm 0.7 ¹

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sexos; ES = Error estándar

Para la determinación del As inorgánico (As_i), se seleccionaron 20 de las 40 muestras de músculo de tiburón martillo (tomando en cuenta los rangos de concentración de As total bajos, medios y altos) ya que este tiene una gran importancia toxicológica porque es el que se consume y puede poner en riesgo a la salud humana. Los valores promedios se presentan en la Tabla 6. Las concentraciones de As_i presentaron valores muy bajos con respecto al As total, por lo tanto, están dadas por un orden de magnitud menor ($\mu\text{g}/\text{kg}$, base peso húmedo). La concentración más baja de As inorgánico encontrada fue de $0.9 \mu\text{g}/\text{kg}$ y la mayor fue de $14.6 \mu\text{g}/\text{kg}$. El valor promedio de As_i fue de $5.4 \pm 0.9 \mu\text{g}/\text{kg}$. En todos los casos el As_i es $< 0.1\%$ del contenido de As total. Cada determinación de As_T y As_i se realizó por duplicado en cada una de las muestras.

Tabla 6. Niveles de As total e inorgánico individuales en músculo de tiburón martillo *S. lewini* ($\mu\text{g}/\text{kg}$ ES; peso húmedo)

Individuos	$As_T \times 10^3$	As_i	% As_i
1	9.5±0.1	9.3±0.9	0.10
2	10.4±0.5	7.7±2.3	0.07
3	5.1±0.5	5.6±0.0	0.11
4	9.2±0.5	14.6±1.3	0.16
5	8.4±0.1	3.0±0.8	0.04
6	13.5±0.5	14.2±1.1	0.11
7	12.3±1.4	4.0±0.4	0.03
8	14.2±1.2	4.9±1.5	0.03
9	9.1±0.2	4.3±0.6	0.05
10	14.0±1.3	4.4±0.3	0.03
11	9.3±0.8	3.5±0.6	0.04
12	12.6±1.7	5.8±1.8	0.05
13	14.4±0.5	4.9±1.0	0.03
14	10.0±0.6	1.4±0.6	0.01
15	6.6±0.6	2.4±0.2	0.04
16	12.0±0.6	10.8±0.5	0.09
17	8.0±0.0	0.9±0.3	0.01
18	9.9±0.2	1.8±0.1	0.02
19	6.9±0.8	3.2±0.1	0.05
20	6.3±0.5	1.6±1.1	0.02

ES = error estándar

No encontraron correlaciones significativas entre el As_i , el peso y la LT de los organismos ($p > 0.05$). En cambio, se presentó una correlación positiva significativa entre el As inorgánico y la edad (Fig. 23) de los organismos.

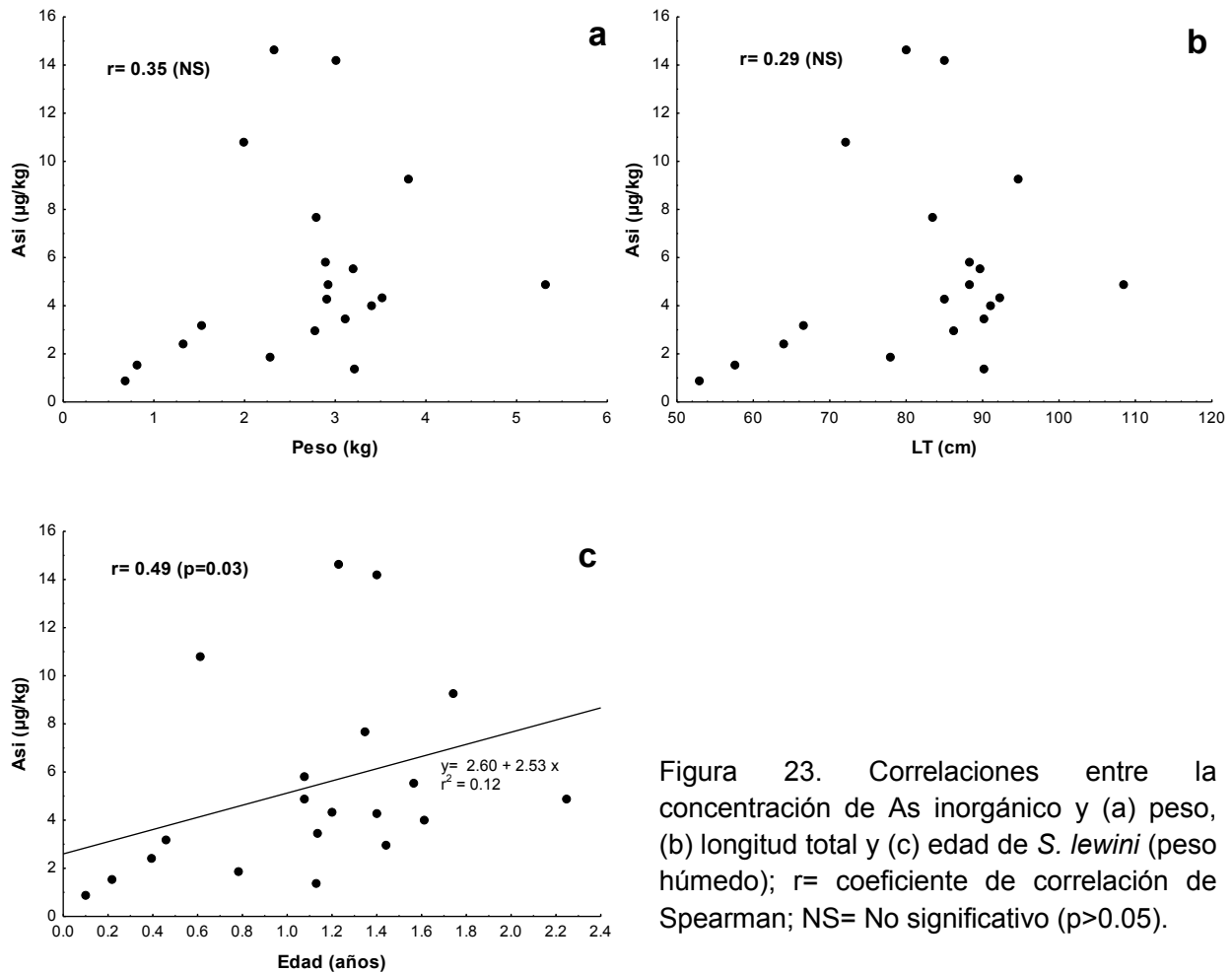


Figura 23. Correlaciones entre la concentración de As inorgánico y (a) peso, (b) longitud total y (c) edad de *S. lewini* (peso húmedo); r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= No significativo ($p > 0.05$).

8.2.4. Relación entre elementos

Se encontraron correlaciones significativas en algunos tejidos de estudio entre As, Hg y Se. Tal fue el caso del Hg total en músculo de *S. lewini*, donde se encontró una correlación positiva significativa con el As en músculo (Fig. 24a) al igual que con el As en el hígado (Fig. 24b) y con el As_i en el músculo (Fig. 24c). Gráficamente se aprecia que, a medida que aumenta la concentración de Hg, aumenta también la de As y As_i en el músculo y la de As en el hígado.

El contenido de Hg en el hígado se correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con el As en el riñón (Fig. 24d) y a su vez el As en el riñón tuvo una correlación significativa con el Se en el músculo (Fig. 24e), donde gráficamente se muestra que al incrementarse la concentración de As en el riñón, los niveles de Hg en el hígado y Se en el músculo de los organismos de estudio aumenta.

Finalmente, las últimas correlaciones encontradas entre los elementos de estudio y los respectivos tejidos, fue en los niveles encontrados de As en el hígado (Fig. 23f y g). Se obtuvo una correlación significativa pero negativa con el Hg en el riñón, pero por el contrario, el As en el hígado presentó correlación positiva y significativa con el Se en el músculo. De acuerdo a lo anterior, al aumentar la concentración de As en el hígado, el Hg en el riñón tiende a disminuir, pero el Se en el músculo aumenta.

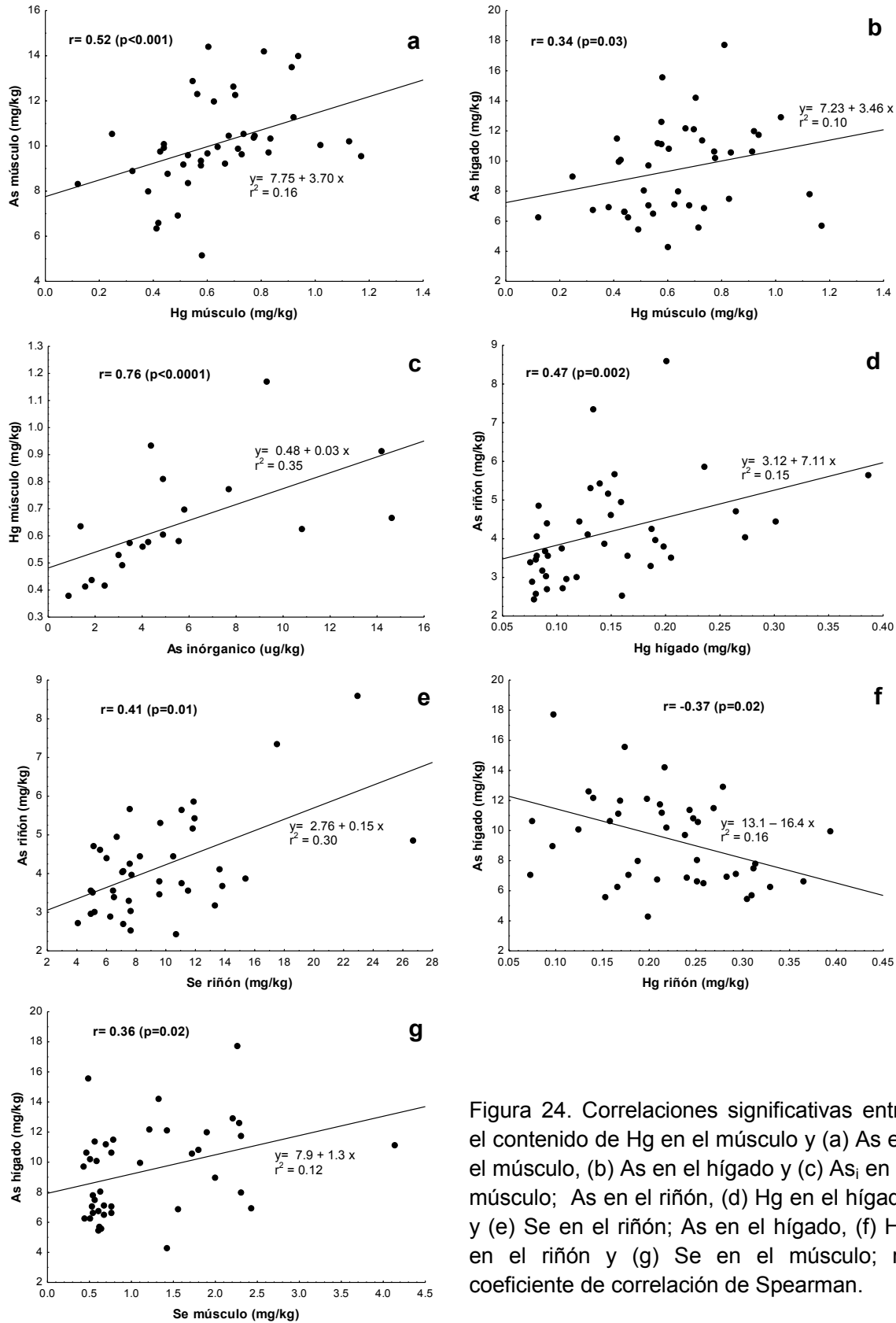


Figura 24. Correlaciones significativas entre el contenido de Hg en el músculo y (a) As en el músculo, (b) As en el hígado y (c) As, en el músculo; As en el riñón, (d) Hg en el hígado y (e) Se en el riñón; As en el hígado, (f) Hg en el riñón y (g) Se en el músculo; r = coeficiente de correlación de Spearman.

8.2.5. Aporte de Hg, Se y As a partir de la dieta

Del total de organismos obtenidos en los muestreos (40), 20 presentaron alimento. El espectro trófico general se integró por 10 especies presa (1 crustáceo, 9 peces), perteneciente a 8 familias (Tabla 7). De acuerdo al IIR, los peces de la Familia Clupeidae (61.6%), peces de la Familia Sciaenidae (12.2%) y *Scomber japonicus* (10.5%) fueron las presas más importantes para los tiburones martillo. Las concentraciones de Hg, As y Se en las presas principales de tiburón martillo fueron muy variables (Tabla 7). En el caso del Se, el valor máximo cuantificado en las presas fue de 4.05 mg/kg para peces de la Familia Scombridae, en contraste, en algunos peces de la Familia Sciaenidae cuyos restos fueron otolitos, no se encontró Se (<LD=0.5 µg/L). En lo que respecta al As, no se encontró (<LD=0.6 µg/L) este metaloide en ninguno de los otolitos identificados de la Familia Sciaenidae (estado IV de digestión), mientras que el valor máximo obtenido fue de 2.49 mg/kg y fue encontrado en *Etropus crossotus*. Al igual que para el As, en algunas muestras de peces de la Familia Sciaenidae (otolitos) no se detectó Hg (<LD=0.2 µg/L); el valor menor de Hg determinado en las presas fue de 0.03 mg/kg en peces de la Familia Scombridae y el mayor para *E. crossotus* (0.59 mg/kg).

Tabla 7. Organismos que componen la dieta de *S. lewini* de acuerdo a los contenidos estomacales y niveles de Se, Hg y As (promedio±ES; mg/kg, peso húmedo)

Especie	% N	% P	% FA	IRI	% IRI	n	Se	Hg	As
Crustáceos									
PENAEIDAE									
<i>Litopenaeus vannamei</i>	2.7	0.7	5.0	16.8	0.4	2	1.1±0.0	0.05±0.00	1.1±0.1
Peces									
CLUPEIDAE	29.7	39.5	40.0	2768.4	61.6	11	1.5±0.1	0.20±0.02	1.1±0.1
CARANGIDAE	8.2	1.9	5.0	50.3	1.1	3	3.1±0.2	0.56±0.01	1.0±0.1
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.7	7.8	5.0	52.6	1.1		1.3±0.0	0.08±0.00	1.9±0.1
GERREIDAE	5.4	2.0	10.0	73.7	1.6	2	1.8±0.1	0.19±0.01	1.7±0.2
MUGILIDAE									
Mugil spp.	5.4	2.4	10.0	78.4	1.8	2	2.0±0.6	0.13±0.04	0.7±0.4
SCIAENIDAE	21.6	14.8	15.0	547.8	12.2	8	1.0±0.1	0.15±0.03	1.0±0.2
SCOMBRIDAE	2.7	0.3	5.0	14.8	0.4	2	4.0±0.0	0.03±0.00	0.9±0.0
<i>Scomber japonicus</i>	10.8	20.5	15.0	469.3	10.5	4	2.0±0.2	0.16±0.04	1.2±0.2
PARALICHTYIDAE									
<i>Etropus crossotus</i>	10.8	10.1	20.0	417.3	9.3	4	1.6±0.2	0.38±0.2	2.1±0.2

ES= error estándar; n= número de organismos presa; letras en negrita representan la presa más importante en la dieta de *S. lewini* de acuerdo al IIR

8.2.6. Biomagnificación

Los factores de biomagnificación (FB) presentaron gran variación, esto de acuerdo al elemento y la ecuación utilizada (Tabla 8). En sus valores promedio, tanto el Hg y el As mostraron incremento del elemento en la cadena trófica, ya que las concentraciones encontradas en las presas tuvieron un orden de magnitud menor a las encontradas en el depredador tope (*S. lewini*). En cambio el Se, tuvo un $FB < 1$, es decir, el elemento no se está biomagnificando. Los FB se calcularon, uno, de forma individual, es decir, el promedio del FB obtenido de cada uno de los estómagos analizados con alimento; el otro valor de FB se determinó de acuerdo a la especie presa, es decir, el promedio de la concentración de cada una de las distintas presas encontradas en los estómagos. Con fines comparativos, el FB_{total} , toma como concentración en el depredador a la suma del total del elemento, contenido en el individuo analizado, tomando en cuenta el peso de cada uno de los órganos analizados respecto al peso total del depredador. El $FB_{músculo}$ simplemente toma a la concentración promedio en el músculo como el total del elemento en todo el depredador tope.

Tabla 8. Factores de biomagnificación para el tiburón martillo *S. lewini*, individuales y por especie presa de Hg, Se y As.

FB	Elementos					
	Hg		Se		As	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Individuales						
FB_{total}	1.3 - 15.0	3.9±0.8	0.4 – 2.1	0.9±0.1	3.0 - 21.2	8.3±1.0
$FB_{músculo}$	1.6 - 18.5	4.7±1.0	0.3 – 2.1	0.8±0.1	3.6 - 25.5	9.9±1.2
Por presa						
FB_{total}	0.8 - 14.7	4.7±1.4	0.3 – 1.3	0.8±0.1	4.1 - 12.6	7.5±0.8
$FB_{músculo}$	1.0 - 18.1	5.8±1.7	0.3 – 1.2	0.7±0.1	4.9 - 14.9	8.9±1.0

No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los FB individuales y por presa de cada uno de los elementos analizados. De la misma forma, entre cada uno de los factores de biomagnificación (FB_{total} y $FB_{músculo}$), no hubo diferencias significativas entre las medias ($p > 0.05$) de los mismos.

8.2.7. Riesgos a la salud

El Valor Benéfico a la Salud de Se (Se-HBV) en el músculo del tiburón martillo es un indicador de riesgo relacionado con el consumo de este organismo. No es otra cosa que la diferencia entre la relación molar Se:Hg multiplicada por el valor de Se (nmol/g) y la relación molar Hg:Se multiplicada por el Hg total (nmol/g). El Se-HBV presentó una gran variación entre los 40 individuos, obteniéndose 3 valores negativos (-0.04, -0.26 y -0.12) y el resto de las muestras tuvo valores individuales de Se-HBV de 0.36 hasta 75.15, con un promedio de 8.77 ± 2.28 ; el 80.5% de los individuos tuvo valores de Se-HBV ≥ 1 , mientras que el 41.5% presentó valores ≥ 5 (Fig. 25).

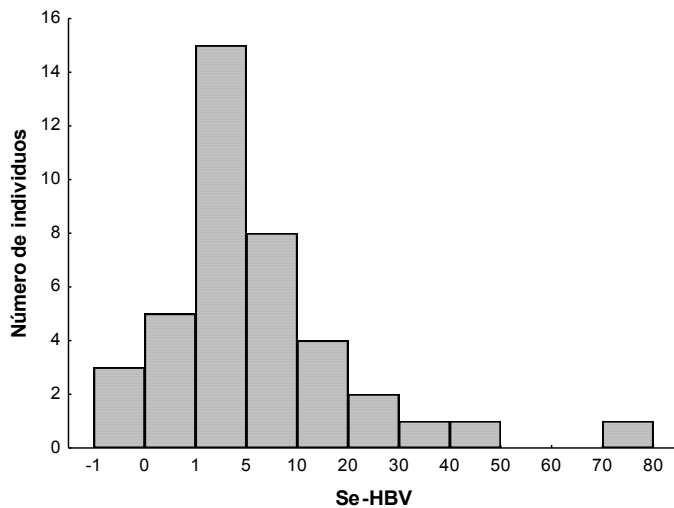


Figura 25. Distribución de frecuencias de valores individuales de Se-HBV en músculo de *S. lewini*.

En cuanto a los riesgos por ingesta del tejido comestible del tiburón martillo juvenil (músculo), se tomó en cuenta el valor de consumo de productos de la pesca para México de la FAO (2015; 10.7 kg/año = 29.3 g/día) y el de CONAPESCA (2015; 9.4 kg/año = 25.8 g/día) para calcular el valor del coeficiente de peligrosidad (HQ), riesgo a contraer cáncer (RCC) y el índice de riesgo (HI), para cada uno de los elementos. Los valores promedios (global del músculo), obtenidos en este estudio, utilizados en cada caso fueron: Hg=0.63 mg/kg; Se=1.2 mg/kg; As_i=0.005 mg/kg. Los valores de HQ, RCC y HI por consumo diario se muestran en la Tabla 9.

En general, si tomamos la masa corporal, en vez de grupos o sectores de población, tenemos que una persona que va desde 10 a 100 kg, está en riesgo de sufrir efectos

adversos a la salud si consume la dosis estimada diaria de acuerdo a los datos de la FAO y CONAPESCA de músculo de tiburón martillo (Tabla 9), ya que los HI calculados todos son mayores a la unidad. Esto se hace evidente solamente por parte del Hg, ya que los valores de HQ son >1. En cambio, el consumo de *S. lewini*, no representa ningún riesgo en cuanto a Se y As inorgánico se refiere (HQ's<1), con base a las concentraciones promedio del elemento utilizadas.

Tabla 9. Factores de riesgo de acuerdo al consumo nacional según la FAO* y CONAPESCA⁺ para distintos pesos de la población expuesta.

Peso (kg)	FAO* (29.3 g/día)					CONAPESCA ⁺ (25.8 g/día)				
	HQ		RCC			HQ		RCC		
	Hg	Se	As _i	As _i	HI	Hg	Se	As _i	As _i	HI
10	18.6	0.69	0.05	2.4x10 ⁻⁵	19.3	16.3	0.60	0.05	2.1x10 ⁻⁵	17.0
20	9.3	0.34	0.03	1.2x10 ⁻⁵	9.7	8.2	0.30	0.02	1.0x10 ⁻⁵	8.5
30	6.2	0.23	0.02	7.9x10 ⁻⁶	6.4	5.4	0.20	0.02	7.0x10 ⁻⁶	5.7
40	4.7	0.17	0.01	5.9x10 ⁻⁶	4.8	4.1	0.15	0.01	5.2x10 ⁻⁶	4.2
50	3.7	0.14	0.01	4.8x10 ⁻⁶	3.9	3.3	0.12	0.01	4.2x10 ⁻⁶	3.4
60	3.1	0.11	0.01	4.0x10 ⁻⁶	3.2	2.7	0.10	0.01	3.5x10 ⁻⁶	2.8
70	2.7	0.10	0.01	3.4x10 ⁻⁶	2.8	2.3	0.09	0.01	3.0x10 ⁻⁶	2.4
80	2.3	0.09	0.01	3.0x10 ⁻⁶	2.4	2.0	0.08	0.01	2.6x10 ⁻⁶	2.1
90	2.01	0.08	0.01	2.6x10 ⁻⁶	2.1	1.8	0.07	0.01	2.3x10 ⁻⁶	1.9
100	1.9	0.07	0.01	2.4x10 ⁻⁶	1.9	1.6	0.06	0.00	2.1x10 ⁻⁶	1.7

*FAO (2015); ⁺CONAPESCA (2015a; 2015b)

En cambio, si se desea conocer el valor de la ración máxima que debe consumirse con base en las concentraciones promedios de los tres elementos, para no mostrar efectos adversos en exposición crónica (HQ≤1), de acuerdo al peso de la población en general que, para el Hg, las porciones semanales son menores a 110 g, mientras que en Se y As inorgánico los valores de consumo son altos (<3 kg) y para el caso del As_i, irreales de consumir (~39 kg).

Por ejemplo, en el caso del Hg, si se tiene un peso de 65 kg, para no tener ningún efecto adverso (HQ≤1), se debería consumir no más de 10 g de músculo de tiburón

martillo por día (Fig. 26). Otro ejemplo sería, el de una persona con un peso de 115 kg, la cual no debería consumir más de 20 g de músculo al día para no tener efectos adversos a la salud a causa del Hg.

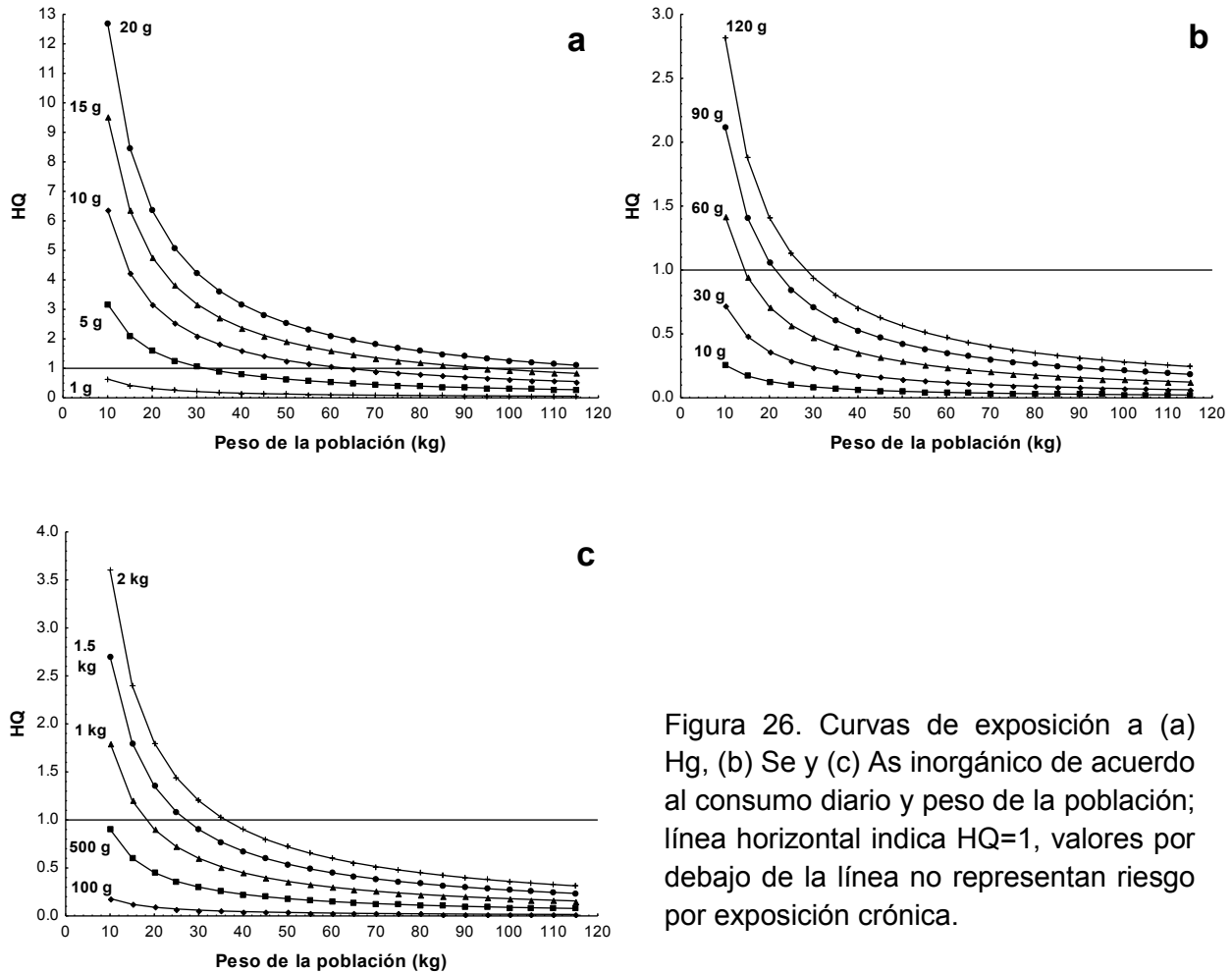


Figura 26. Curvas de exposición a (a) Hg, (b) Se y (c) As inorgánico de acuerdo al consumo diario y peso de la población; línea horizontal indica HQ=1, valores por debajo de la línea no representan riesgo por exposición crónica.

En cuanto al Se, para que exista riesgo en la población, en referencia a las concentraciones promedio de este estudio, una persona de 30 kg, podría consumir hasta 120 g por día y no tener ningún efecto adverso a causa del Se. Pero para el As, las cantidades a consumir para poder llegar a presentar algún riesgo, son tan irreales como el consumir 2 kg de músculo de tiburón martillo al día si un individuo pesa más de 40 kg.

8.2.8. Discusión

Una de las principales razones por la cual los organismos tienden a acumular altas concentraciones de metales tóxicos, como el Hg y As en sus tejidos, es debido a la longevidad (Storelli *et al.*, 2011). Para el caso del Hg y el As esta afirmación se basa en el hecho de que los tiburones se consideran especies longevas con bajas tasas de crecimiento, apoyada por las fuertes correlaciones o asociaciones que se han encontrado entre la longitud y la concentración de Hg en el músculo en distintas especies de tiburones (Turoczy *et al.*, 2000; Gelsleichter and Walker, 2010; Storelli *et al.*, 2011; Hurtado-Banda *et al.*, 2012; Maz-Courrau *et al.*, 2012; Delshad *et al.*, 2012). En este estudio los organismos en su totalidad fueron juveniles, por lo tanto, no es posible atribuir a esas características la acumulación de Hg en el músculo de esta especie. A pesar de que los tiburones martillo presentaron muy poca variación en longitud total, se encontraron correlaciones significativas de la LT, el peso y la edad con la concentración de Hg en el músculo (positiva) y los niveles de Hg en hígado (negativa).

Entonces, el aumento que presenta el Hg en el músculo y la disminución de Hg en el hígado, a medida que aumenta la LT, la edad y el peso, podría deberse a las altas tasas metabólicas de los tiburones martillo después de su nacimiento, que es muy acelerada y deben alimentarse en repetidas ocasiones a lo largo del día (Lowe, 2001); *S. lewini* tiene mayores requerimientos metabólicos que otros elasmobranchios tropicales, debido principalmente a que tienen la habilidad de nadar más rápido que otras especies estudiadas (Lowe, 2002; Carlson *et al.*, 2004). Bajo este contexto, estudios realizados previamente en esta especie de tiburón martillo, sitúan al área de estudio circundante como zona de crianza (Torres-Rojas *et al.*, 2006; 2010; 2014b), por lo tanto, de acuerdo a la alta correlación entre la LT y el peso, los organismos no presentan periodos largos de inanición ya que tienen alimento suficiente para satisfacer sus necesidades energéticas para crecimiento, desarrollo, locomoción y/o mantenimiento.

Entonces, una explicación para el comportamiento del Hg (mayor en músculo que en hígado) presentado para el tiburón martillo, está en función de la actividad de cada uno de los tejidos, en el hígado se presentan mayores tasas metabólicas, ya que la síntesis de proteínas y subsecuente degradación puede ser mucho más rápida que la que se lleva a cabo en el músculo, aunque también el proceso de destoxificación que ocurre en el hígado puede llevar a eliminar formas tóxicas de Hg, como se ha probado anteriormente en otras especies de tiburones, como es el caso del tiburón azul (Branco *et al.*, 2007; 2012), lo cual es prueba de que la acumulación en este órgano no necesariamente avanza con la edad. Esto está sustentado en que las tasas de crecimiento relativo en cuanto a peso y talla son mucho mayores en individuos inmaduros para la mayoría de las especies de elasmobranquios, en particular durante su primer año de vida, y pueden duplicar su peso corporal en menos de una semana después de su nacimiento (Wetherbee y Cortes, 2004).

Además, el Hg (la mayoría en forma química de MeHg) se acumula en el músculo de los tiburones, asociado a este tejido en sus grupos aminoácidos que contienen grupos tiol (-SH) debido a la alta afinidad que presenta el Hg a los grupos sulfhidrilos (Gelsleichter y Walker, 2010). El proceso de demetilación se lleva a cabo en el hígado, con la subsecuente acumulación de Hg inorgánico en el riñón (Cabañero *et al.*, 2006), donde, después del músculo, se presentaron los niveles mayores de Hg en los juveniles de *S. lewini*, esto puede ser una explicación a la correlación positiva encontrada entre el Hg en el hígado y en el riñón, donde la concentración de Hg en uno de estos tejidos, aumenta a medida que se incrementa la concentración en el otro (Fig. 16a).

El Hg probablemente es secuestrado por metalotioneinas y otros complejos como las selenoproteínas (Nam *et al.*, 2011). De estudios practicados *in vivo*, donde los peces se exponen a concentraciones de MeHg y Se, resulta que hay menor acumulación en todos los órganos cuando los peces se exponen solamente a MeHg, esto puede deberse a (Yang *et al.*, 2008; Branco *et al.*, 2012): i) que el exceso de Se induce a que se incremente la producción de selenoproteínas, donde la selenocisteína que se encuentra en esta proteína, actúa atrapando al MeHg y retirándolo de circulación y así

previene la acumulación en los distintos órganos; ii) a que el Se evita las interacciones del MeHg con las proteínas, compitiendo por sitios activos (grupos SeH y –SH); iii) y que el Se se une al MeHg durante la exposición, favoreciendo la excreción. Las concentraciones más bajas de Hg en el tiburón martillo se presentaron en el cerebro, si bien, el tejido cerebral es el órgano blanco del Hg, las cuales tendieron a incrementarse al aumentar los niveles de Hg en el músculo (Fig. 16b).

Las concentraciones de Se en los juveniles de *S. lewini* fueron, por varios órdenes de magnitud, mayores que las concentraciones de Hg. Mientras que los niveles mayores de Hg se encontraron en el músculo, en este mismo tejido se encontraron las concentraciones más bajas de Se, además los niveles presentados de Se en el músculo fueron similares a los que se encontraron de Se en el cerebro, sumamente bajos, comparados con los que se presentaron en el riñón y en el hígado. El Se en el riñón y en el músculo presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sus medias, pero presentaron una fuerte correlación positiva, lo cual sugiere que hay suficiente Se para contrarrestar el efecto del Hg (Fig. 19).

En este estudio, la distribución de Hg entre los tejidos no presentó el mismo patrón de comportamiento que en otros trabajos. Por ejemplo, Adams *et al.* (2010), midieron Hg en el pez estuarino tropical *Cynoscion nebulosus* (corvina) con concentraciones mayores de Hg en el riñón > hígado > músculo > cerebro y aunque el Hg en el músculo y en el cerebro presentaron valores similares a los de este estudio, no solo el hábitat de los organismos es muy distinto, también el grupo taxonómico; la corvina está relativamente restringida a sus estuarios natales, tenían estado de madurez y su LT > 50 cm y su edad < 3 años.

Otro trabajo en el cual utilizaron varios tejidos para analizar Hg y Se fue en el pez azul *Pomatomus saltatrix* (Burger *et al.*, 2013), donde los niveles de ambos elementos en el cerebro fueron los más bajos encontrados y a su vez el Hg en el músculo y el riñón presentaron correlación positiva con la longitud del pez, mientras que el Se en el hígado, en el riñón y en el músculo se correlacionaron positivamente con la longitud,

salvo el caso del Se en el cerebro que presentó correlación negativa con la longitud total; comparando este pez con *S. lewini*, hay diferencias en sus hábitats y también pertenecen a diferentes grupos taxonómicos, pero ambos son depredadores topos y son ampliamente consumidos. Otra diferencia de *P. saltatrix* y *C. nebulosus* con *S. lewini* es el rango de profundidad donde habitan, las dos primeras especies comúnmente se encuentran entre 0 y 200 m de profundidad, mientras que el tiburón martillo se localiza en profundidades de hasta 1000 m (Froese y Pauly, 2015).

Para el caso específico dentro de la región geográfica del Golfo de California y para poder establecer comparaciones de Hg y Se, se han llevado a cabo un mayor número de estudios con referencia al Hg en algunas especies de tiburón, pero muy pocos con relación al Se. Tal es el caso de Escobar-Sánchez *et al.* (2011) que midieron Se y Hg en el músculo del tiburón *Prionace glauca* con niveles de Hg (1.39 ± 1.58 mg/kg; peso húmedo) mayores que los de Se (0.10 ± 0.05 mg/kg peso húmedo). En cambio, Barrera-García *et al.* (2012, 2013), también midieron Hg y Se en músculo, hígado y riñón de *P. glauca*, donde los resultados mostraron la misma tendencia que los de este estudio, con niveles de Hg mayores en músculo (1.03 ± 0.08 mg/kg peso húmedo), seguido del riñón (0.38 ± 0.36 mg/kg peso húmedo) y el hígado (0.22 ± 0.35 mg/kg peso húmedo); de la misma forma, el Se fue mayor en el riñón (1.84 ± 0.89 mg/kg), mayor que el hígado (1.67 ± 0.58 mg/kg) y que en el músculo (0.22 ± 0.02 mg/kg), donde la única diferencia con respecto a nuestro estudio fueron los niveles mucho menores de Se cuantificados.

Los niveles de Hg y Se encontrados en el hígado y el músculo de *S. lewini* son similares a los registrados previamente en el área de estudio (Tabla 10), aunque si comparamos con *S. zygaena*, los niveles de Hg en el músculo son más bajos, pero las concentraciones que alcanzó el Se en este mismo órgano son mayores. Estas diferencias en concentraciones podrían deberse a diversos factores, como por ejemplo, la ruta de entrada del elemento, la exposición como tal al Se y al Hg, absorción gastrointestinal y transporte (biodisponibilidad de MeHg-cisteína en comparación del cloruro de MeHg) o simplemente a las diferencias entre las especies en cuanto al metabolismo, almacenamiento y excreción (Olsvik *et al.*, 2015).

Tabla 10. Concentraciones de Hg y Se (mg/kg; peso húmedo) en tiburones de la familia Sphyrnidae.

Tejido/Especie	Hg	Se	Ubicación
Músculo			
<i>S. lewini</i>	0.02-3.13	NA	Papua Nueva Guinea ¹
<i>S. lewini</i>	1.45*	NA	SE Golfo de California ²
<i>S. lewini</i>	<LD-3.54	NA	SE Golfo de California ³
<i>S. zygaena</i>	0.67-20.86	NA	SE Golfo de California ³
<i>S. zygaena</i>	0.005-1.93	0.11-1.63	Costa oeste, Baja California Sur ⁴
<i>S. lewini</i>	0.05-1.49	NA	SE Golfo de California ⁵
<i>S. zygaena</i>	0.07-0.84*	NA	Costa oeste, Baja California Sur ⁶
<i>S. lewini</i>	0.12-1.17	0.4-4.1	SE Golfo de California ⁷
Hígado			
<i>S. lewini</i>	0.17-0.38	NA	SE Golfo de California ⁵
<i>S. lewini</i>	0.08-0.39	3.8-17.1	SE Golfo de California ⁷
Riñón			
<i>S. lewini</i>	0.07-0.39	4.0-26.7	SE Golfo de California ⁷
Cerebro			
<i>S. lewini</i>	0.04-0.19	0.7-2.8	SE Golfo de California ⁷

*Datos convertidos de peso seco a húmedo tomando un porcentaje de humedad de 70% en el músculo; LD= límite de detección; NA= no analizado; ¹Powell y Powell, 2001; ²Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005; ³García-Hernández *et al.*, 2007; ⁴Escobar-Sánchez *et al.*, 2010; ⁵Hurtado-Banda *et al.*, 2012; ⁶Maz-Courrau *et al.*, 2012; ⁷Este estudio

En el caso específico del As, tuvo un patrón de concentraciones similar al del Hg, donde la concentración mayor fue en el músculo, seguida del hígado, y no se encontraron diferencias significativas entre ambas concentraciones (Fig. 21). La tendencia indica que al aumentar la talla de los organismos tanto el As en el músculo como en el hígado van en incremento, lo cual no necesariamente se cumple en todos los casos ni en todas las especies, donde no hay correlación significativa entre el As y la LT (Storelli y Marcotrigiano, 2004; Barrera-García *et al.*, 2012; 2013; Vélez-Alavez *et al.*, 2013), entonces esto podría atribuirse a la función propia de cada uno de estos tejidos.

Una vez más, en el hígado, al parecer se lleva a cabo la metilación del As, por las enzimas As-metil-transferasas (Mandal y Suzuki *et al.*, 2002), otro hecho importante es que a mayores requerimiento metabólicos, mayor cantidad de alimento es demandada y la biota marina de la que el tiburón se alimenta, como los crustáceos, moluscos y algas

contienen grandes cantidades de As orgánico, en su mayoría en forma de arsenobetaina (Lai *et al.*, 2001; WHO, 2001; Mandal y Suzuki *et al.*, 2002, Francesconi y Kuehnelt, 2002). El As en el cerebro también presentó una correlación positiva con la LT de los tiburones martillo, el As tiene un alta afinidad por los grupos –SH y –OH al igual que el Hg (Turoczy *et al.*, 2000; Mandal y Suzuki 2002). Recordemos que, en el caso del As, las especies no tóxicas son las orgánicas, como la arsenobetaina (AsB) y la arsenocolina (AsC), en cambio, el verdadero peligro recae en el As inorgánico (Hughes *et al.*, 2009; Bergés-Tiznado y Páez Osuna, 2014). La toxicidad del As estará regida entonces por la forma química del mismo, también por factores físicos como tasa de absorción de la célula, la tasa de eliminación y por supuesto por factores biológicos, como hábitat, metabolismo, etc., por ejemplo, los tiburones tropicales tienden a acumular mayores cantidades de As que los de aguas templadas (Haman *et al.*, 2012) de acuerdo a las diferencias en las tasas metabólicas.

El hacer comparaciones en los contenidos de As con otros estudios que involucren tiburones de la misma especie (*S. lewini*) o de la misma familia (Sphyrnidae) fue limitado, ya que estos son escasos. Por ejemplo, Powell *et al.* (1981), midieron el contenido de metales en el músculo de *S. lewini* proveniente de la isla Bouganiville en Papúa Nueva Guinea, encontrando niveles de As de 2.5 a 2.6 mg/kg (peso húmedo), valor más bajo que el obtenido en este estudio, esto puede deberse a las diferencias geográficas entre las áreas de estudio, así como el reducido número de muestras utilizado (n=10 y 8).

Storelli *et al.* (2003), registraron una concentración mucho mayor en el hígado de *S. zygaena* del Mediterráneo (44.22 mg/kg; peso húmedo) y en músculo (18.00 mg/kg). En lo que respecta a los niveles de As en algunas especies de tiburones aledañas al área de estudio (Golfo de California), tenemos que, en músculo, el As es similar al encontrado para *Prionace glauca*, con un rango entre 5.7 y 9.38 mg/kg, en machos y hembras, maduros e inmaduros, los niveles en el hígado fueron ligeramente mayores (9.74–14.71 mg/kg) a los registrados en nuestro estudio, finalmente los niveles en riñón presentaron una gran variabilidad (2.00–24.76 mg/kg) debido a las diferencias entre

sexos y estado de madurez de los organismos utilizados (Barrera-García et al., 2012; 2013). Otro estudio con el que se puede hacer comparaciones es el efectuado para la especie *Isurus oxyrinchus* (Vélez-Alavez et al., 2013), donde el As presentó concentraciones mucho menores en músculo, riñón e hígado (0–0.22 mg/kg, peso húmedo).

Esta especie de tiburón (*S. lewini*) es altamente migratoria y no pasa más de un año en el lugar de crianza, por lo tanto, las concentraciones de Hg, As y Se van a cambiar a través del tiempo de vida del tiburón y si el patrón encontrado en cuanto a la distribución de estos elementos en los órganos de estudio permanece constante, podría afirmarse que el Hg y el As tenderán a bioacumularse y el Se a disminuir, en especial en el músculo y en el cerebro. Esto sugiere que el tiburón martillo *S. lewini* podría no tener la suficiente protección por parte del Se para contrarrestar la toxicidad provocada por el Hg en el mismo organismo, así como para las personas que consuman su músculo. Los mecanismos de antagonismo y/o sinergismo entre el As y el Se, son desconocidos en este estudio.

Las relaciones molares Se:Hg en el músculo, hígado, riñón y cerebro, reflejaron un exceso de Se presente en todos los tejidos. En el músculo, la relación molar Se:Hg presentó valores mayores a 1, lo cual sugiere que el Se está unido a las proteínas del músculo y probablemente en forma de selenocisteína y selenometionina (Watanabe, 2002; Yang et al., 2008). De forma muy particular, la relación Se:Hg en el hígado, que fue la más alta calculada, sugiere que este órgano actúa sobre el Hg (ya sea en su forma de MeHg o inorgánica), por demetilación o por captura (secuestro) o acción del Se presente en las selenoproteínas (Kehring et al., 2009). El exceso de Se libre puede ser pro-oxidante y puede generar especies de oxígeno reactivo (Branco et al., 2014). No fue posible establecer una correlación estadísticamente significativa entre la longitud total o el peso y las relaciones molares, pero a medida que el Hg se incrementaba, las relaciones molares Se:Hg mostraron una tendencia a disminuir, esto concuerda con otros estudios en algunas especies de peces del Atlántico (Burger et al., 2012; Burger y Gochfeld, 2012) y del mar Báltico (Polak-Juszczak, 2015).

En este estudio se asume que la principal entrada de Hg, As y Se en los juveniles de *S. lewini* es vía alimento y, por lo tanto, la acumulación de estos elementos puede explicarse de acuerdo a los hábitos alimenticios de los organismos y esto con base a que el área de estudio es conocida como una zona de crianza para esta especie de tiburón (Torres-Rojas *et al.*, 2006; 2010). Si la disponibilidad de alimento no es un problema, muchas especies de tiburones tropicales, incluyendo a *S. lewini*, tienden a mostrar incremento de actividad en la noche, que puede estar asociado a evitar a otros depredadores o a una mayor abundancia en presas (White y Sommerville, 2010).

A pesar de que los clupeidos fueron el grupo que se encontró con mayor frecuencia en los estómagos de los tiburones, los peces de la familia Carangidae aportaron los mayores niveles de Hg. De cualquier forma, los niveles de Se encontrados en todas las presas fueron varios órdenes de magnitud mayores que el Hg. Estos resultados sugieren que los tiburones martillo juveniles pueden metabolizar y excretar el Hg de forma efectiva debido al exceso de Se presente. En lo que respecta al As, de forma natural, la biota marina (crustáceos, bivalvos) tienden a tener altos niveles de As en forma de AsB, AsC y arsenoazúcares (algas), además los niveles en las presas fueron muy similares a los obtenidos para el Se.

Estudios recientes muestran que otros procesos, como la transferencia maternal, podría representar otra importante vía de acumulación de Hg, lo cual indica que los elasmobranquios tienen la capacidad de transferir contaminantes a sus crías (Pethybridge *et al.*, 2010; Lyons *et al.*, 2013). En este estudio, es poco probable que el Hg haya sido producto de transferencia materna, por el contrario, sería producto de los cambios a través de etapas de crecimiento y acumulación por la alimentación.

Pasando a los riesgos a la salud asociados al Hg, Se, en primer sitio tenemos el indicador de Se-HBV (Fig. 25), medido solamente en el músculo, ya que este es el tejido que por lo general se consume. De acuerdo a Kaneko y Ralston (2007) y Raymond y Ralston (2009), se parte de valores positivos para asegurar un efecto de beneficio nutricional del Se con relación a los riesgos potenciales de toxicidad por Hg;

más del 80% de las muestras tuvo valores ≥ 1 . Por lo general, la biota marina tiene valores positivos muy altos de Se-HBV debido a que son, por excelencia, ricas fuentes de Se, que por lo regular está presente en mayores cantidades que el MeHg, al presentarse valores negativos (3 individuos) de Se-HBV este indicador por sí solo, no pareciese ser capaz de proporcionar un parámetro confiable para elucidar si el consumo es seguro o no. En cambio, calcular la relación molar nos proporciona mayor información, por lo tanto, estos dos parámetros (Se-HBV y Se:Hg) deberían complementarse y/o integrarse para elucidar dosis de consumo que representen un menor riesgo para la población.

Con base a los riesgos a sufrir efectos adversos a la salud, calculados a partir del HQ, RCC y HI (EPA, 2012) para los tres elementos, el que representa un riesgo real es el Hg, entonces de acuerdo a los consumos y al peso de la población, estos serían tan altos como 15.8 g al día (110.6 g/semana) para una persona con un peso de 100 kg y tan bajos como 1.6 g al día (11.2 g/semana) para una de 10 kg (niño ~3 años). Si esto lo representamos en peso promedio de la población mexicana (mujer=68.7 kg y hombre=74.8 kg, CANAIVE, 2012), el consumo semanal para una mujer de músculo de tiburón martillo sería de 75.8 g y el de un hombre de 82.6 g, para no sufrir efectos adversos por parte del Hg.

Otra forma de evaluar el impacto en las personas que consumen el músculo de tiburón martillo juvenil es mediante la ingesta tolerable permisible semanal (PTWI, por sus siglas en inglés Permissible Tolerable Weekly Intake) fijada por la Organización Mundial de la Salud (WHO) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). El valor establecido para el Hg (en forma de MeHg) es 1.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0.0016 mg/kg) de peso corporal para la población más susceptible (por ejemplo, mujeres en embarazo y/o lactancia) y para adultos se consideró que la ingesta puede ser hasta dos veces mayor (3.2 μg =0.0032 mg de MeHg/kg de peso corporal) que el PTWI ya establecido para los más susceptibles (WHO, 2010a).

Al considerar estos datos y representarlos en términos del peso promedio de la población mexicana, se tendría que para mujeres susceptibles y no susceptibles, el consumo debería limitarse a 174.5 y 349.0 g, respectivamente, en cambio para los hombres la ingesta deberá ser menor a 380.0 g semanales para evitar riesgos. Las diferencias en los consumos semanales de acuerdo a la EPA y a la FAO/WHO son muy evidentes, esto podría representar diferencias en los estudios toxicológicos/epidemiológicos o el tipo de población que estuvo expuesta para establecer estos valores. En el caso de la EPA, la dosis de referencia utilizada es un estimado de la concentración a la que se puede exponer diariamente la población sin que represente un riesgo apreciable durante todo el tiempo de vida (EPA, 2012), en cambio, los valores de PTWI de la FAO/WHO se han establecido generalmente con base a estudios en población altamente expuesta (WHO, 2010a).

En cuanto a los límites máximos permisibles, el 92.5% de las muestras de músculo estuvieron por debajo tanto de la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2011), como internacionales (1 mg/kg) para Hg (FDA, 2014), pero el 75% de los individuos presentó valores de Hg > 0.05 mg/kg.

A pesar de que la dosis de referencia del As_i es mayor que la del Hg, las concentraciones de este elemento no fueron suficientes como para representar riesgos, incluso a contraer cáncer, de acuerdo a datos de la EPA. El valor de PTWI para el As_i fue retirado en su último año de evaluación, debido a que ya no representaba un dato que previniera algún tipo de efecto a la salud, solo quedó indicada una exposición estimada de 0.1 a 3.0 µg/kg de peso corporal por día (0.0001 – 0.003 mg/kg de peso corporal por día; WHO, 2010b). Esto nos lleva a que no hay diferencia entre ambos datos y las concentraciones de As_i encontradas en este estudio no representan ningún efecto adverso para la salud o riesgo a contraer cáncer. En cuanto al Se, no existe valor de PTWI.

8.3. Pez vela

8.3.1. Biometrías

En el caso del pez vela para el periodo de 2011 se obtuvieron 30 organismos de los cuales 17 fueron hembras y 13 machos; en 2012 se muestrearon 19 individuos (11 hembras y 8 machos); finalmente para 2013 se obtuvieron 18 peces vela, siendo de estos 10 hembras y 8 machos. El número total de los organismos fue de 67 que corresponden a individuos adultos. Se registró la longitud maxilar inferior (LMI) y el peso (Tabla 10). Se estimó la edad aproximada de los individuos de acuerdo a la ecuación propuesta por Ramírez-Pérez *et al.* (2011; Tabla 11).

Tabla 11. Edad y medidas morfométricas de los peces vela *I. platypterus* muestreados

	N	LMI (cm)		Peso (kg)		Edad (años)*	
		Min - Max	Media ± ES	Min - Max	Media ± SE	Min - Max	Media ± ES
Macho	29	170.0 – 240.0	191.3±2.6	19.1 – 33.3	25.8±0.7	5.4 – 15.7	7.4±0.4
Hembra	38	163.0 – 228.0	193.8±2.3	19.8 – 37.4	26.8±0.8	4.7 – 12.1	7.3±0.2
Total	67	163.0 – 240.0	192.7±1.7	19.1 – 37.4	26.4±0.5	4.7 – 15.7	7.3±0.2

LMI = Longitud Maxilar Inferior; ES = Error estándar; n = número de muestras; *Edad de acuerdo a la ecuación para hembras $LMI = 251.1 (1 - e^{-0.18(t+1.08)})$ y para machos $LMI = 256.7 (1 - e^{-0.16(t+1.37)})$; t = años (Ramírez-Pérez *et al.*, 2011).

El intervalo de peso que se presentó con mayor frecuencia fue el de 20.0 a 25.0 kg con 29 individuos, seguido del intervalo de 25.0 a 30.0 kg con 22 organismos (Fig. 27a). Para la talla, el intervalo que presentó un mayor número de individuos (21) fue de 180.0 a 190.0 cm, seguido de 17 organismos que presentaron LMI entre 190.0 y 200.0 cm (Fig. 27b). En cuanto a los tejidos recolectados, el número de muestras de músculo e hígado fue igual a 67, para el riñón se tuvo acceso solo a 36 y gónadas se recolectaron 63.

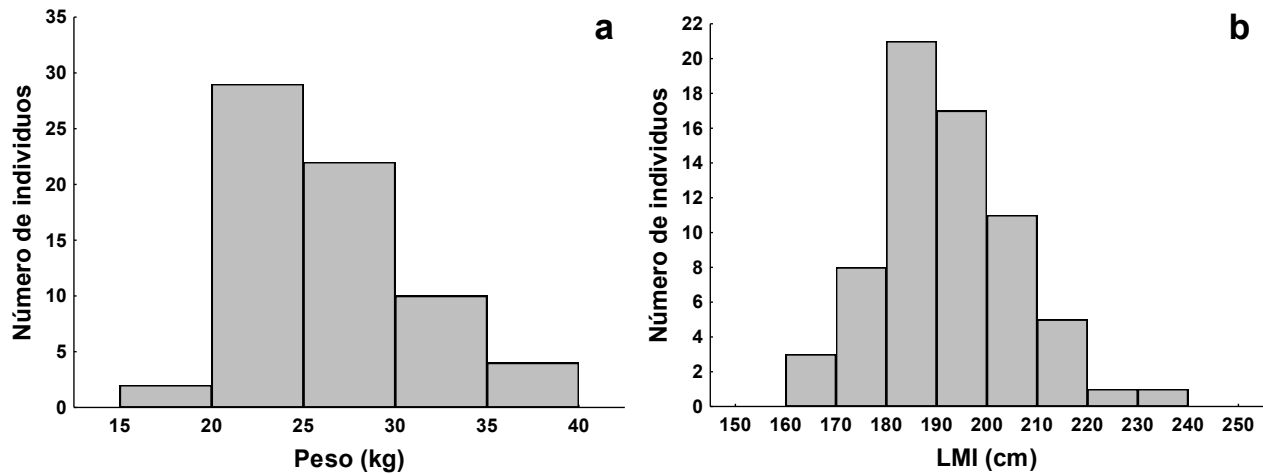


Figura 27. Distribución de frecuencias de (a) peso y (b) longitud maxilar inferior (LMI) del pez vela *I. platypterus*.

La longitud maxilar inferior y el peso de los peces vela presentaron una alta correlación positiva significativa ($r=0.72$; $p<0.000001$), para ello, se ajustó una línea recta con los datos, ya que estos representan solo una porción de la población en su etapa adulta (Fig. 28), los cuales se encontraban en el rango de 145 a 235 cm, longitud estimada de maduración (Nakamura, 1985; Fisher *et al.*, 1995; Froese y Pauly, 2013). No se contó con individuos juveniles. El peso de los peces vela (*I. platypterus*) que se capturan en la costa adyacente a Mazatlán, es directamente proporcional a la longitud maxilar inferior de los organismos.

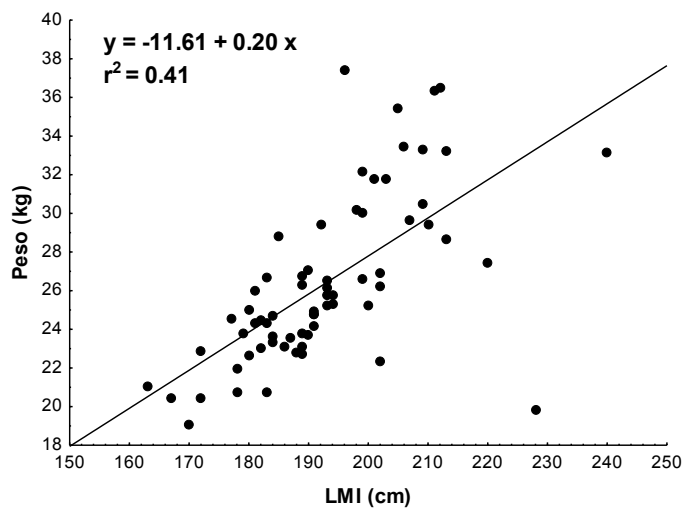


Figura 28. Modelo lineal entre longitud maxilar inferior y el peso de *I. platypterus*.

8.3.2. Concentración de mercurio y selenio

La concentración de Hg en el músculo del pez vela tuvo un valor mínimo de 0.11 mg/kg y un máximo de 1.64 mg/kg (peso húmedo), el intervalo de Hg total que se presentó con mayor frecuencia fue de 0.20 a 0.40 mg/kg con 17 individuos, gráficamente se aprecia que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de Hg total en el músculo <0.80 mg/kg (Fig. 29a). En lo que respecta al hígado la concentración con mayor número de individuos (41) se presentó en el intervalo de 0 a 0.50 mg/kg, alcanzando un valor máximo de 2.63 mg/kg en este órgano (Fig. 29b). En los riñones de los peces vela estudiados, la concentraciones encontradas estuvieron entre 0.05 y 2.17 mg/kg, y se observó gráficamente que existe mayor probabilidad de encontrar niveles de Hg <0.50 mg/kg (Fig. 29c). Finalmente, las gónadas fueron el tejido que presentó una menor concentración de Hg, con un valor mínimo encontrado de 0.03 mg/kg y un máximo de 0.37 mg/kg (Fig. 29d).

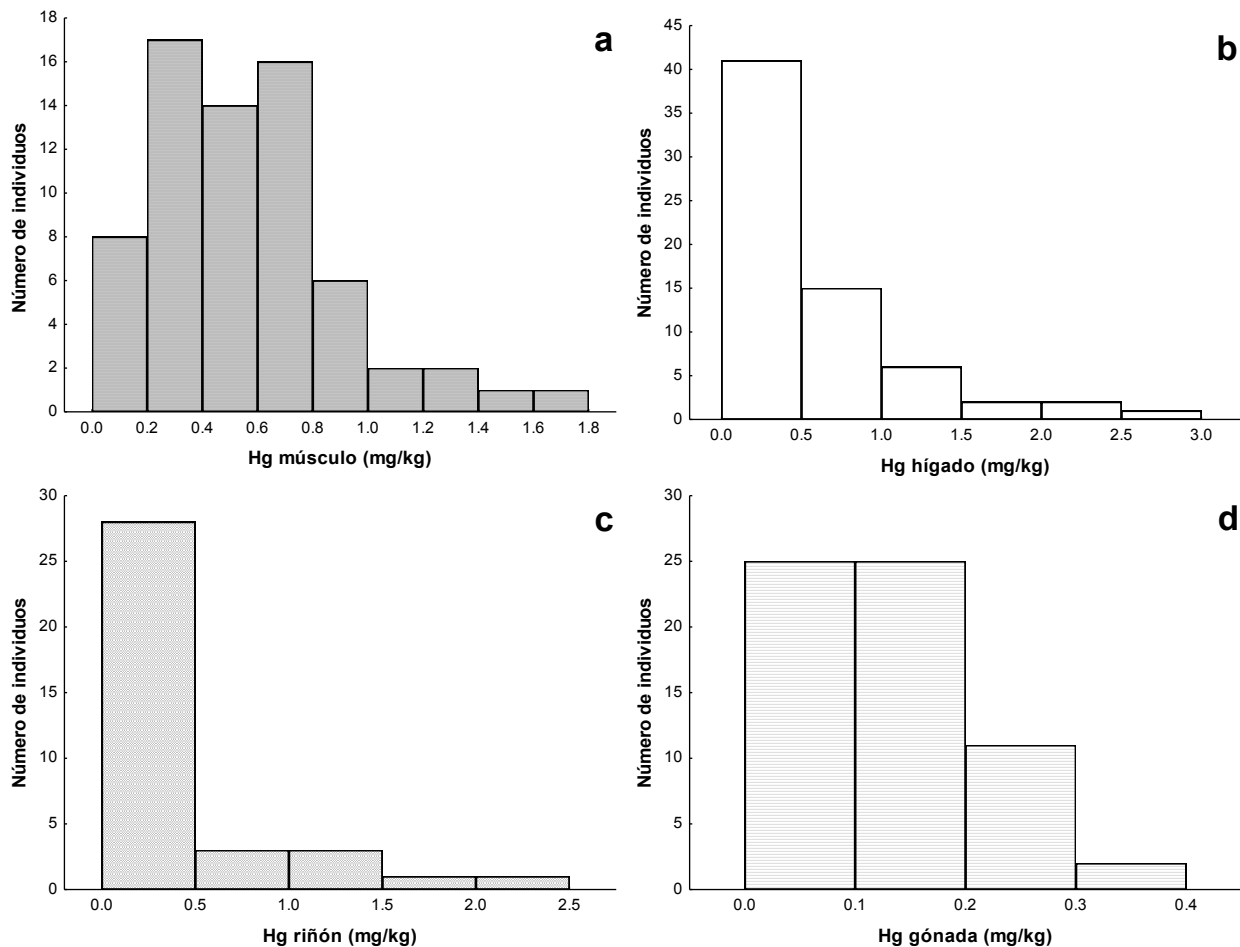


Figura 29. Histograma de frecuencias de concentración de Hg en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) gónada de *I. platypterus* (peso húmedo).

El peso de los organismos (*I. platypterus*) presentó correlaciones positivas y significativas con el Hg en el músculo, hígado, riñones y gónadas ($r=0.59$, $r=0.59$, $r=0.62$, $r=0.53$, respectivamente; $p<0.0001$). Lo que indica que al incrementarse el peso, aumenta la concentración de Hg en los cuatro tejidos de estudio. En el caso de la LMI, se encontró también el mismo patrón de correlaciones con respecto al Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas (Fig. 30). Gráficamente se muestra que las concentraciones crecen a medida que el organismo aumenta su talla.

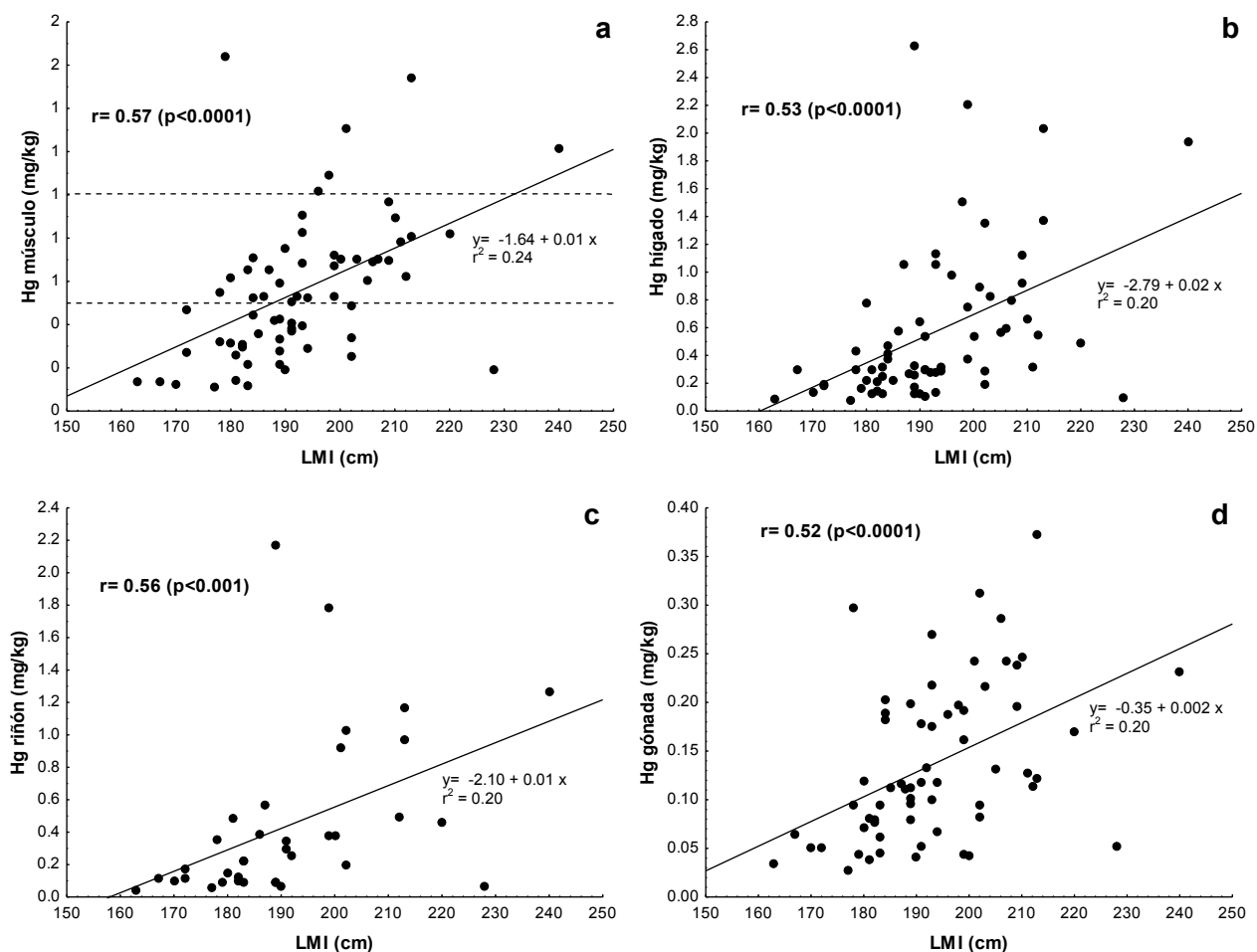


Figura 30. Correlaciones entre la concentración de Hg en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *I. platypterus* (peso húmedo) con la longitud maxilar inferior (LMI); líneas punteadas indican límites máximos permisibles en la legislación nacional e internacional; r = Coeficiente de correlación de Spearman.

Las edades calculadas de los peces vela de este trabajo, presentaron correlaciones positivas y significativas ($p < 0.0001$) con el Hg en músculo ($r = 0.57$), hígado ($r = 0.55$), riñón ($r = 0.56$), gónadas ($r = 0.51$), con comportamiento igual al obtenido para la LMI y el peso. Por lo tanto, los niveles de Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez vela, son proporcionales a la LMI y edad de los individuos, es decir, se incrementan con respecto a la edad, talla y peso.

Las concentraciones de Se en el músculo del pez vela presentaron valores mínimos de 0.2 mg/kg y un máximo de 1.3 mg/kg, el intervalo de concentración de Se que se presentó con más frecuencia fue el de 0.4 a 0.6 mg/kg con 22 individuos, seguido con 20 organismos que tuvieron concentraciones entre 0.8 y 1.0 mg/kg (Fig. 31a). En el hígado las concentraciones estuvieron entre 1.5 y 136.0 mg/kg, donde los niveles de Se que se presentaron con mayor frecuencia fueron de 0 a 20 mg/kg (61 organismos), por lo tanto, existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones < 20 mg/kg en los hígados de los peces vela (Fig. 31b).

El Se cuantificado en los riñones de los peces vela alcanzó valores máximos de 49.1 mg/kg y el mínimo fue de 5.4 mg/kg, 19 organismos presentaron concentraciones de Se en el riñón de 0 a 10 mg/kg, es decir, este fue el intervalo de Se que se presentó con mayor frecuencia (Fig. 31c). Finalmente el Se cuantificado en las gónadas estuvo entre 1.2 y 6.1 mg/kg y la concentración que se presentó con mayor frecuencia fue de 2.0 a 3.0 mg/kg con 31 organismos, donde gráficamente puede observarse que hay una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de $Se < 4.0$ mg/kg en las gónadas de *I. platypterus* (Fig. 31d).

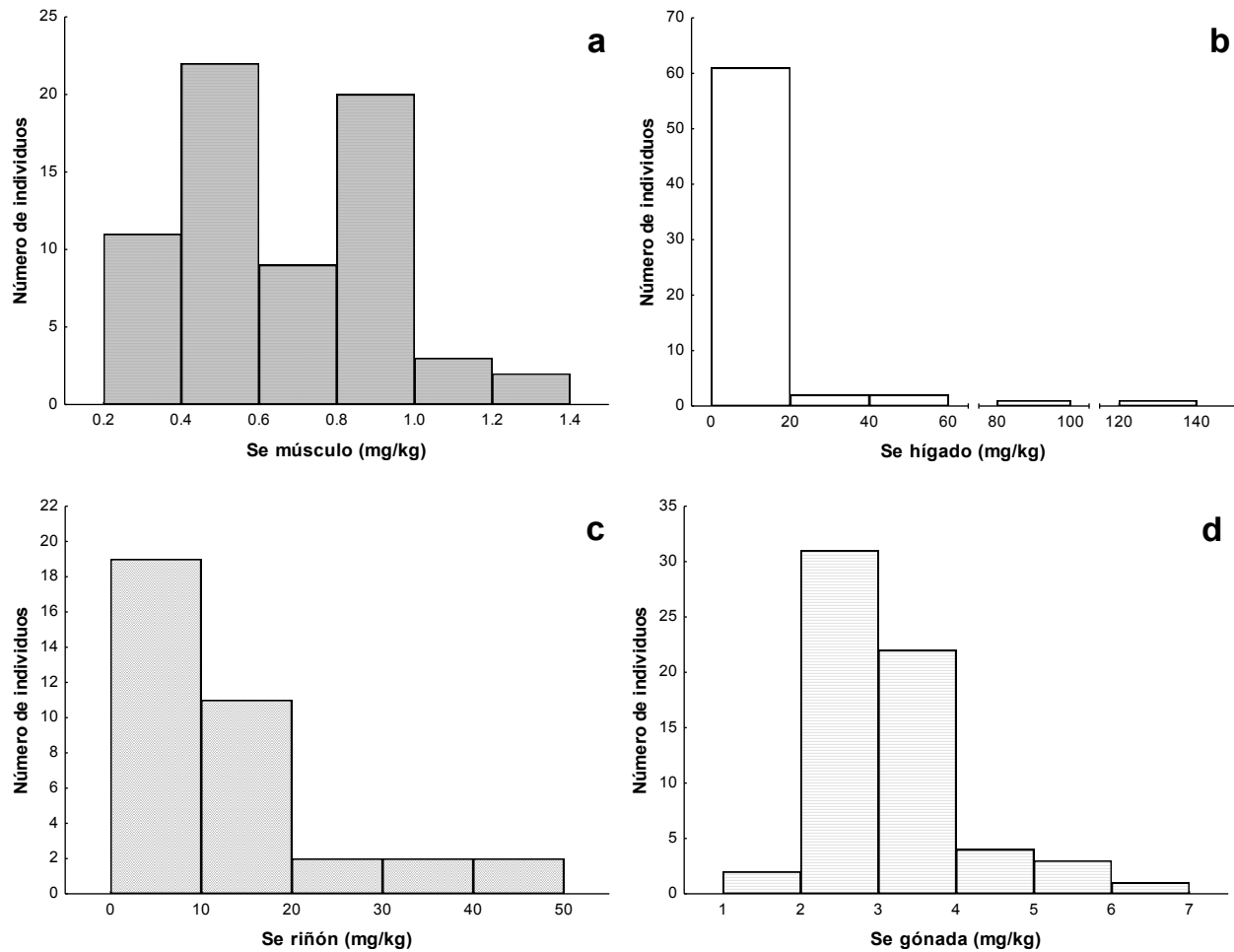


Figura 31. Histograma de frecuencias de concentración de Se en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) gónada de *I. platypterus* (en peso húmedo).

El peso de los peces vela tuvo correlaciones significativas débiles con el Se en el músculo ($r=0.35$; $p=0.005$), así como con el Se en el hígado ($r=0.34$, $p=0.004$) y el Se en los riñones ($r=0.50$; $p=0.002$). Con respecto al peso y la concentración de Se en las gónadas, la correlación no fue significativa ($r=0.11$; $p>0.05$). En lo que respecta a la longitud maxilar inferior y la concentración de Se en los tejidos de estudio, esta tuvo correlaciones positivas y significativas con el Se en el hígado y el Se en el riñón, mientras que para el Se en el músculo y en la gónada no fue significativa (Fig. 32). La edad presentó el mismo comportamiento que la LMI. La edad se correlacionó de forma significativa con el Se en el hígado ($r=0.34$; $p<0.01$) y con el Se en el riñón ($r=0.50$;

$p < 0.01$), mientras que no fue significativa con el Se en el músculo y el Se en la gónada ($r = 0.24$ y $r = -0.03$, respectivamente; $p > 0.05$).

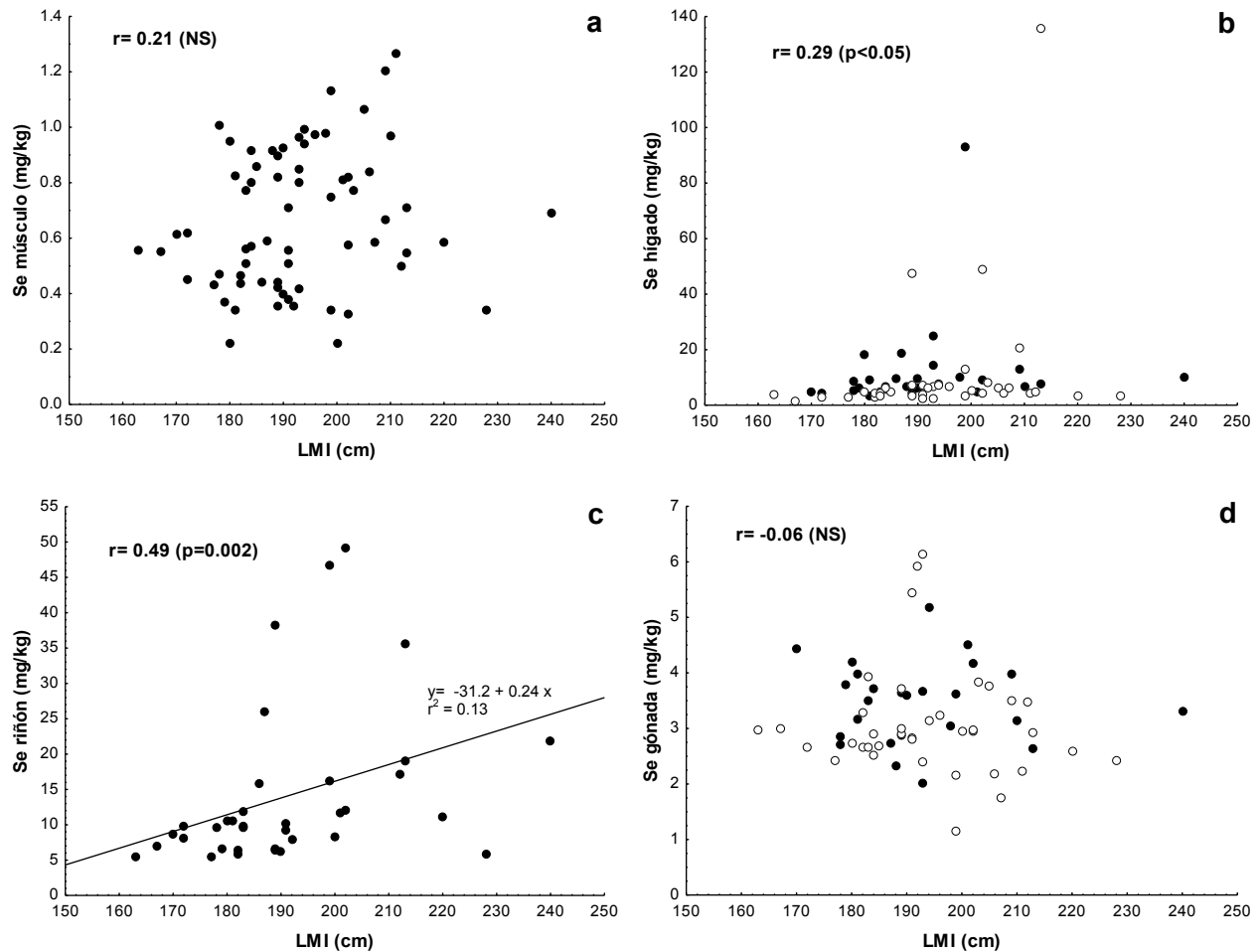


Figura 32. Asociaciones de los niveles de Se con la longitud maxilar inferior (LMI) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *I. platypterus*; r = Coeficiente de correlación de Spearman; NS= No significativo ($p > 0.05$); en gráficas (b) y (d) círculos rellenos y en blanco, representan machos y hembras, respectivamente.

No se encontraron diferencias significativas entre machos y hembras con respecto a la LMI ($p = 0.24$), edad ($p = 0.64$) y el peso ($p = 0.31$). Se encontraron diferencias significativas en la concentración de Se en el hígado entre machos y hembras ($p < 0.001$; Fig. 33a), así como en los niveles de Se en las gónadas de machos y hembras ($p = 0.01$; Fig. 33b). En las concentraciones de Se y Hg del resto de los tejidos, no hubo diferencias entre machos y hembras ($p > 0.05$).

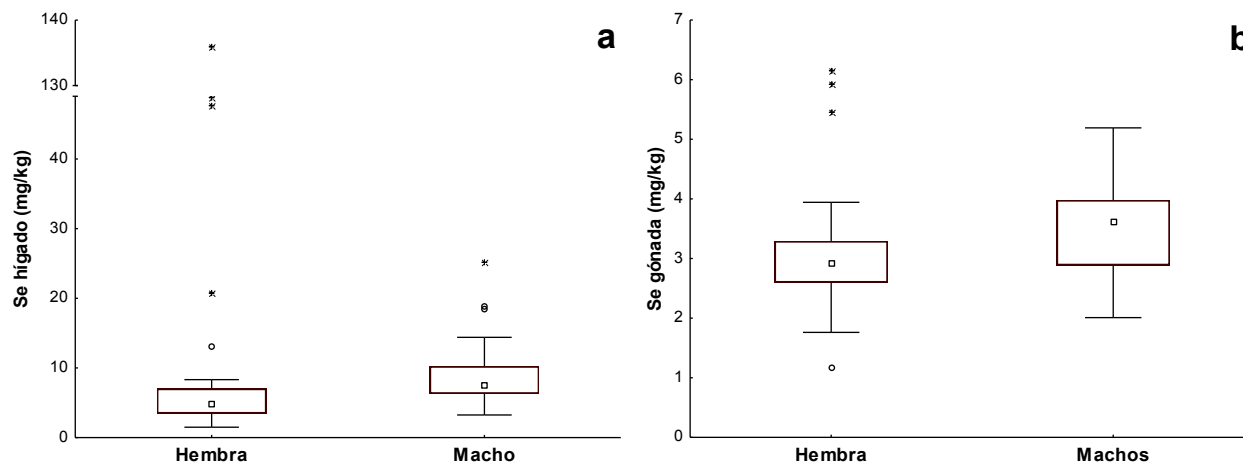


Figura 33. Diferencias entre las concentraciones de Se ($p < 0.05$) en machos y hembras en (a) hígado y (b) en gónada de *I. platypterus*.

Se encontraron correlaciones fuertes y positivas entre la concentración de Hg en el músculo del pez vela y el Hg en el hígado, así como con el Hg en el riñón y las gónadas (Tabla 12). La tendencia indica que, al aumentar la concentración de Hg en el músculo, aumentan también los niveles de Hg en el hígado, riñón y gónada. En el caso del Se, también tuvo correlaciones fuertes y positivas entre los tejidos de estudio (Tabla 12). De la misma forma, se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones de Se y Hg en todos los tejidos de estudio (Tabla 12).

Tabla 12. Correlaciones de Spearman (r) entre las concentraciones de Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez vela *I. platypterus*

	Variables							
	Hg músculo	Hg hígado	Hg riñón	Hg Gónada	Se músculo	Se hígado	Se riñón	Se gónada
Hg músculo	-	0.73 p<0.0001	0.71 p<0.0001	0.65 p<0.0001	0.32 p=0.008	0.42 p<0.001	0.56 p<0.001	NS
Hg hígado	0.73 p<0.0001	-	0.87 p<0.0001	0.71 p<0.0001	0.36 P=0.003	0.73 p<0.0001	0.81 p<0.0001	NS
Hg riñón	0.71 p<0.0001	0.87 p<0.0001	-	0.72 p<0.0001	NS	0.56 p<0.001	0.89 p<0.0001	NS
Hg gónada	0.65 p<0.0001	0.71 p<0.0001	0.72 p<0.0001	-	0.42 p<0.001	0.51 p<0.0001	0.64 p<0.001	NS
Se músculo	0.32 p=0.008	0.36 p=0.003	NS	0.42 p<0.001	-	0.41 p<0.001	NS	NS
Se hígado	0.42 p<0.001	0.73 p<0.0001	0.56 p<0.001	0.51 p<0.0001	0.41 p<0.001	-	0.61 p<0.001	0.28 p=0.03
Se riñón	0.56 p<0.001	0.81 p<0.0001	0.89 p<0.0001	0.64 p<0.001	NS	0.61 p<0.001	-	NS
Se gónada	NS	NS	NS	NS	NS	0.28 p=0.03	NS	-

p= nivel de significancia; NS = no significativo (p>0.05)

Las concentraciones promedio de Hg y Se, al igual que las relaciones molares Se:Hg en cada uno de los tejidos de estudio se muestra en la Tabla 13.

Tabla 13. Concentraciones de mercurio y selenio (promedio±ES; peso húmedo), relaciones molares Se:Hg y correlaciones (R) entre la relación molar Se:Hg y la longitud maxilar inferior, peso y edad del pez vela *I. platypterus*.

Tejido	n	Se	Hg	Se	Hg	Relación molar		Correlaciones* Se:Hg con		
		(mg/kg)	(mg/kg)	(nmol/g)	(nmol/g)	Se:Hg	Hg:Se	Peso	LMI	Edad
Músculo										
Macho	29	0.70±0.04 ¹	0.62±0.08 ¹	8.9±0.5	3.1±0.4	4.3±0.5	0.38±0.06			
Hembra	38	0.64±0.04 ¹	0.51±0.04 ¹	8.1±0.6	2.6±0.2	4.0±0.4	0.36±0.04			
Total	67	0.67±0.03 ^a	0.56±0.04 ^b	8.4±0.4	2.8±0.2	4.1±0.3 ^a	0.37±0.03	-0.34	-0.42	-0.39
Hígado										
Macho	29	11.8±3.0 ¹	0.67±0.11 ¹	150.0±38.5	3.3±0.6	56.2±5.5				
Hembra	38	11.1±3.8 ²	0.49±0.08 ¹	140.6±47.6	2.4±0.4	52.3±6.6	<0.03			
Total	67	11.4±2.5 ^c	0.57±0.07 ^b	144.7±31.5	2.8±0.3	54.0±4.4 ^b		-0.40	-0.36	-0.33
Riñón										
Macho	16	14.4±2.6 ¹	0.51±0.13 ¹	182.8±32.8	2.5±0.6	120.0±17.4				
Hembra	20	13.8±2.8 ¹	0.38±0.11 ¹	174.9±35.0	1.9±0.6	142.3±16.8	0.01			
Total	36	14.1±1.9 ^c	0.44±0.08 ^b	178.4±24.0	2.2±0.4	132.4±12.1 ^c		-0.60	-0.51	-0.51
Gónada										
Macho	25	3.5±0.1 ¹	0.15±0.02 ¹	44.0±1.9	0.72±0.09	90.9±13.2				
Hembra	38	3.1±0.2 ²	0.13±0.01 ¹	39.0±2.0	0.65±0.06	86.5±10.1	<0.02			
Total	63	3.2±0.1 ^b	0.14±0.01 ^a	41.0±1.5	0.68±0.05	88.2±7.9 ^{b,c}		-0.46	-0.50	-0.48

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sexos; ES = Error estándar; n= número de muestras; * $p < 0.001$

No se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre la concentración promedio de Se del hígado y del riñón, mientras que estos son significativamente distintos de los promedios de Se que se presentaron en el músculo y la gónada ($p<0.05$; Tabla 13). Por su parte se encontró una diferencia significativa entre el Se en el músculo y el Se en la gónada. En el caso del Hg, no hubo diferencias significativas entre los niveles promedios en músculo, hígado y riñón ($p>0.05$), mientras el Hg en la gónada fue significativamente menor que los otros tres tejidos ($p<0.05$; Tabla 13). De acuerdo a las concentraciones promedios, el Hg en tejidos presentó el siguiente orden: hígado>músculo>riñón>gónada, mientras que para el Se, los niveles promedio mostraron que la concentración en el riñón>hígado>gónada>músculo.

La relación molar Se:Hg presentó sus valores mínimos en el músculo (0.6–12.8). En el hígado fueron mayores que en el músculo, desde 9.8 a 251.4. Las relaciones molares más elevadas se encontraron en el riñón con valores desde 32.1 hasta 304.7. Finalmente, el Se:Hg en las gónadas fue de 18.0 a 262.6. Las relaciones molares Hg:Se, en todos los casos fueron menores a 0.4 (Tabla 13). La relación molar promedio Se:Hg en los cuatro tejidos se relacionó de forma negativa y significativa con la edad, peso y LMI ($p<0.05$; Tabla 13), es decir, al incrementarse cualquiera de estas 3 variables, la relación molar Se:Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas, tiende a disminuir.

8.3.3. Concentración de As total y As inorgánico

Los niveles de As en el músculo del pez vela tuvieron valores desde 0.5 hasta 3.3 mg/kg (peso húmedo), donde el intervalo de 1.0 a 1.5 mg/kg fue el que mayor número de organismos presentó (27), seguido del intervalo de 1.5 a 2.0 mg/kg con 23 individuos. Gráficamente se observa que existe una mayor probabilidad de encontrar concentraciones de As en el músculo <2.0 mg/kg (Fig. 34a). El As en el hígado presentó concentraciones de 1.5 a 6.1 mg/kg, con un mayor número de individuos (32) en el rango de concentración de 2.0 a 3.0 mg/kg, con alta probabilidad de encontrar concentraciones <3.0 mg/kg (Fig. 34b). En el riñón, las concentraciones de As que se presentaron estuvieron entre 1.9 y 4.0 mg/kg, al igual que en el hígado, el intervalo más

frecuente donde se presentó un mayor número de organismos fue el de 2.5 a 3.0 mg/kg con 15 individuos y de la misma forma que el tejido anterior, se observa una mayor probabilidad de encontrar niveles de As en el riñón <3.0 mg/kg (Fig. 34c). Las gónadas tuvieron niveles mínimos de 0.8 mg/kg y un máximo de 45.2 mg/kg, con 45 individuos en el rango de concentración de 0 a 10.0 mg/kg, seguido de 10 organismos con niveles de As entre 10.0 y 20.0 mg/kg, donde se observa que hay mayor probabilidad de cuantificar valores de As en la gónada <10.0 mg/kg (Fig. 34d)

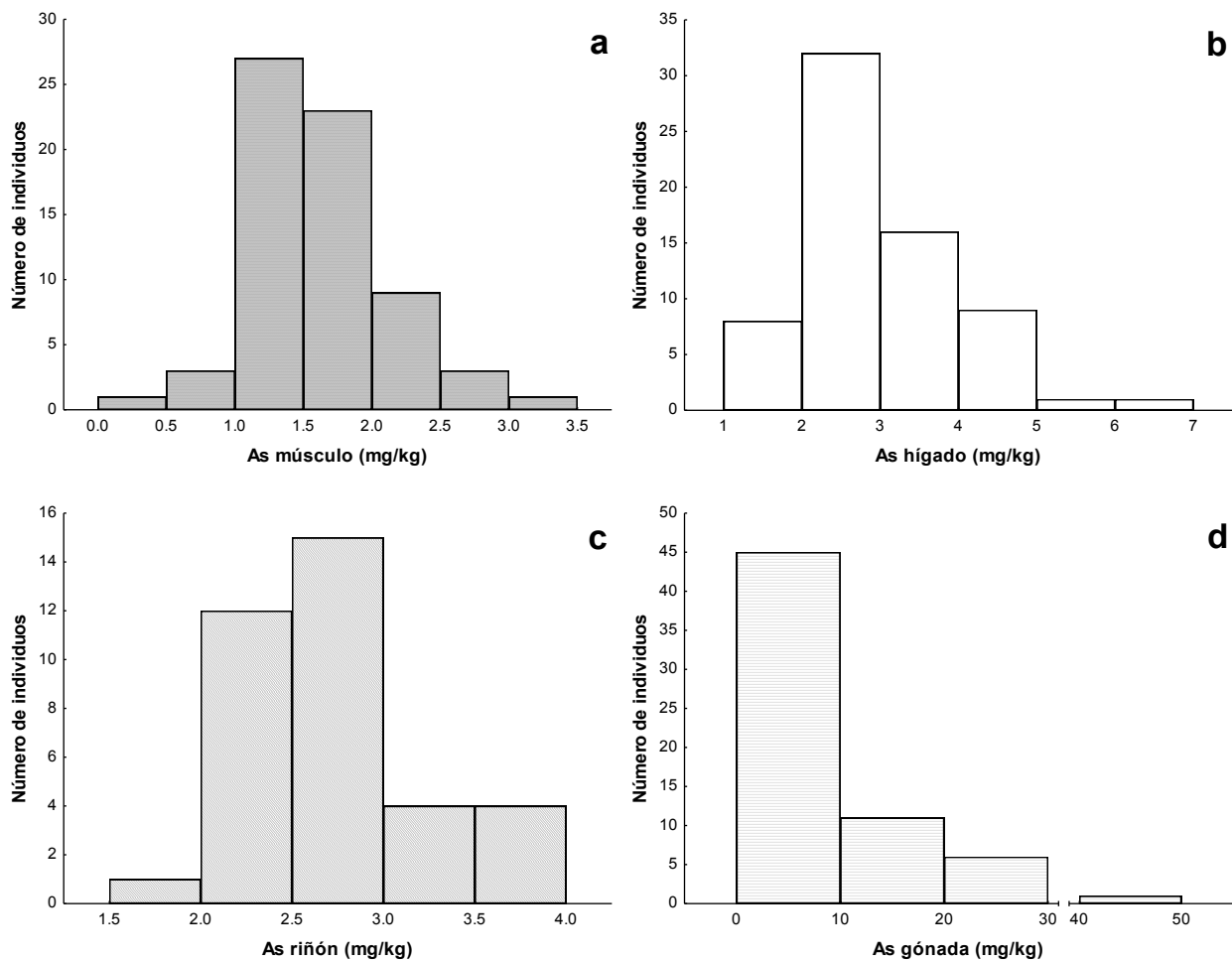


Figura 34. Histograma de frecuencias de concentración de As en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) gónada de *I. platypterus* (peso húmedo).

El peso de los organismos se correlacionó de forma positiva y significativa ($r=0.55$; $p<0.05$) con la concentración de As en el riñón del pez vela, es decir, la tendencia indica

que a medida que aumenta el peso, los organismos acumulan más As en el riñón. No se encontraron correlaciones significativas ($p > 0.05$) entre el peso y la concentración de As en músculo, hígado y gónada. En el caso de la talla de los peces vela, la LMI tuvo una correlación negativa, significativa con la concentración de As en el hígado (Fig. 35b) y una positiva con el As en el riñón (Fig. 35c), lo cual indica que al aumentar la longitud del pez vela, disminuyen los niveles de As en el hígado y aumentan en el riñón. Las correlaciones de la LMI con el As en el músculo y las gónadas no fueron significativas (Fig. 35a, d).

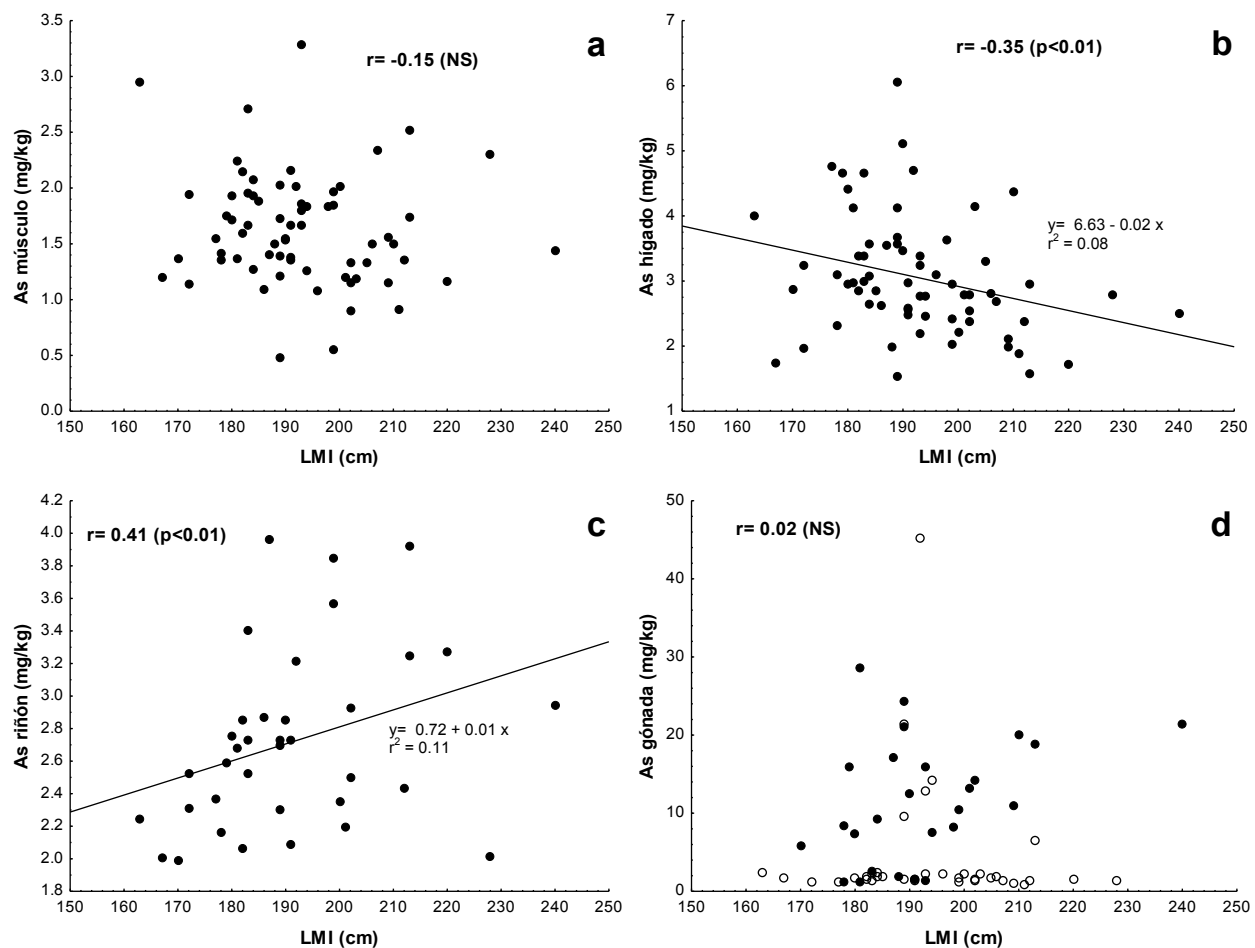


Figura 35. Correlaciones de los niveles de As con la longitud maxilar inferior (LMI) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *I. platypterus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativo ($p > 0.05$); en gráfica (d) círculos rellenos y en blanco, representan machos y hembras, respectivamente.

La edad presentó el mismo patrón de correlaciones con la LMI, respecto a los 4 tejidos de estudio. Entre la concentración de As en el músculo y las gónadas en relación a la edad, las correlaciones no fueron significativas ($r=-0.16$ y $r=0.08$, respectivamente; $p>0.05$), mientras que la edad se relacionó positiva y significativamente ($p<0.05$) con el As en el riñón ($r=0.42$) y de forma negativa con el As en el hígado ($r=-0.32$).

La concentración de As en el hígado presentó correlaciones significativas ($p<0.05$) con el As en el músculo y el As en la gónada, la tendencia indica que al aumentar los niveles de As en el hígado también aumenta la concentración de As en el músculo y la gónada (Fig. 36). No se encontraron otras correlaciones, asociaciones o ajustes significativos ($p>0.05$) entre el contenido de As de los otros dos tejidos.

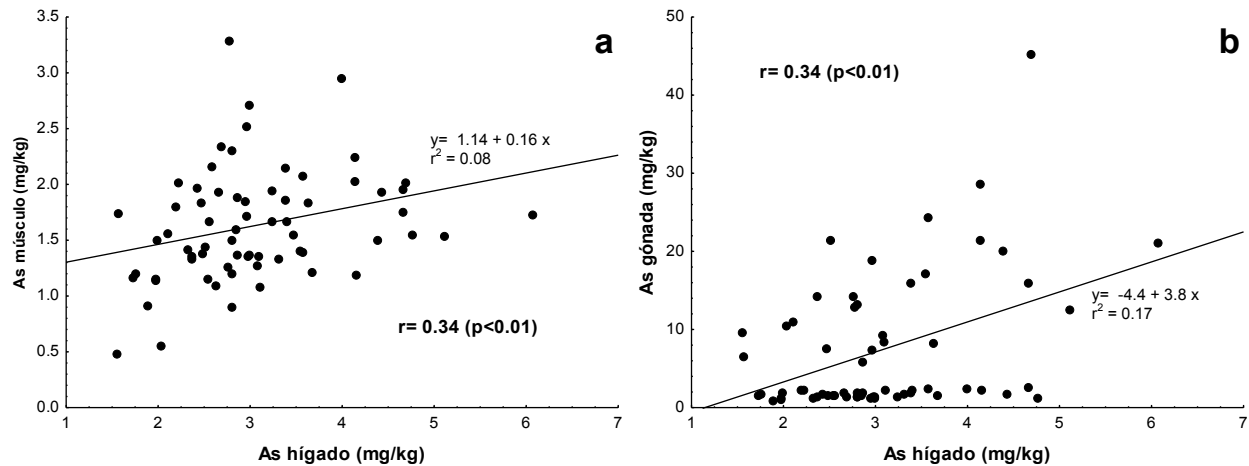


Figura 36. Asociación entre el As en el hígado y (a) músculo y (b) gónada de *I. platypterus*; r = Coeficiente de correlación de Spearman.

El promedio de As en el músculo tuvo diferencias significativas ($p<0.05$) con respecto a los promedios de As en los otros tejidos de estudio, mientras que el As en hígado, riñón y gónada no presentaron diferencias entre sus medias ($p>0.05$; Tabla 14). Solamente en el contenido de As en la gónada se encontraron diferencias significativas entre las medias de machos y hembras ($p<0.05$; Fig. 37). De acuerdo a los resultados, los niveles de As en el pez vela fueron mayor en gónada>hígado>riñón>músculo.

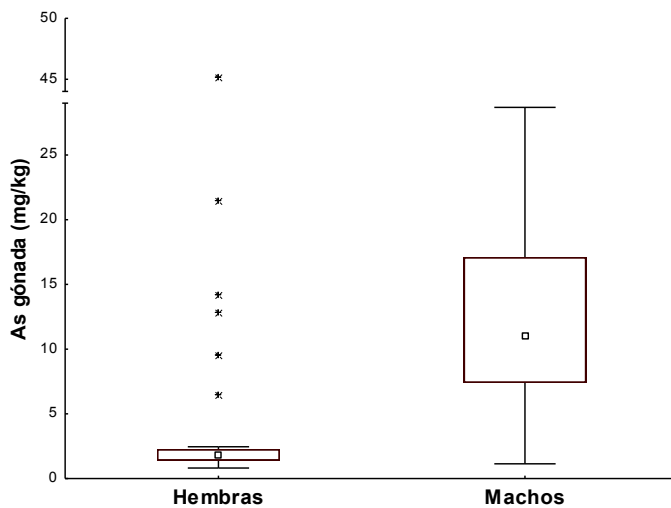


Figura 37. Diferencias en las concentraciones de As en la gónada ($p < 0.05$) entre machos y hembras.

Tabla 14. Concentración promedio de As (mg/kg, peso húmedo) en tejidos de *I. platypterus*.

Tejido	As (\pm ES)		
	Total	Machos	Hembras
Músculo	1.6 \pm 0.1 ^a	1.6 \pm 0.1 ¹	1.7 \pm 0.1 ¹
Hígado	3.1 \pm 0.1 ^b	3.3 \pm 0.2 ¹	2.9 \pm 0.1 ¹
Riñón	2.7 \pm 0.1 ^b	2.8 \pm 0.2 ¹	2.6 \pm 0.1 ¹
Gónada	7.4 \pm 1.1 ^b	12.0 \pm 1.5 ¹	4.3 \pm 1.3 ²

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sexos; ES = Error estándar

De acuerdo a la importancia toxicológica del músculo, se determinó la concentración de As inorgánico (As_i) en 35 muestras de este tejido (tomando en cuenta los rangos de concentración de As total bajos, medios y altos), a su vez, se analizaron 35 muestras de gónada de pez vela, esto de acuerdo al consumo que tiene entre la población, en particular de sectores pesqueros. Cabe señalar que cada par de tejidos utilizados para As_i corresponde a un solo individuo. Los valores individuales se muestran en la Tabla 14. Al igual que para el tiburón martillo, la concentración de As_i en el músculo fue muy baja con respecto al As total, y están dadas por un orden de magnitud menor (μ g/kg, base peso húmedo). La concentración más baja de As inorgánico en músculo fue de 1.0 y la más alta de 20.1 μ g/kg. El promedio de As_i fue de 7.7 ± 0.80 μ g/kg. El porcentaje máximo alcanzado de As inorgánico respecto al As total fue de 1.7, mientras que el menor fue por debajo de 0.1%.

En lo que respecta a las gónadas, el As_i más bajo fue de 0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y el de mayor concentración alcanzó los 29.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$, con un promedio de 10.1 ± 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (peso húmedo). El porcentaje máximo de As_i con respecto al As total fue de 1.4 (Tabla 15).

Tabla 15. Niveles individuales de As total e inorgánico en músculo y gónada de pez vela ($\mu\text{g}/\text{kg} \pm \text{ES}$; peso húmedo) y porcentaje de As inorgánico

Individuos	Músculo			Gónada		
	$As_T \times 10^3$	As_i	% As_i	$As_T \times 10^3$	As_i	% As_i
1	1.3±0.0	7.5±0.8	0.60	14.2±0.6	8.1±1.0	0.06
2	3.1±0.2	13.4±1.0	0.43	12.9±0.9	8.2±0.4	0.06
3	2.0±0.0	9.6±0.4	0.48	21.4±0.1	17.3±1.9	0.08
4	1.6±0.1	6.2±1.5	0.39	1.4±0.0	8.7±0.2	0.63
5	1.8±0.1	7.9±0.0	0.43	8.3±0.1	10.2±1.5	0.12
6	1.1±0.0	13.0±3.4	1.13	1.1±0.1	6.4±0.1	0.61
7	0.9±0.0	5.2±0.5	0.57	0.8±0.1	8.3±0.9	1.02
8	1.3±0.0	3.1±2.0	0.24	9.2±0.2	7.0±0.4	0.08
9	1.7±0.0	4.1±0.5	0.24	21.1±1.3	12.9±3.4	0.06
10	2.2±0.1	7.3±0.1	0.33	28.7±1.0	10.6±0.1	0.04
11	1.5±0.0	4.9±0.8	0.32	20.1±0.4	8.7±0.7	0.04
12	1.3±0.1	7.2±3.0	0.54	1.8±0.1	10.1±1.4	0.56
13	1.7±0.1	7.0±0.9	0.41	7.4±1.1	8.9±0.4	0.12
14	1.9±0.1	4.6±0.8	0.24	15.9±0.0	25.4±4.1	0.16
15	1.6±0.1	20.1±0.5	1.30	11.0±0.1	14.4±2.9	0.13
16	1.7±0.1	3.8±0.3	0.23	1.6±0.1	12.5±0.1	0.80
17	2.3±0.0	17.6±0.2	0.75	1.4±0.0	6.7±0.4	0.48
18	1.1±0.0	18.6±1.6	1.72	2.3±0.2	17.1±0.7	0.76
19	2.5±0.1	3.7±0.5	0.15	18.9±3.1	17.9±1.0	0.09
20	2.0±0.1	1.6±1.1	0.08	2.2±0.0	29.8±1.6	1.37
21	1.8±0.1	1.0±0.2	0.05	2.2±0.2	4.1±0.3	0.18
22	1.5±0.0	2.0±0.2	0.13	12.5±0.8	5.4±0.0	0.04
23	2.0±0.1	7.1±1.2	0.35	45.2±2.1	21.9±1.5	0.05
24	1.2±0.1	4.2±0.7	0.35	1.5±0.0	7.2±1.2	0.47
25	1.4±0.1	3.9±0.1	0.29	1.1±0.1	13.5±4.5	1.18
26	1.8±0.1	4.4±0.2	0.25	16.0±0.63	4.0±0.0	0.03
27	1.4±0.1	10.1±1.6	0.73	24.3±0.8	14.6±2.8	0.06
28	1.2±0.0	6.2±0.0	0.51	13.2±0.1	5.4±1.2	0.04
29	1.1±0.1	11.0±1.1	0.96	1.1±0.1	5.0±1.0	0.44
30	1.2±0.2	9.2±1.3	0.78	1.5±0.3	7.3±0.7	0.48
31	1.4±0.0	6.3±0.7	0.45	17.1±0.1	3.0±0.4	0.02
32	1.4±0.0	14.9±1.8	1.03	21.5±0.3	0.4±0.2	0.00
33	0.5±0.0	7.1±1.5	1.46	9.5±0.4	1.2±0.2	0.01
34	1.2±0.1	7.7±0.7	0.64	1.8±0.1	6.6±2.9	0.37
35	1.7±0.1	6.7±0.3	0.38	6.4±0.0	3.2±0.5	0.05

ES= error estándar

8.3.4. Relación entre elementos

Se encontraron correlaciones o asociaciones significativas entre las concentraciones de Hg, As y Se en algunos tejidos de estudio del pez vela (Tabla 16). El As en el músculo se correlacionó negativamente con la concentración de Hg y Se en el riñón, es decir, al aumentar el As en el músculo, el Hg en estos dos tejidos tiende a disminuir. De la misma forma, se presentaron correlaciones negativas y significativas entre el As en el hígado y el Hg en el hígado, el Hg en el riñón y el Se en el riñón. En cambio, las correlaciones entre el As en el riñón y el As en la gónada y las concentraciones de Hg y el Se en los tejidos fue positiva y significativa (Tabla 16).

Tabla 16. Correlaciones de Spearman (r) entre las concentraciones de As, Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez vela *I. platypterus*; NS = no significativa.

	Variables							
	Hg músculo	Hg hígado	Hg riñón	Hg gónada	Se músculo	Se hígado	Se riñón	Se gónada
As músculo	NS	NS	-0.36 p=0.03	NS	NS	NS	-0.44 p<0.01	NS
As Hígado	NS	-0.30 p<0.01	-0.58 p<0.001	NS	NS	NS	-0.50 p<0.01	NS
As Riñón	0.46	0.54 p<0.001	0.50 p<0.01	0.40 p=0.02	NS	0.50 p<0.01	0.56 p<0.001	NS
As Gónada	NS	NS	NS	0.25 p=0.04	NS	0.51 p<0.001	NS	0.52 p<0.001

8.3.5. Aporte de Hg, Se y As a partir de la dieta

De un total de 67 organismos muestreados, 53 estómagos presentaron alimento y solamente 14 estuvieron vacíos. El espectro trófico en general se compuso de 22 especies presa (2 cefalópodos y 20 peces; Tabla 17). De acuerdo al índice de importancia relativa (IIR), *I. platypterus* se alimentó principalmente de *Balistes polylepis*, pez de la familia Balistidae (51.96 %), seguido de peces de la familia Fistulariidae (*Fistularia corneta* con IIR de 15.41%) y los cefalópodos *Dosidicus gigas* y *Argonauta* spp (IIR de 12.52% y 7.05%, respectivamente).

Las concentraciones de Se, As y Hg en las especies presa fueron mucho menores a las encontradas en los tejidos de *I. platypterus* (Tabla 17) y muy variables. La concentración promedio más alta de Se fue cuantificada en el cefalópodo *Argonauta* spp., con un valor máximo de 2.60 mg/kg (peso húmedo), seguida de los peces de la familia Carangidae, con valores mínimos de 0.12 mg/kg hasta 1.77 mg/kg (peso húmedo). Estas especies ocupan el cuarto y quinto sitio en términos de importancia relativa en la dieta de *I. platypterus*, en cambio, *B. polylepis*, que representa la presa más importante de la dieta del pez vela, presentó concentraciones de Se de 0.07 a 1.60 mg/kg, con un gran número de muestras de organismos pequeños.

En lo que concierne al Hg, las concentraciones en las presas fueron muy bajas, con los niveles máximos encontrados en el pez *H. saltator* (0.07 ± 0.03 mg/kg w/w) y *Argonauta* spp. (0.06 ± 0.02 mg/kg). Las presas con mayor importancia relativa en la dieta del depredador tuvieron concentraciones de Hg similares (0.02-0.06 mg/kg).

Los niveles de As en las presas de *I. platypterus* fueron similares a las obtenidas para el Se. Los valores máximos alcanzados fueron de 3.30 y 2.80 mg/kg en *D. gigas* y *Argonauta* spp, respectivamente. Al igual que en el Se, la *Argonauta* spp., presentó la concentración promedio de As más alta (1.12 mg/kg) y las más bajas se presentaron en peces de la familia Clupeidae, Exocoetidae, Monocanthidae y en el carangido *S. brevoortii* (As < 0.10 mg/kg; Tabla 17).

Tabla 17. Organismos que componen la dieta del pez vela *I. platypterus* de acuerdo a los contenidos estomacales y niveles de Se, Hg y As (promedio±ES; mg/kg, peso húmedo)

Especie	% FA	% N	% P	IRI	% IRI	n	Se	Hg	As
Cefalópodos									
OMMASTREPHIDAE									
<i>Dosidicus gigas</i>	41.51	4.93	17.26	921.17	12.52	88	0.49±0.05	0.04±0.01	0.58±0.13
ARGONAUTIDAE									
<i>Argonauta spp</i>	47.17	8.29	2.70	518.58	7.05	148	1.16±0.14	0.06±0.02	1.12±0.16
Peces									
CLUPEIDAE	1.89	1.46	0.05	2.85	0.04	26	0.27±0.07	0.03±0.00	0.10±0.1
BELONIDAE									
<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>	9.43	1.12	0.09	11.38	0.15	20	0.29±0.08	0.04±0.02	0.16±0.05
HEMIRAMPHIDAE									
<i>Hemiramphus saltator</i>	9.43	0.25	0.84	20.00	0.27	5	0.47±0.11	0.07±0.03	0.66±0.16
EXOCOETIDAE	5.66	1.18	0.20	7.82	0.11	21	0.56±0.41	0.06±0.01	0.06±0.02
FISTULARIIDAE									
<i>Fistularia corneta</i>	26.42	30.70	12.22	1133.83	15.41	548	0.27±0.04	0.02±0.00	0.32±0.11
PRIACANTHIDAE									
<i>Pristigenys serrula</i>	1.89	0.11	0.20	0.58	0.01	2	0.13±0.01	0.01±0.00	0.27±0.02
CARANGIDAE									
<i>Caranx spp</i>	22.64	10.92	4.61	351.61	4.78	195	0.83±0.10	0.03±0.00	0.95±0.12
<i>Caranx caballus</i>	13.21	1.29	3.22	59.53	0.81	23	0.67±0.07	0.02±0.00	0.66±0.09
<i>Caranx vinctus</i>	1.89	0.56	0.26	1.55	0.02	10	0.17±0.00	0.02±0.01	0.04±0.02
<i>Decapterus spp</i>	1.89	0.56	0.91	2.77	0.04	10	0.82±0.02	0.03±0.00	0.97±0.05
<i>Selene brevoortii</i>	1.89	0.73	0.26	1.86	0.03	13	0.33±0.02	0.04±0.00	0.08±0.01
CORYPHAENIDAE									
<i>Coryphaena hippurus</i>	1.89	0.06	19.73	37.32	0.51	1	0.16	0.01	0.17
MUGILIDAE									
<i>Mugil cephalus</i>	3.77	0.11	1.26	5.16	0.07	2	0.33±0.00	0.03±0.00	0.52±0.48
SCOMBRIDAE	24.53	4.87	8.59	330.13	4.49	87	0.38±0.07	0.02±0.00	0.37±0.09
<i>Auxis spp</i>	3.77	0.90	2.06	11.17	0.15	16	0.32±0.16	0.02±0.01	0.30±0.11
<i>Scomber japonicus</i>	16.98	1.74	4.86	112.03	1.52	31	0.47±0.11	0.03±0.00	0.47±0.13
BALISTIDAE									
<i>Balistes polylepis</i>	79.25	29.36	18.89	3823.08	51.96	524	0.54±0.05	0.03±0.00	0.75±0.11
MONOCANTHIDAE	1.89	0.17	0.01	0.34	0.00	3	0.47±0.01	0.02±0.00	0.09±0.00
TETRAODONTIDAE									
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	3.77	0.11	0.07	0.69	0.01	2	0.53±0.03	0.02±0.00	0.71±0.01
<i>Sphoeroides spp</i>	1.89	0.22	0.09	0.59	0.01	4	0.30±0.01	0.05±0.00	0.14±0.03
Restos de peces	3.77	0.34	0.63	3.65	0.05	6	0.58±0.35	0.13±0.11	0.69±0.67

ES= error estándar; n= número de organismos presa; letras en negrita representan la presa más importante en la dieta de *I. platypterus* de acuerdo al IIR

8.3.6. Biomagnificación

Los factores de biomagnificación (FB) en el pez vela, presentaron gran variación, esto de acuerdo al elemento y la ecuación utilizada (Tabla 18), al igual que en el caso del tiburón martillo. En sus valores promedio, tanto el Se, Hg y el As mostraron un incremento del elemento en la cadena trófica, ya que las concentraciones encontradas en las presas tuvieron un orden de magnitud menor a las encontradas en el depredador tope (*I. platypterus*). Los FB se calcularon de la misma forma que para el tiburón martillo, es decir, de forma individual y de acuerdo a la especie presa; utilizando como la concentración del elemento en el depredador a la suma del total del elemento, contenido en el individuo analizado (FB_{total}), tomando en cuenta el peso de cada uno de los órganos analizados respecto al peso total del depredador y también a la que simplemente toma la concentración promedio del músculo como el total del elemento en todo el depredador tope ($FB_{músculo}$).

Tabla 18. Factores de biomagnificación individuales y por especie presa de Hg, Se y As.

FB	Elementos					
	Hg		Se		As	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Individual						
FB_{total}	2.5 – 201.7	29.8±5.3	0.3 – 7.9	2.1±0.2	0.4 – 115.5	7.3±2.2
$FB_{músculo}$	3.0 – 249.7	36.9±6.6	0.4 – 9.2	2.2±0.3	0.5 – 135.8	8.6±2.6
Por presa						
FB_{total}	3.4 – 46.1	17.2±2.2	0.5 – 5.1	1.8±0.2	1.2 – 39.3	7.6±1.9
$FB_{músculo}$	4.2 – 57.0	21.3±2.8	0.6 – 5.3	1.9±0.2	1.5 – 46.7	9.0±2.2

No se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre los FB individuales y por presa de cada uno de los elementos analizados. De la misma forma, entre cada uno de los factores de biomagnificación (FB_{total} y $FB_{músculo}$), no hubo diferencias significativas entre las medias ($p>0.05$) de los mismos.

8.3.7. Riesgos a la salud

El Valor Benéfico a la Salud de Se (Se-HBV) en el músculo y las gónadas del pez vela *I. platypterus*, al igual que el caso del organismo anterior, no es más que un indicador de riesgo relacionado con el consumo de estos dos tejidos por parte de la población. El Se-HBV en el músculo presentó una gran variación entre los 67 individuos, obteniéndose 3 valores negativos (-2.2, -2.3 y -11.7) y un promedio de 34.8 ± 3.4 ; el 9.0% de los organismos tuvo valores de $\text{Se-HBV} < 1$, el 4.5% entre 0 y 1, mientras que el 91.0% de los individuos tuvo valores de $\text{Se-HBV} > 5$ (Fig. 38a), es decir, existe una mayor probabilidad de encontrar Se-HBV en el músculo mayores a 5. Los valores de Se-HBV en la gónada, fueron en orden de magnitud, superiores a los presentados en el músculo, con un mínimo de 411.5 y un máximo de 18108.5. La probabilidad de encontrar valores de $\text{Se-HBV} > 500$ es muy alta (Fig. 38b).

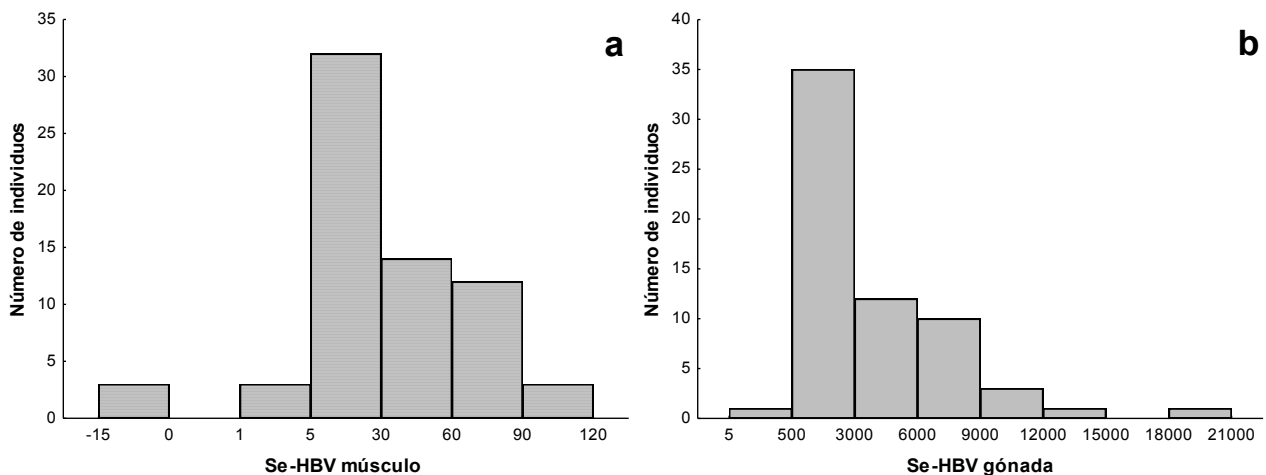


Figura 38. Distribución de frecuencias de valores individuales de Se-HBV en (a) músculo y (b) gónada de *I. platypterus*.

En cuanto a los riesgos por ingesta de los tejidos comestibles del pez vela (músculo y gónada), se tomó también en cuenta el valor de consumo de productos de la pesca de la FAO (2015; 10.7 kg/año = 29.3 g/día) y el de CONAPESCA (2015; 9.4 kg/año = 25.8 g/día) para calcular el valor del coeficiente de peligrosidad (HQ), riesgo a contraer cáncer (RCC) y el índice de riesgo (HI), para cada uno de los elementos. Como en el caso anterior, el contenido de Hg se asumió que es igual al promedio del total de los

individuos por tejido de estudio y a su vez, equivalente al contenido de metilmercurio (MeHg), que es la especie química utilizada para las dosis de referencia. Los valores promedios, obtenidos en este estudio, utilizados en cada caso para el músculo fueron: Hg=0.56 mg/kg; Se=0.67 mg/kg; As_i=0.008 mg/kg; y para la gónada Hg=0.14 mg/kg; Se=3.2 mg/kg; As_i=0.01 mg/kg. Los valores de HQ, RCC y HI por consumo diario de músculo y gónada de pez vela por rango de peso de la población se muestran en las Tablas 19 y 20.

Tabla 19. Factores de riesgo de acuerdo al consumo según la FAO* y CONAPESCA⁺ a distintos pesos de la población expuesta con respecto al músculo de pez vela.

Peso (kg)	FAO* (29.3 g/día)					CONAPESCA ⁺ (25.8 g/día)				
	HQ		RCC			HQ		RCC		
	Hg	Se	As _i	As _i	HI	Hg	Se	As _i	As _i	HI
10	16.3	0.39	0.07	3.4x10 ⁻⁵	16.8	14.4	0.34	0.07	3.0x10 ⁻⁵	14.8
20	8.2	0.20	0.04	1.7x10 ⁻⁵	8.4	7.2	0.17	0.03	1.5x10 ⁻⁵	7.4
30	5.4	0.13	0.02	1.1x10 ⁻⁵	5.6	4.8	0.11	0.02	9.9x10 ⁻⁶	4.9
40	4.1	0.10	0.02	8.4x10 ⁻⁶	4.2	3.6	0.09	0.02	7.4x10 ⁻⁶	3.7
50	3.3	0.08	0.01	6.7x10 ⁻⁶	3.4	2.9	0.07	0.01	5.9x10 ⁻⁶	3.0
60	2.7	0.07	0.01	5.6x10 ⁻⁶	2.8	2.4	0.06	0.01	4.9x10 ⁻⁶	2.5
70	2.3	0.06	0.01	4.8x10 ⁻⁶	2.4	2.0	0.05	0.01	4.2x10 ⁻⁶	2.1
80	2.0	0.05	0.01	4.2x10 ⁻⁶	2.1	1.8	0.04	0.01	3.7x10 ⁻⁶	1.8
90	1.8	0.04	0.01	3.7x10 ⁻⁶	1.9	1.6	0.04	0.01	3.3x10 ⁻⁶	1.6
100	1.6	0.04	0.01	3.4x10 ⁻⁶	1.7	1.4	0.03	0.01	2.7x10 ⁻⁶	1.5

*FAO (2015); ⁺CONAPESCA (2015a; 2015b)

La población en general, está en riesgo de sufrir efectos adversos a la salud si consume la dosis estimada diaria de acuerdo a los datos de la FAO y CONAPESCA de músculo de *I. platypterus* (Tabla 19), ya que los HI calculados todos son mayores a la unidad. Esto se hace evidente solamente por parte del Hg, ya que los valores de HQ son >1. En cambio, el consumo de pez vela, no representa ningún riesgo en cuanto a Se y As inorgánico se refiere (HQ's<1), con base a las concentraciones promedio del elemento utilizadas.

Para el caso del consumo de la gónada (Tabla 20), solamente la población vulnerable sería aquella con pesos de 10 a 20 kg, si consumieran 29.3 y 25.8 g/día. El Hg al tener una concentración promedio menor, reduce el riesgo a efectos adversos a la salud por exposición crónica, en cambio el Se, al tener niveles mayores en la gónada, podría convertirse en un riesgo potencial si se expone de manera crónica a este metaloide. Una vez más el As inorgánico no representa ningún riesgo al tener concentraciones muy bajas con respecto a los otros dos elementos.

Tabla 20. Factores de riesgo de acuerdo al consumo según la FAO* y CONAPESCA⁺ a distintos pesos de la población expuesta con respecto a la gónada de pez vela.

Peso (kg)	FAO* (29.3 g/día)					CONAPESCA ⁺ (25.8 g/día)				
	HQ		RCC			HQ		RCC		
	Hg	Se	As _i	As _i	HI	Hg	Se	As _i	As _i	HI
10	4.0	1.90	0.10	4.4x10 ⁻⁵	6.0	3.5	1.67	0.09	3.9x10 ⁻⁵	5.3
20	2.0	0.95	0.05	2.2x10 ⁻⁵	3.0	1.8	0.83	0.04	1.9x10 ⁻⁵	2.6
30	1.3	0.63	0.03	1.5x10 ⁻⁵	2.0	1.2	0.56	0.03	1.3x10 ⁻⁵	1.8
40	1.0	0.47	0.02	1.1x10 ⁻⁵	1.5	0.9	0.42	0.02	9.7x10 ⁻⁶	1.3
50	0.8	0.38	0.02	8.8x10 ⁻⁶	1.2	0.7	0.33	0.02	7.8x10 ⁻⁶	1.1
60	0.7	0.32	0.02	7.4x10 ⁻⁶	1.0	0.6	0.28	0.01	6.5x10 ⁻⁶	0.9
70	0.6	0.27	0.01	6.3x10 ⁻⁶	0.9	0.5	0.24	0.01	5.6x10 ⁻⁶	0.8
80	0.5	0.24	0.01	5.5x10 ⁻⁶	0.8	0.4	0.21	0.01	4.9x10 ⁻⁶	0.7
90	0.4	0.21	0.01	4.9x10 ⁻⁶	0.7	0.4	0.19	0.01	4.3x10 ⁻⁶	0.6
100	0.4	0.19	0.01	4.4x10 ⁻⁶	0.6	0.3	0.17	0.01	3.9x10 ⁻⁶	0.5

*FAO (2015); ⁺CONAPESCA (2015a; 2015b)

Si nos enfocamos entonces a un consumo crónico de músculo de pez vela y bajo las concentraciones promedio dadas en este estudio, por ejemplo, en el caso del Hg, si se tiene un peso de 60 kg, para no tener ningún efecto adverso (HQ≤1), se debería consumir no más de 10 g de músculo por día (Fig. 39a), en el caso de la población infantil (<30 kg), se deben consumir menos de 5 g al día para reducir los riesgos por exposición al Hg. En el caso del Se, una persona con un peso de 60 kg, podría consumir hasta 400 g por día y no mostrar ningún efecto adverso para la salud (Fig. 39b). En el caso del Asi, la ingesta del músculo deberá ser mucho mayor para poder

evidenciar algún efecto adverso, ya que la concentración de esta especie química es muy baja (Fig. 39c).

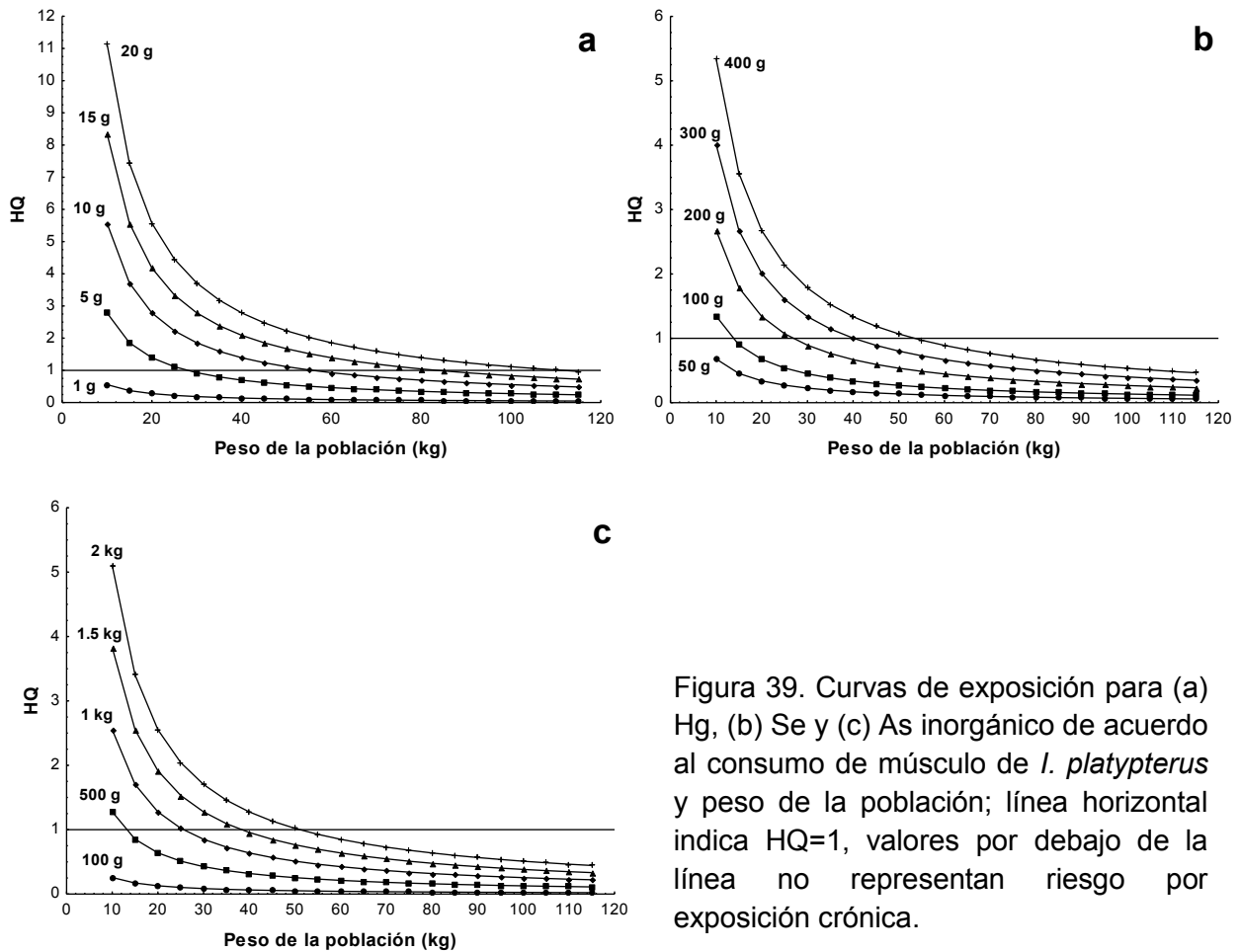


Figura 39. Curvas de exposición para (a) Hg, (b) Se y (c) As inorgánico de acuerdo al consumo de músculo de *I. platypterus* y peso de la población; línea horizontal indica HQ=1, valores por debajo de la línea no representan riesgo por exposición crónica.

En caso de consumir la gónada del pez vela, esta representa un riesgo menor a exposición de Hg que al consumirse el músculo, ya que la concentración promedio es mucho más baja, es decir, una persona con un peso de entre 15 y 10 kg, podría consumir al día hasta 10 g de gónada sin que esto represente un riesgo a la salud (Fig. 40a). Si bien, por la exposición al Hg por el consumo de gónada es menor que en el músculo, pasa lo contrario en el caso del Se, ya que los niveles de este metaloide en la gónada son mayores que en el músculo. Por ejemplo, gráficamente se puede observar (Fig. 40b) que si una persona de 30 kg (niño) consume más de 50 g de gónada al día, podría estar en riesgo por exposición al Se.

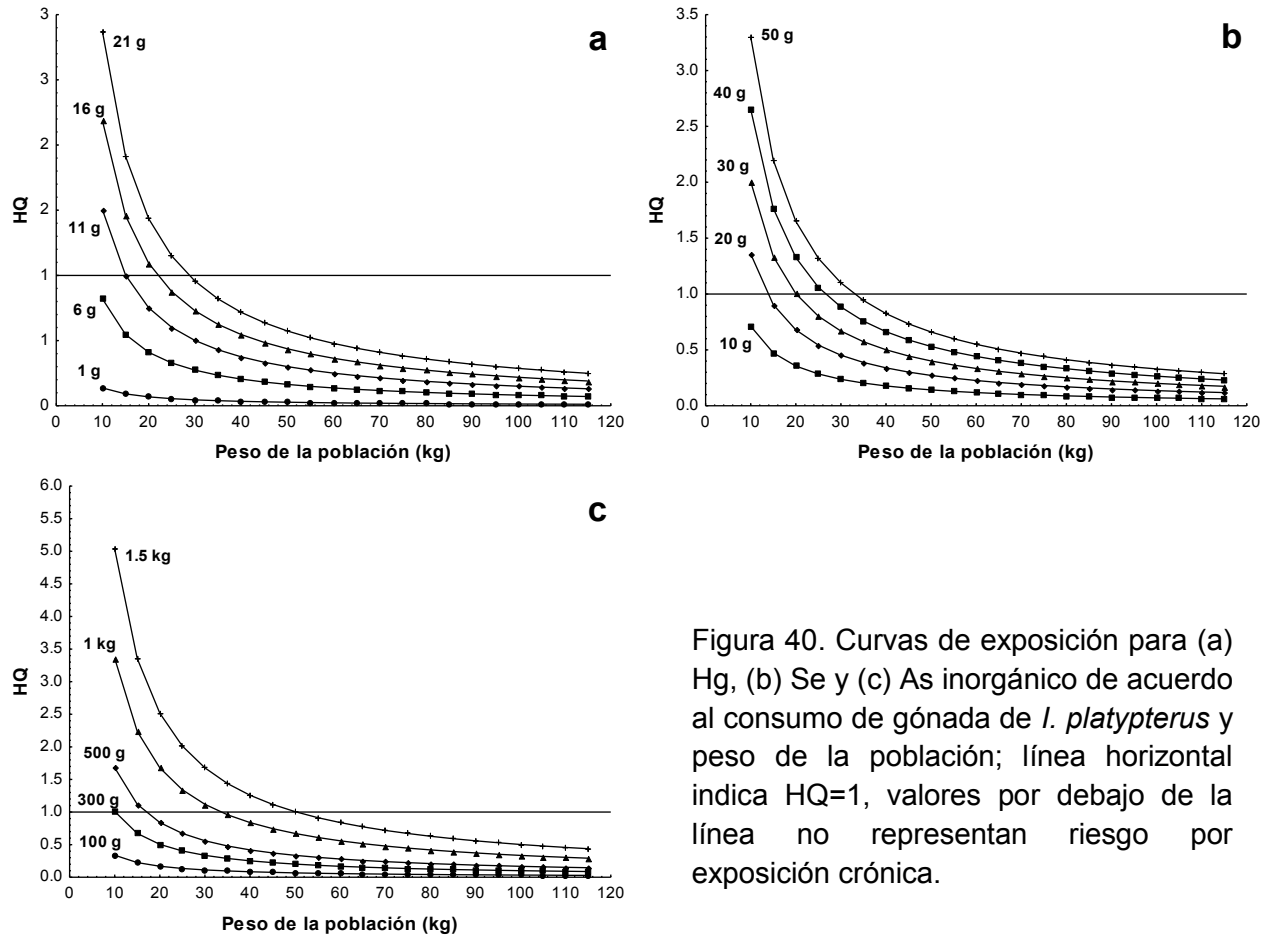


Figura 40. Curvas de exposición para (a) Hg, (b) Se y (c) As inorgánico de acuerdo al consumo de gónada de *I. platypterus* y peso de la población; línea horizontal indica HQ=1, valores por debajo de la línea no representan riesgo por exposición crónica.

En el caso del As inorgánico, el consumo diario debería ser muy elevado para que este represente o ponga en riesgo a la salud humana, un ejemplo, de acuerdo a la gráfica (Fig. 40c), sería el consumo irreal de 1.5 kg al día de gónada de pez vela por una persona de 50 kg de peso.

8.3.8. Discusión

Existen muchas causas que podrían explicar la variación de la concentración de Hg y As en los peces óseos, como la disponibilidad de presas y su contenido, la forma química del Hg disuelto en la columna de agua, la especie y su nivel trófico, también factores biológicos como el sexo, tasa de crecimiento y la longitud y edad juegan un papel importante. Las fuentes potenciales de Hg y As que afectan al pez vela son desconocidas, ya que esta especie es un pelágico altamente migratorio y se mueve a través del Pacífico Este, de México a Perú. Esta población es considerada como un único stock de *I. platypterus*, separado de los del Indo-Pacífico, esto basado en pruebas genéticas que evidencian esta separación (McDowell, 2002; Hinton y Maunder, 2014).

Las concentraciones de Hg en el músculo, hígado y riñón de *I. platypterus* fueron similares y no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sus medias, pero la tendencia fue hígado > músculo > riñón > gónada. Esto nos lleva de nuevo a atribuir estos resultados a las funciones fisiológicas propias de cada uno de los tejidos, es decir, el hígado es el que concentra antes de metabolizar y excretar, subsecuente a la acumulación del Hg en el músculo, el cual es el mayor depósito de MeHg, que tiende a concentrarse a niveles mayores en peces de mayor edad (Mackay *et al.*, 1975; Barber y Whaling, 1983; Kojadinovic *et al.*, 2006; García-Hernández *et al.*, 2007; Eisler, 2010). Esto está bien representado por la fuerte correlación positiva entre el Hg del músculo y la LMI y la edad. Seguido del proceso de demetilación que se lleva a cabo en el hígado, hay una acumulación de Hg inorgánico en el riñón antes de su excreción (Cabañero *et al.*, 2006). La bioacumulación de Hg en las gónadas generalmente ocurre como resultado del transporte de nutrientes durante el ciclo reproductivo, hay una rápida acumulación durante la maduración y se consumen completamente después del desove (Jankovská *et al.*, 2014). Los niveles de Hg más bajos encontrados en las gónadas podrían indicar que el ciclo reproductivo es una vía de destoxificación que tiene el organismo, asumiendo que el Hg que se transporta a las gónadas en conjunto con los nutrientes es excretado total o parcialmente durante el desove.

Los patrones de comportamiento que tuvo el As fueron distintos a los que presentó el Hg. El As tuvo sus mayores niveles en la gónada, seguida del hígado y riñón y los menores en el músculo. Los niveles mayores que se presentaron en el hígado y en el riñón, con respecto al músculo se pueden atribuir a las funciones propias de los órganos, de nueva cuenta. El hígado es el tejido con mayor actividad metabólica, donde el As tiende a concentrarse, metabolizarse, para posteriormente excretarse vía el riñón (Storelli *et al.*, 2005; Haman *et al.*, 2012), esto también puede explicar la correlación positiva que entre la LT y el As en el riñón. Las bajas concentraciones de As en el músculo pueden deberse a la longevidad de los organismos de estudio (edad estimada 4.7–15.7 años), esto quiere decir que, muy probablemente el organismo sea capaz de regular, metilar y excretar de forma efectiva el As (Hughes *et al.*, 2009) y no acumularlo. Los niveles más altos que se encontraron en la gónada del pez vela, pueden estar relacionado tanto al ciclo reproductivo de la especie como a la alta afinidad por el tejido lipídico que tiene el As, gracias a los fuertes enlaces con los grupos –SH (Turoczy *et al.*, 2000; Mandal y Suzuki 2002; Sele *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado *et al.*, 2013).

Bajo condiciones normales, los niveles de Se más altos se pueden encontrar en el riñón y en el hígado, en comparación con otras partes del organismo (WHO, 1987). Los resultados de este estudio concuerdan con esta afirmación ya que los niveles más altos de Se se encontraron en el riñón, seguido del hígado. Por otro lado, el Se está directamente involucrado en el ciclo reproductivo y aunque la diferencia numérica fue pequeña, los niveles de Se en machos fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) que en las hembras (Fig. 33), lo mismo sucedió con el As en las gónadas (Fig. 37). Esto puede deberse a que la mayoría de las hembras ya había desovado al momento de los muestreos. En el ciclo reproductivo de los peces, la vitelogenina (VTG), un precursor de la yema que se forma en el hígado, se transporta vía sangre, se incorpora en el folículo ovárico en desarrollo mediante endocitosis, contiene Se; además la VTG enzimáticamente genera lipovitelina y fosfavitina, proteínas primarias de la yema que también contienen Se (Janz *et al.*, 2010), el As podría estar unido a estas enzimas por su alta afinidad con los ácidos grasos. La transferencia y almacenaje de Se en la yema del huevo asegura el desarrollo y supervivencia de los embriones y las larvas y por lo

tanto, esta pudiera ser una ruta significativa de transferencia maternal (Penglase *et al.*, 2014; Linares-Casenave *et al.*, 2015), tanto para el Se, como para el As.

Las concentraciones de Se en *I. platypterus* fueron varios órdenes de magnitud mayores que los niveles de Hg, excepto en el músculo, que fueron muy similares. De nuevo, este comportamiento se puede atribuir a que el Hg puede estar secuestrado/atrapado en las metalotioneinas y otras seleno-proteínas (Nam *et al.*, 2011), entonces, estas correlaciones positivas encontradas entre el Hg y el Se en todos los tejidos de estudio sugiere que hay suficiente Se para contrarrestar los efectos del Hg.

En este estudio, la distribución de Hg y Se no siguió el mismo comportamiento que otros trabajos, a pesar de que existe un número limitado de estudios de distribución de Hg, Se y As en tejidos de picudos, es aún más evidente la falta de información para *I. platypterus*. La mayoría de los trabajos se han enfocado en evaluar las concentraciones de Hg en el músculo del pez espada (*Xiphias gladius*) debido a que es ampliamente consumido, pero los datos presentan alta variabilidad (Tabla 21). El Se y el Hg encontrado en músculo, hígado y riñón del pez vela en este estudio fueron menores que las que se encontraron en la isla Reunión y el canal de Mozambique para pez espada (Kojadinovic *et al.*, 2006; 2007), pero mayores que las encontradas en el mar Jónico (Storelli *et al.*, 2005), este último estudio incluye al Hg y al As. El marlin azul (*Makaira mazara*), que como el pez vela, pertenece a la familia de los Istiophoridae, presentó concentraciones de Hg y Se en el músculo tres veces mayores que los de este estudio, pero en cambio fueron similares a las registradas para el marlin rayado *Tetrapturus audax* (Kaneko y Ralston, 2007).

Tabla 21. Concentraciones de Hg, Se y As de peces picudos del mundo (mg/kg, peso húmedo).

Tejido/especie	Hg	Se	As	Ubicación/área
Músculo				
<i>I. platypterus</i>	0.05 – 1.00	NA	NA	Cape May and Romain, E.U. ¹
<i>Makaira mazara</i>	2.38±3.00	1.59±0.17	NA	Honolulu, Hawai ²
<i>Tetrapturus audax</i>	0.47±0.37	0.72±0.20	NA	Honolulu, Hawai ²
<i>Xiphias gladius</i>	1.07±0.60	0.39±0.07	NA	Honolulu, Hawai ²
<i>X. gladius</i>	0.07±0.04	NA	3.68±1.39	Mar Jónico ³
<i>X. gladius</i>	1.61±1.21	2.45±0.93		Canal de Mozambique ^{4,5}
<i>X. gladius</i>	3.97±2.67	4.00±1.78		Isla Reunion ^{4,5}
<i>I. platypterus</i>	0.40±0.05	NA	NA	SE Golfo de California ⁶
<i>I. platypterus</i>	1.48±0.93	NA	5.10±1.90	SE Golfo de California ⁷
<i>I. platypterus</i>	0.56±0.04	0.67±0.03	1.60±0.10	SE Golfo de California ⁸
Hígado				
<i>X. gladius</i>	0.19±0.09	NA	6.23±3.78	Mar Jónico ³
<i>X. gladius</i>	5.33±8.76	53.1±0.82		Canal de Mozambique ^{4,5}
<i>X. gladius</i>	3.27±8.11	77.6±54.2		Isla Reunion ^{4,5}
<i>I. platypterus</i>	0.57±0.07	11.4±2.5	3.10±0.01	SE Golfo de California ⁸
Riñón				
<i>X. gladius</i>	2.93±2.71	49.4±13.4		Canal de Mozambique ^{4,5}
<i>X. gladius</i>	4.03±4.74	98.6±44.3		Isla Reunion ^{4,5}
<i>I. platypterus</i>	0.44±0.08	14.1±1.9	2.70±0.01	SE Golfo de California ⁸
Gónada				
<i>M. mazara</i>	0.30±0.22	NA	NA	Hawaii ⁹
<i>I. platypterus</i>	0.14±0.01	3.2±0.1	7.40±1.10	SE Golfo de California ⁸

¹Barber and Whaling (1983); ²Kaneko y Ralston (2007); ³Storelli *et al.* (2005); ⁴Kojadinovic *et al.* (2006); ⁵Kojadinovic *et al.* (2007); ⁶García-Hernández *et al.* (2007); ⁷Soto-Jiménez *et al.* (2010); ⁸Este estudio; ⁹Shultz *et al.* (1976); NA= no analizado.

El trabajo realizado por García-Hernández *et al.* (2007) en diversos peces, incluido *I. platypterus* en el área de estudio, registró concentraciones comparables a las nuestras, con respecto al Hg (As y Se no analizado), el número de individuos analizados fue de 22 y las muestras se obtuvieron entre 2003-2004. A su vez, las concentraciones de Hg en este estudio, fueron menores que las registradas por Soto-Jiménez *et al.* (2010), tanto para As, como para Hg (Se no analizado) en la misma especie y área de captura, donde solamente analizaron 17 muestras de músculo, durante los años 2006-2007. Estas diferencias pueden deberse a los años de muestreo, el número de individuos analizados y por supuesto, a factores biológicos de la especie.

En el caso de las gónadas, los niveles encontrados en este estudio fueron menores que las encontradas para el marlin *M. mazara* de las costas de Hawai, lo cual podría

deberse a las diferencias geográficas de cada área de estudio, ya que estas muestras Hawaianas se capturaron en un área muy cercana a un volcán activo (Shultz *et al.*, 1976). Todas estas diferencias en las concentraciones obtenidas en los diversos estudios pueden ser el resultado de varios factores en conjunto, como por ejemplo, la ruta de entrada de los elementos, grado de exposición, absorción gastrointestinal y transporte, o las propias que se asocian a cada especie de estudio, como el metabolismo, almacenamiento, excreción y reproducción (Olsvik *et al.*, 2015).

Las relaciones molares Se:Hg en el músculo estuvieron entre 1 y 5, es decir el 67.2% de nuestros resultados; solamente el 4.5% fue <1. Una vez más, las altas relaciones molares Se:Hg reflejan un exceso de Se sobre el Hg en el hígado, riñón y gónadas, por lo cual, de nuevo, esto se le atribuye a la función propia de cada tejido. Las relaciones molares en los cuatro tejidos presentaron la tendencia a disminuir a medida que el peso, la LMI y la edad se incrementaban (Tabla 13), por lo tanto, muy probablemente la protección que ejerce el Se tiende a disminuir en peces más grandes y/o longevos (Peterson *et al.*, 2009). Por lo general, las concentraciones de Hg se incrementan sucesivamente de acuerdo al nivel trófico en los ecosistemas marinos, mientras que el Se tiende a disminuir (Karimi *et al.*, 2013).

Al igual que para el tiburón, en este estudio se asume que la principal ruta de entrada de estos elementos, en el pez vela es vía alimento. Por lo tanto, al analizar el contenido estomacal y cuantificar las concentraciones de Se y Hg en las presas, estamos estimando el aporte por medio de la dieta. Los peces velas se alimentaron principalmente de cefalópodos, lo cual concuerda con los resultados de Rosas-Alayola *et al.* (2002) y Arizmendi-Rodríguez *et al.* (2006), que examinaron a la misma especie en la misma área de estudio (S.E. Golfo de California), considerándola generalista. Las concentraciones de Hg en las presas fueron muy bajas. *I. platypterus* se alimentó principalmente del pez epipelágico *B. polylepis*, con muy bajo contenido de Hg y Se; por el contrario, la mayor contribución de Se y As fue hecha por los cefalópodos. Todas las concentraciones de Se y As que se encontraron en las especies presa fueron por varios órdenes de magnitud mayor que las de Hg (Tabla 17).

En cuanto al valor benéfico a la salud que aporta el Se, con respecto a la toxicidad del Hg, tenemos que para el músculo del pez vela, solamente se presentaron 3 valores negativos, que fue el mismo caso con las muestras de músculo de tiburón martillo. Entonces, al no poseer todos los individuos valores positivos, no podría asegurarse un efecto como tal benéfico del Se, a pesar que el 95.5% de las muestras presentó valores positivos, esto depende en gran medida de las concentraciones similares que presentó el Se y el Hg en el músculo del pez vela. Con respecto a la gónada, los altos valores del Se-HBV, no son más que el reflejo de que las concentraciones de Hg en la gónada fueron sumamente bajas, en comparación de las que se obtuvieron de Se en el mismo tejido.

Si nos enfocamos en los riesgos a sufrir daños a la salud a partir de factores como el PTWI y los utilizados por la EPA (HQ, RCC y HI) para calcular dosis o raciones de consumo, se evidencian notables diferencias en los consumos propuestos para cada uno de estos, aunque también el único elemento que representa un riesgo real es el Hg. Si solamente nos basamos en el peso promedio de la población mexicana en hombres y mujeres (74.8 kg y 68.7 kg, respectivamente; CANAIVE, 2012), y el valor del PTWI, tendríamos que las mujeres susceptibles tendrían que restringir el consumo de músculo de pez vela a 197.3 g por semana; en cambio los hombres y las mujeres no susceptibles a 429.7 y 394.7 g, respectivamente, para evitar riesgos a la salud asociados con el Hg.

En cambio, si utilizamos las ecuaciones de riesgo, a partir del HQ (EPA, 2012) el consumo máximo para una mujer tendría que reducirse a 86.3 g por semana y el de los hombres a 94.0 g, es decir, una tercera parte de lo recomendado con respecto al PTWI. De nuevo, podemos atribuir estas diferencias tan grandes en las dosis de consumo propuestas a parámetros poblacionales, tipos de estudio, etc. En cuanto a los límites máximos permisibles, solo el 9.0% de las muestras de músculo estuvieron por encima del valor establecido en la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2011), y las normas internacionales (1 mg/kg) para Hg, pero el 53.7% de los individuos presentó valores de $Hg \geq 0.05$ mg/kg.

En cuanto al consumo del músculo del pez vela, este no presenta ningún tipo de riesgo por parte del As inorgánico (contraer cáncer), de acuerdo a datos de la EPA. Este mismo caso resulta al integrar el valor del PTWI para As_i (exposición 0.0001 – 0.003 mg/kg de peso corporal por día; WHO, 2010b). Por lo tanto, desde el punto de vista del As_i, es seguro consumir músculo de pez vela. El Se tampoco representa ningún tipo de riesgo por consumo de músculo, ya que las concentraciones en este tejido fueron las más bajas encontradas. En cambio, el consumo de la gónada solo representaría un riesgo real para Hg y Se, si se consumen más de 25 g al día, pero solamente en la población de 10 a 15 kg, (niños de 2 a 4 años aproximadamente) ya que los niveles de Se en la gónada son mucho mayores que el Hg.

8.4. Pez Dorado

8.4.1. Biometrías

En lo que se refiere al pez dorado, en total se obtuvieron 58 organismos de dos distintos lugares de muestreo. Las muestras provenientes de la zona adyacente a Mazatlán (27 muestras) se recolectaron durante el mes de noviembre de 2011 y 2012 en torneos de pesca deportiva, mientras que se obtuvieron 31 muestras, provenientes de la pesca artesanal de Teacapán, capturadas en los meses de enero y marzo de 2012. Se registró la longitud furcal (LF) y el peso de cada uno de los individuos (Tabla 22). En total se obtuvieron 20 hembras y 38 machos.

Es de resaltar que, los pesos y las longitudes furcales (talla) presentan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de muestreo. Esto es debido a que los individuos provenientes de la pesca deportiva son mucho mayores en peso y talla que los capturados en Teacapán mediante pesca artesanal. También se presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre machos y hembras con respecto al peso en los organismos que fueron capturados en Mazatlán, esto debido al dimorfismo que presentan en la cabeza los machos adultos.

Tabla 22. Medidas morfométricas de los dorados *C. hippurus* capturados.

Sitio	n	LF (cm)		Peso (kg)	
		Min - Max	Media \pm ES	Min - Max	Media \pm ES
Mazatlán	27	74.5 – 132.0	107.4 \pm 2.5 ^a	3.1 – 20.4	10.3 \pm 0.8 ^a
Hembra	6	74.5 – 113.0	98.9 \pm 6.1 ¹	3.1 – 10.6	7.0 \pm 1.2 ¹
Macho	21	93.0 – 132.0	109.9 \pm 2.5 ¹	5.9 – 20.4	11.2 \pm 0.8 ²
Teacapán	31	40.0 – 79.0	57.3 \pm 1.7 ^b	0.5 – 4.4	1.7 \pm 0.2 ^b
Hembra	14	40.0 – 69.5	56.0 \pm 2.5 ¹	0.5 – 2.8	1.5 \pm 0.2 ¹
Macho	17	45.5 – 79.0	58.4 \pm 2.4 ¹	0.8 – 4.4	1.8 \pm 0.2 ¹
Total	58	40.0 – 132.0	80.6 \pm 3.6	0.5 – 20.4	5.7 \pm 0.7

Superíndice alfabético distinto indica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de los sitios de muestreo; superíndice numérico distinto indica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sexos; ES = error estándar; n= número de muestras; LF = longitud furcal.

El intervalo de peso que se presentó con mayor frecuencia fue de 0 a 5 kg (Fig. 41a), con mayor probabilidad de obtener individuos con pesos menores a los 10 kg, mientras que para la LF, 19 organismos presentaron tallas de 40 a 60 cm (Fig. 41b), con mayor probabilidad de encontrar organismos con una LF < 100 cm. En total se obtuvieron 58 muestras de músculo, 53 de hígado, 39 riñones y 42 gónadas.

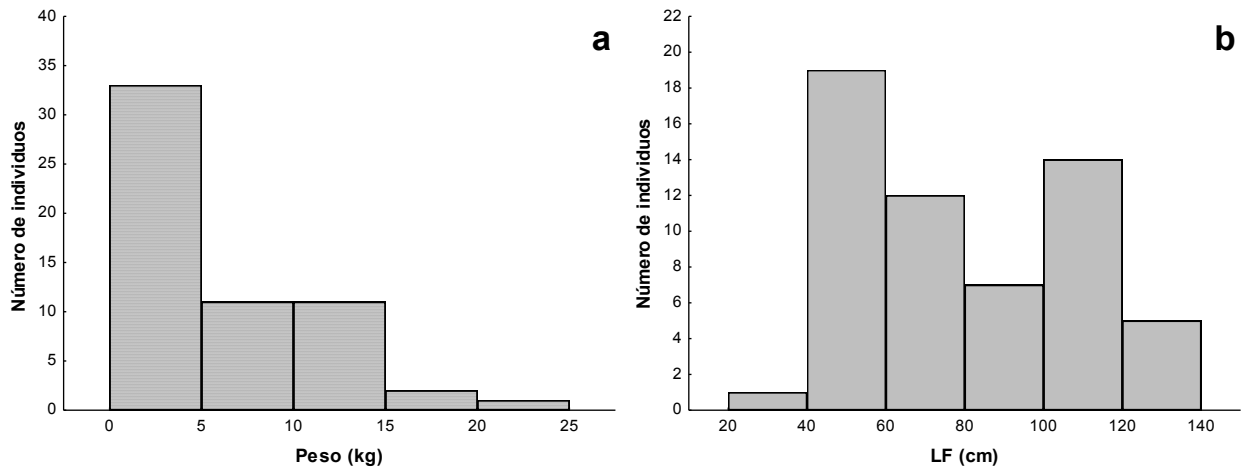


Figura 41. Distribución de frecuencias de (a) peso y (b) longitud furcal (LF) del dorado *C. hippurus*.

La LF y el peso de los peces dorado presentaron una alta correlación positiva significativa ($r=0.99$; $p<0.000001$). Los datos se ajustan al modelo potencial de crecimiento (Fig. 42), ya que se tienen organismos de tallas muy pequeñas, hasta adultos de casi 140 cm, es decir, se encuentran representadas las tallas de este organismo.

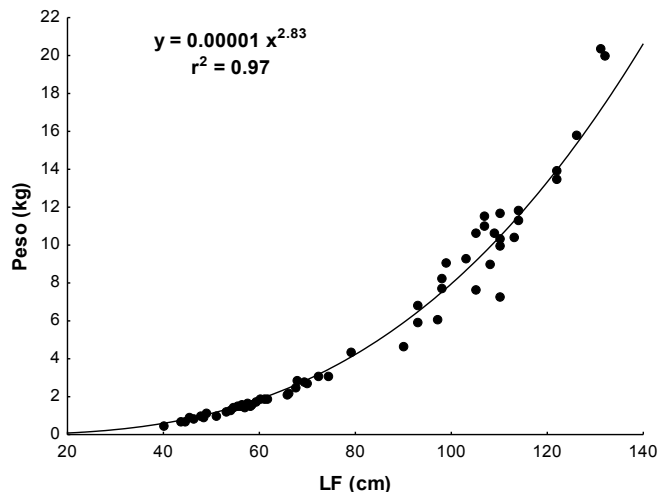


Figura 42. Modelo potencial entre longitud furcal y el peso de *C. hippurus*.

8.4.2. Concentración de mercurio y selenio

El contenido de Hg en el músculo presentó intervalos de concentraciones desde 0.02 a 0.43 mg/kg (en peso húmedo). La concentración más frecuente de Hg en músculo fue de 0 a 0.1 mg/kg (28 organismos) y la probabilidad de encontrar concentraciones de Hg en el músculo <0.2 mg/kg es alta (Fig. 43a). Los niveles de Hg encontrados en el hígado fueron similares a los cuantificados en el músculo con un nivel mínimo de 0.02 y un máximo de 0.36 mg/kg, donde también es más probable encontrar concentraciones de Hg en el hígado <0.2 mg/kg (Fig. 43b). En el riñón se presentó el valor mayor de Hg (0.60 mg/kg), con mayor probabilidad de encontrar niveles de Hg en el riñón de los dorados menores a 0.2 mg/kg (Fig. 43c). Finalmente la gónada presentó concentraciones de Hg mucho menores (<0.14 mg/kg) en comparación con los demás tejidos de estudio, con probabilidad de encontrar valores de Hg <0.06 mg/kg (Fig. 43d).

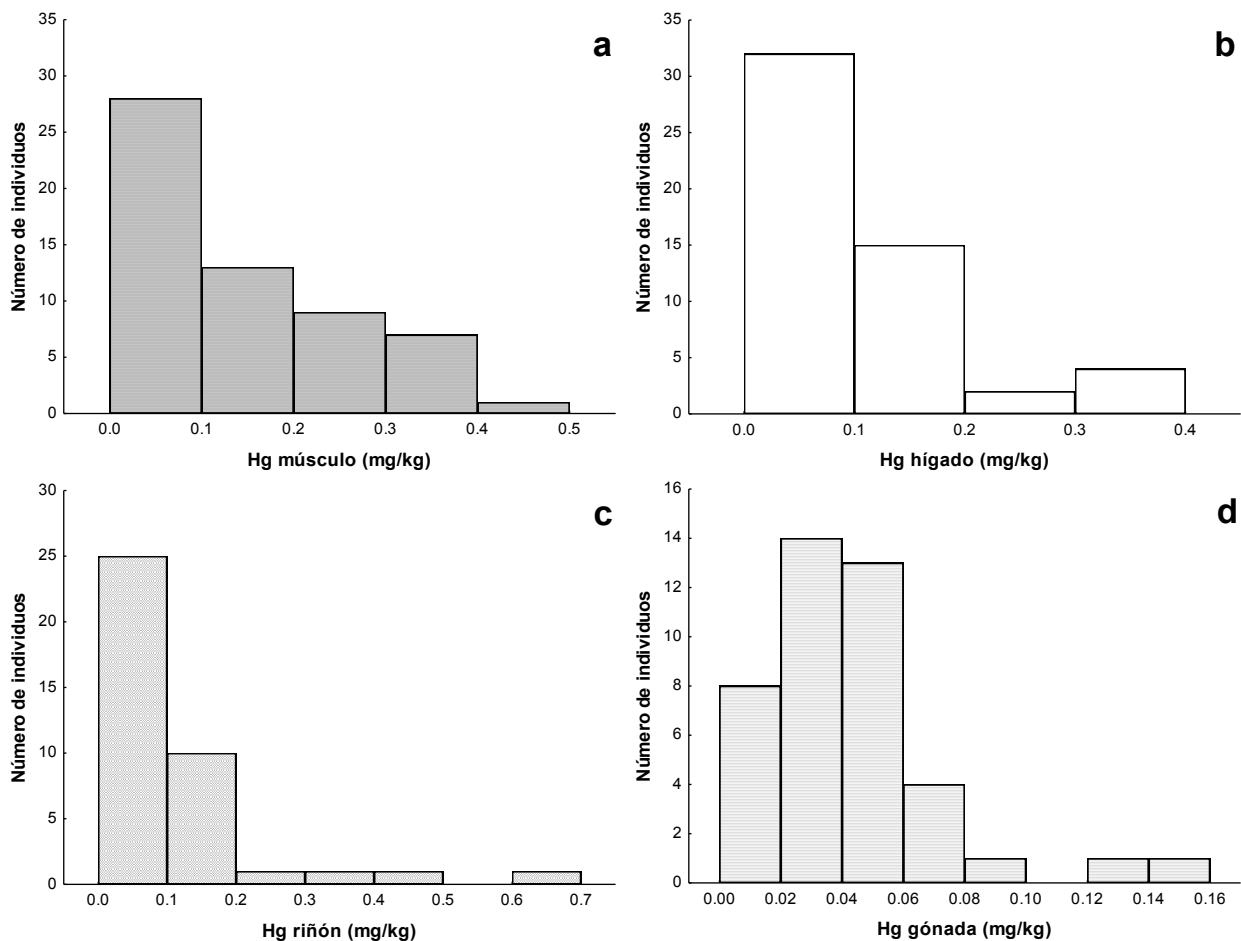


Figura 43. Histograma de frecuencias de concentración de Hg en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) gónada de *C. hippurus* (en peso húmedo).

El peso presentó correlaciones positivas y significativas ($p < 0.00001$) con respecto al Hg en el músculo ($r = 0.90$), hígado ($r = 0.90$), riñón ($r = 0.64$) y gónadas ($r = 0.72$). La LF también evidenció correlaciones positivas y significativas con los niveles de Hg en los cuatro tejidos de estudio, es decir, a medida que aumenta el peso y la talla de los organismos, las concentraciones en músculo, riñón, hígado y gónadas, tienden a aumentar (Fig. 44).

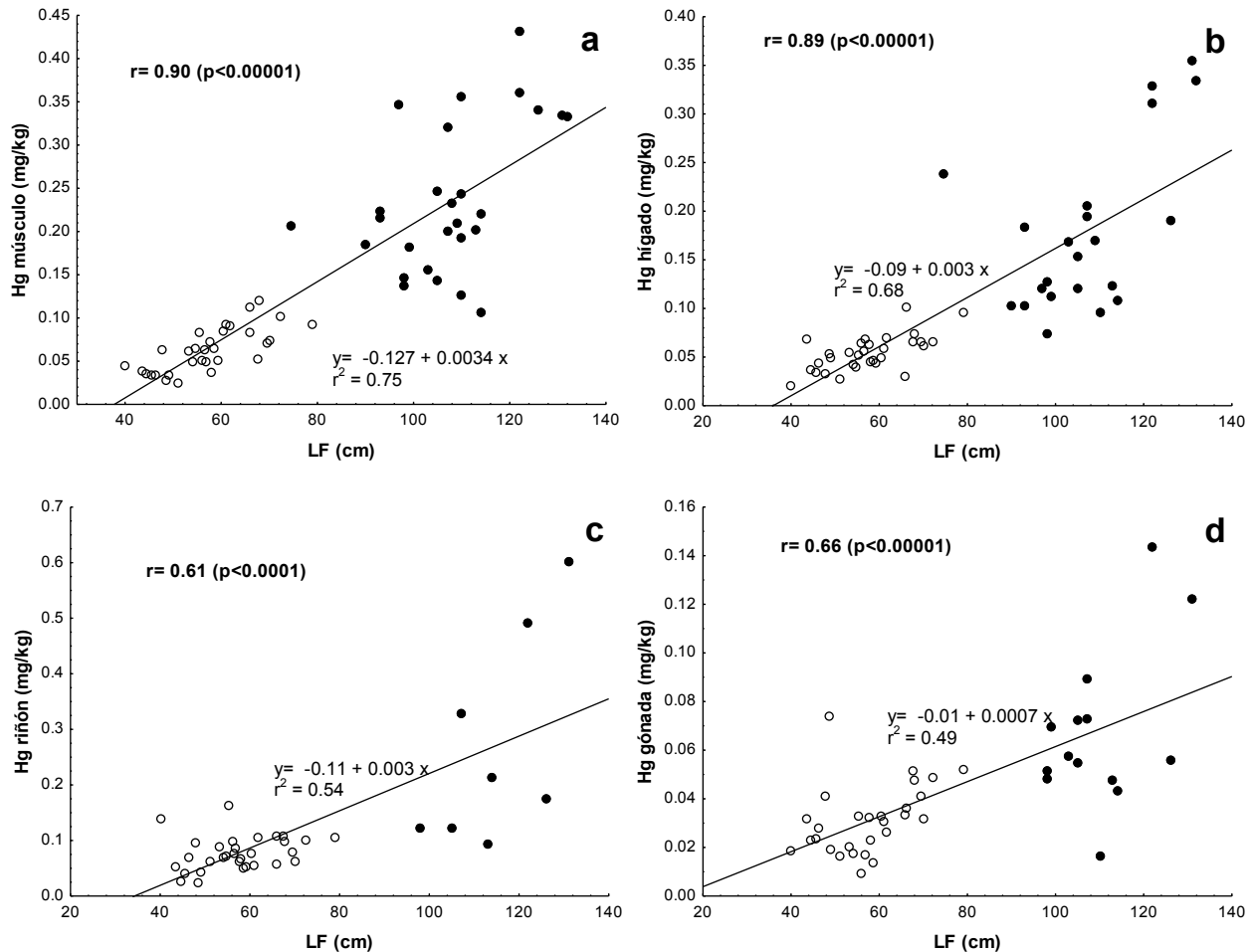


Figura 44. Correlaciones de los niveles de Hg con la longitud furcal (LF) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *C. hippurus*; $r =$ coeficiente de correlación de Spearman; círculos rellenos y en blanco, representan organismos de Mazatlán y Teacapán, respectivamente.

El Se presentó concentraciones en el músculo desde 0.33 a 0.88 mg/kg (peso seco), con un mayor número de organismos (22) con niveles de 0.60 a 0.70 mg/kg (Fig. 45a). El Se en el hígado, presentó un rango de concentración mucho mayor (1.43 – 13.04 mg/kg) que el músculo, donde el intervalo más frecuente fue de 2 a 4 mg/kg (peso húmedo; Fig. 45b). Los valores de Se en el riñón fueron muy similares a los que presentó el hígado, con un mínimo de 1.12 hasta 12.32 mg/kg (peso húmedo; Fig. 45 c). Finalmente, la gónada tuvo concentraciones de Se desde 0.77 a 5.54 mg/kg (Fig. 45d).

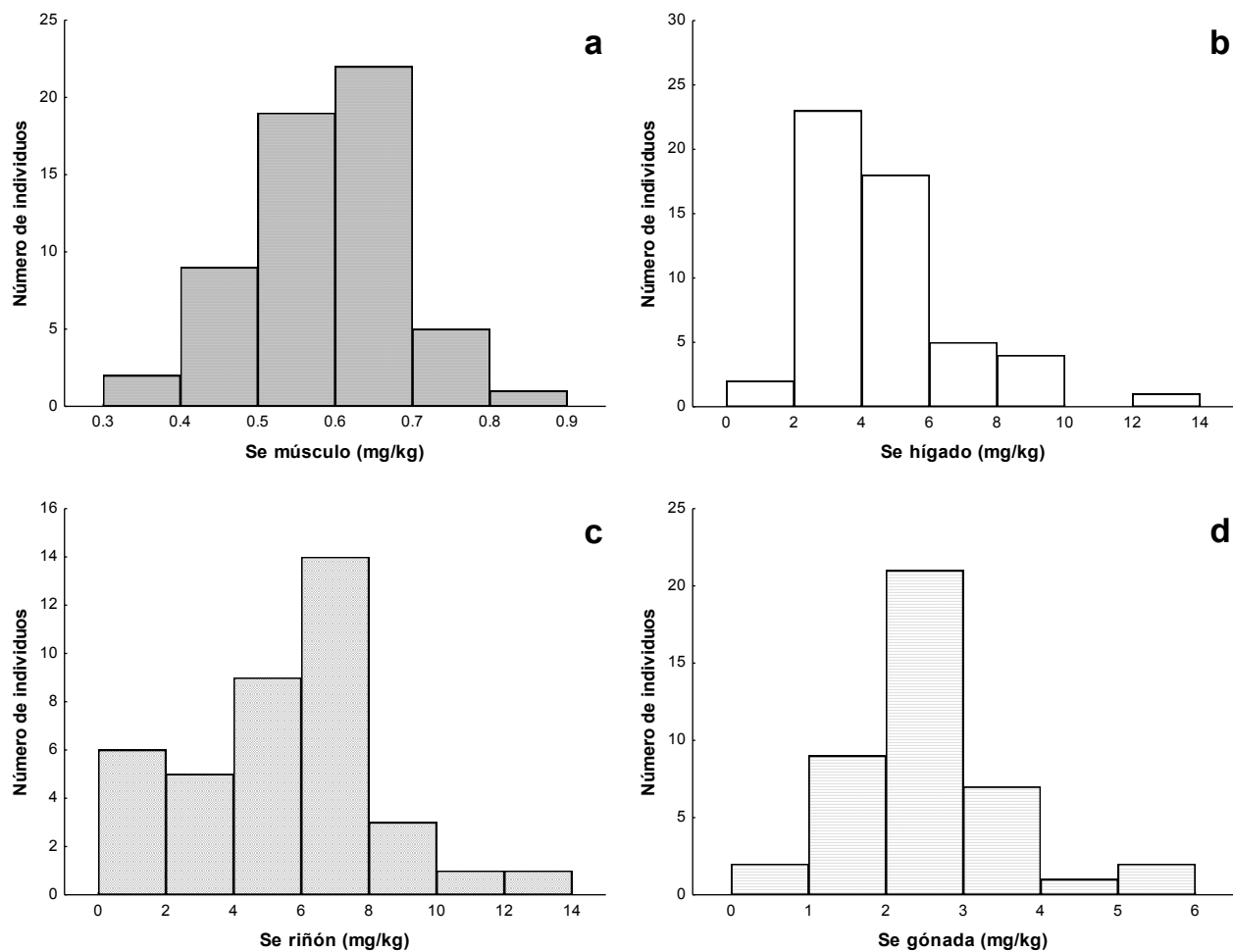


Figura 45. Histograma de frecuencias de concentración de Se en: (a) músculo; (b) hígado; (c) riñón; y (d) gónada de *C. hippurus* (en peso húmedo).

Las concentraciones de Se en el músculo, riñón y gónada no tuvieron correlación significativa ($p > 0.05$) con el peso ($r = -0.01$, $r = 0.07$ y $r = 0.24$, respectivamente), mientras que el peso tuvo una correlación positiva y significativa en el Se en el hígado ($r = 0.65$; $p < 0.00001$). El mismo patrón de correlaciones se presentó entre los cuatro tejidos de estudio y la LF (Fig. 46). Gráficamente se observa, que los niveles de Se en músculo, riñón y gónadas permanecen constantes respecto a la LF (Fig. 46 a, c y d), mientras que al incrementarse la talla, los niveles de Se en el hígado aumentan (Fig. 46 b).

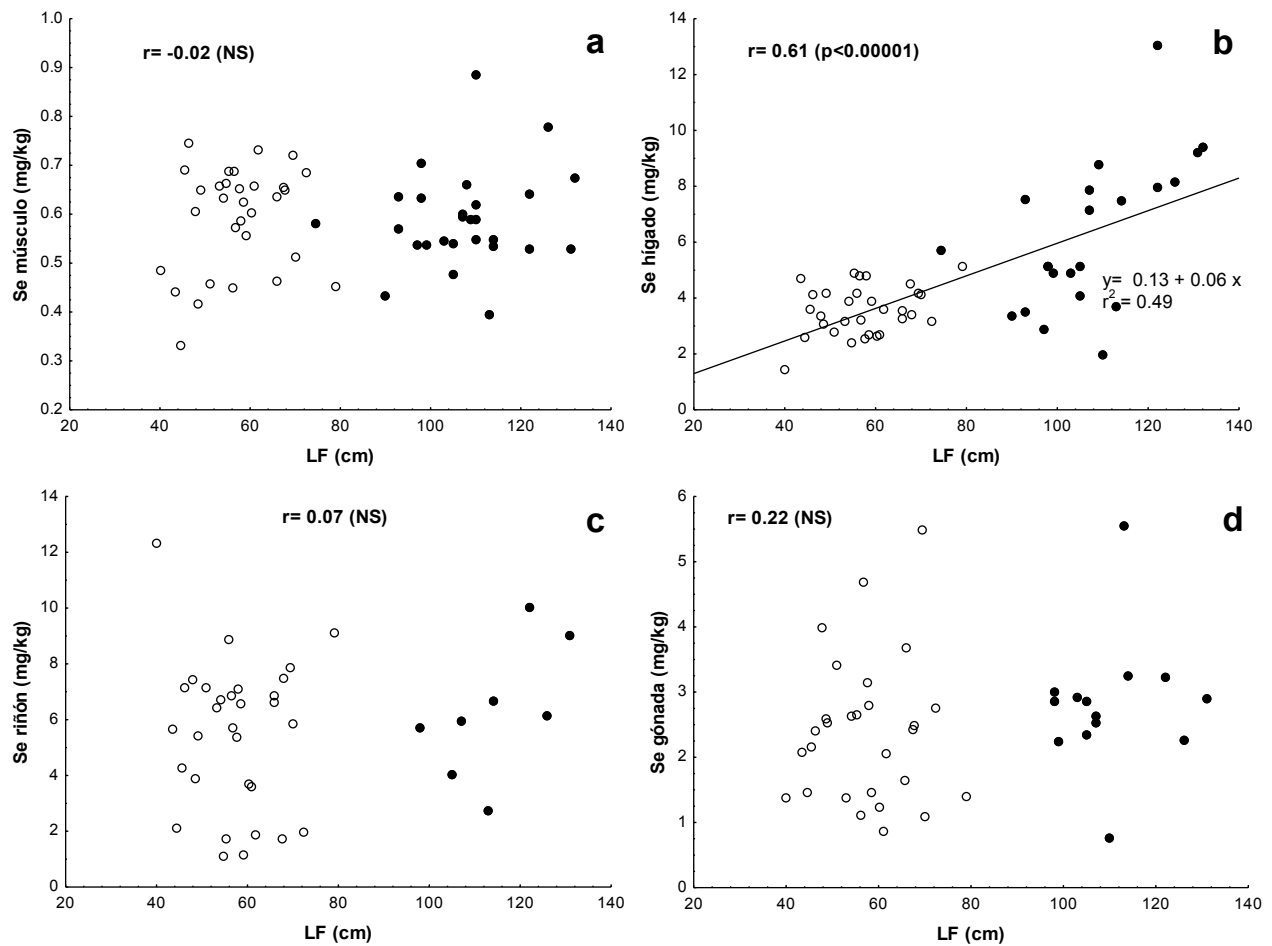


Figura 46. Correlaciones de los niveles de Se con la longitud furcal (LF) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *C. hippurus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; NS= no significativa ($p > 0.05$); círculos rellenos y en blanco, representan organismos de Mazatlán y Teacapán, respectivamente.

Se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones de Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas (Tabla 23). La tendencia indica que, al aumentar la concentración de Hg en el músculo, aumentan también los niveles de Hg en el hígado, riñón y gónada. En el caso del Se, solo se encontró una correlación significativa entre la concentración de este metaloide en el hígado y la gónada (Tabla 23). De la misma forma, se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones de Se y Hg en los tejidos de estudio (Tabla 23).

Tabla 23. Correlaciones de Spearman (r) entre las concentraciones de Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez dorado *C. hippurus*.

	Variables							
	Hg músculo	Hg hígado	Hg riñón	Hg gónada	Se músculo	Se hígado	Se riñón	Se gónada
Hg músculo	-	0.86 p<0.0001	0.71 p<0.0001	0.63 p<0.0001	NS	0.48 p<0.001	NS	NS
Hg hígado	0.86 p<0.0001	-	0.64 p<0.0001	0.71 p<0.0001	NS	0.70 p<0.0001	NS	NS
Hg riñón	0.71 p<0.0001	0.64 p<0.0001	-	0.49 p<0.0001	NS	0.52 p<0.001	NS	NS
Hg gónada	0.63 p<0.0001	0.71 p<0.0001	0.49 p<0.01	-	NS	0.63 p<0.0001	NS	0.34 p=0.03
Se músculo	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
Se hígado	0.48 p<0.001	0.70 p<0.0001	0.52 p<0.001	0.63 p<0.0001	NS	-	NS	NS
Se riñón	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS
Se gónada	NS	NS	NS	0.34 p=0.03	NS	0.28 p=0.03	NS	-

p= nivel de significancia; NS = no significativo (p>0.05)

Los promedios generales de Hg, Se y sus respectivas relaciones molares se muestran en la Tabla 24. Para cada sitio de muestreo, se presentaron diferencias significativas entre las medias por tejido de estudio. En el caso de Mazatlán, el Se promedio en el músculo fue significativamente distinto (p<0.05) que el resto de los tejidos, con el promedio más bajo de Se; en lo que respecta al Hg, la concentración promedio en la

gónada fue significativamente distinta ($p < 0.05$) y más baja que en el resto de los tejidos. Los organismos procedentes de Teacapán, presentaron diferencias entre sus medias (Tabla 24), conservando la misma tendencia y valores similares de Se. Solamente se presentó diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los niveles promedio de Se en el hígado de organismos de Mazatlán y los de Teacapán (que fueron más bajos). Los niveles de Hg de los cuatro tejidos presentaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo, con valores mucho más pequeños en los individuos de Teacapán (Tabla 24).

Tabla 24. Se y Hg (promedio \pm ES) y relaciones molares en tejidos de *C. hippurus*.

Sitio/ Tejido	n	Se (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Se (nmol/g)	Hg (nmol/g)	Relación molar	
						Se:Hg	Hg:Se
Mazatlán							
Músculo	27	0.6 \pm 0.0 ^{a,1}	0.24 \pm 0.02 ^{b,1}	7.5 \pm 0.2	1.20 \pm 0.10	7.1 \pm 0.5 ^{a,1}	0.16 \pm 0.01 ^{a,1}
Hígado	22	6.2 \pm 0.6 ^{b,1}	0.18 \pm 0.02 ^{b,1}	78.9 \pm 7.2	0.89 \pm 0.09	94.0 \pm 7.0 ^{b,1}	<0.02 ^{b,1}
Riñón	8	6.3 \pm 0.8 ^{b,1}	0.27 \pm 0.07 ^{b,1}	79.6 \pm 10.7	1.30 \pm 0.30	72.3 \pm 9.2 ^{b,1}	<0.02 ^{b,1}
Gónada	14	2.8 \pm 0.3 ^{b,1}	0.07 \pm 0.01 ^{a,1}	35.6 \pm 3.4	0.34 \pm 0.04	121.8 \pm 16.6 ^{b,1}	<0.01 ^{b,1}
Teacapán							
Músculo	31	0.6 \pm 0.0 ^{a,1}	0.06 \pm 0.00 ^{b,c,2}	7.5 \pm 0.2	0.31 \pm 0.02	27.5 \pm 2.0 ^{a,2}	<0.05 ^{a,2}
Hígado	31	3.6 \pm 0.2 ^{b,c,2}	0.05 \pm 0.00 ^{b,2}	45.2 \pm 2.0	0.27 \pm 0.02	178.7 \pm 9.9 ^{b,2}	<0.01 ^{b,2}
Riñón	31	5.5 \pm 0.5 ^{c,1}	0.08 \pm 0.00 ^{c,2}	69.4 \pm 6.1	0.39 \pm 0.03	200.7 \pm 17.5 ^{b,2}	<0.01 ^{b,2}
Gónada	28	2.4 \pm 0.2 ^{b,1}	0.03 \pm 0.00 ^{a,2}	30.3 \pm 2.7	0.16 \pm 0.01	227.2 \pm 26.4 ^{b,2}	<0.01 ^{b,2}
Total							
Músculo	58	0.6 \pm 0.0 ^a	0.14 \pm 0.01 ^b	7.5 \pm 0.2	0.72 \pm 0.07	18.0 \pm 1.7 ^a	0.10 \pm 0.01 ^a
Hígado	53	4.7 \pm 0.3 ^b	0.11 \pm 0.01 ^b	59.2 \pm 3.9	0.53 \pm 0.06	143.5 \pm 8.6 ^b	<0.01 ^b
Riñón	39	5.6 \pm 0.4 ^b	0.12 \pm 0.02 ^b	71.5 \pm 5.3	0.58 \pm 0.09	174.4 \pm 16.3 ^b	<0.02 ^b
Gónada	42	2.5 \pm 0.2 ^a	0.04 \pm 0.00 ^a	32.1 \pm 2.1	0.22 \pm 0.02	192.1 \pm 19.9 ^b	<0.01 ^b

Superíndice alfabético distinto indica que las medias presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tejidos dentro de un mismo sitio de muestreo; superíndice numérico distinto indica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias por tejido entre ambos sitios de muestreo; ES= error estándar

No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Se y Hg entre machos y hembras ($p > 0.05$), a excepción del Hg en las gónadas y el Se en el hígado, donde los promedios fueron significativamente mayores en los machos ($p < 0.05$; Fig. 47). De acuerdo a las concentraciones promedio, el Hg fue mayor en músculo>riñón>hígado>gónada, mientras que para el Se, las medias presentaron el siguiente orden: riñón>hígado>gónada>músculo.

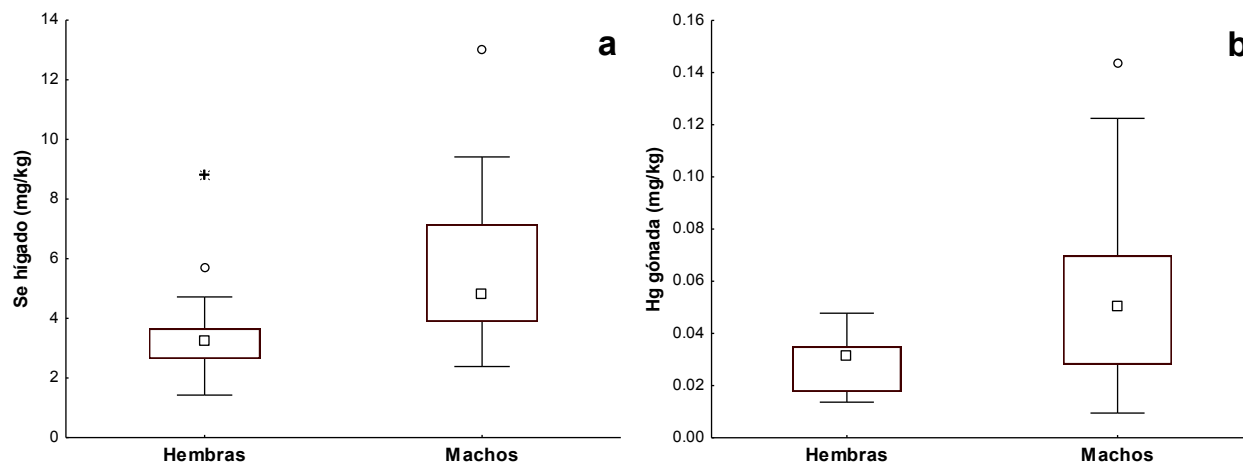


Figura 47. Diferencias entre las concentraciones ($p < 0.05$) de machos y hembras en (a) Se en hígado y (b) Hg en la gónada de *C. hippurus*.

Las relaciones molares en el músculo presentaron los niveles más bajos, tanto por sitio de muestreo, como en general (rango de 3.7 – 55.6), seguido del hígado, con valores desde 52.2 a 272.9. En el riñón las relaciones molares Se:Hg estuvieron entre 27.2 y 420.4, mientras el Se:Hg con mayores niveles se encontraron en las gónadas, tanto para el promedio general (de 57.2 a 697.6), como en cada uno de los sitios de muestreo (Tabla 24). Las relaciones molares Se:Hg presentaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) y negativas con el peso y la LF, donde gráficamente se aprecia la disminución de la relación molar a medida que los individuos aumentan su peso y talla (Fig. 48).

De manera evidente, al aumentar la concentración de Hg total en los tejidos, disminuye la relación molar de Se:Hg, esto se evidencia por las correlaciones negativas y significativas entre el Hg del músculo ($r = -0.97$), Hg en el hígado ($r = -0.84$), Hg en el riñón ($r = -0.63$), Hg en la gónada ($r = -0.62$) y sus respectivas relaciones molares Se:Hg.

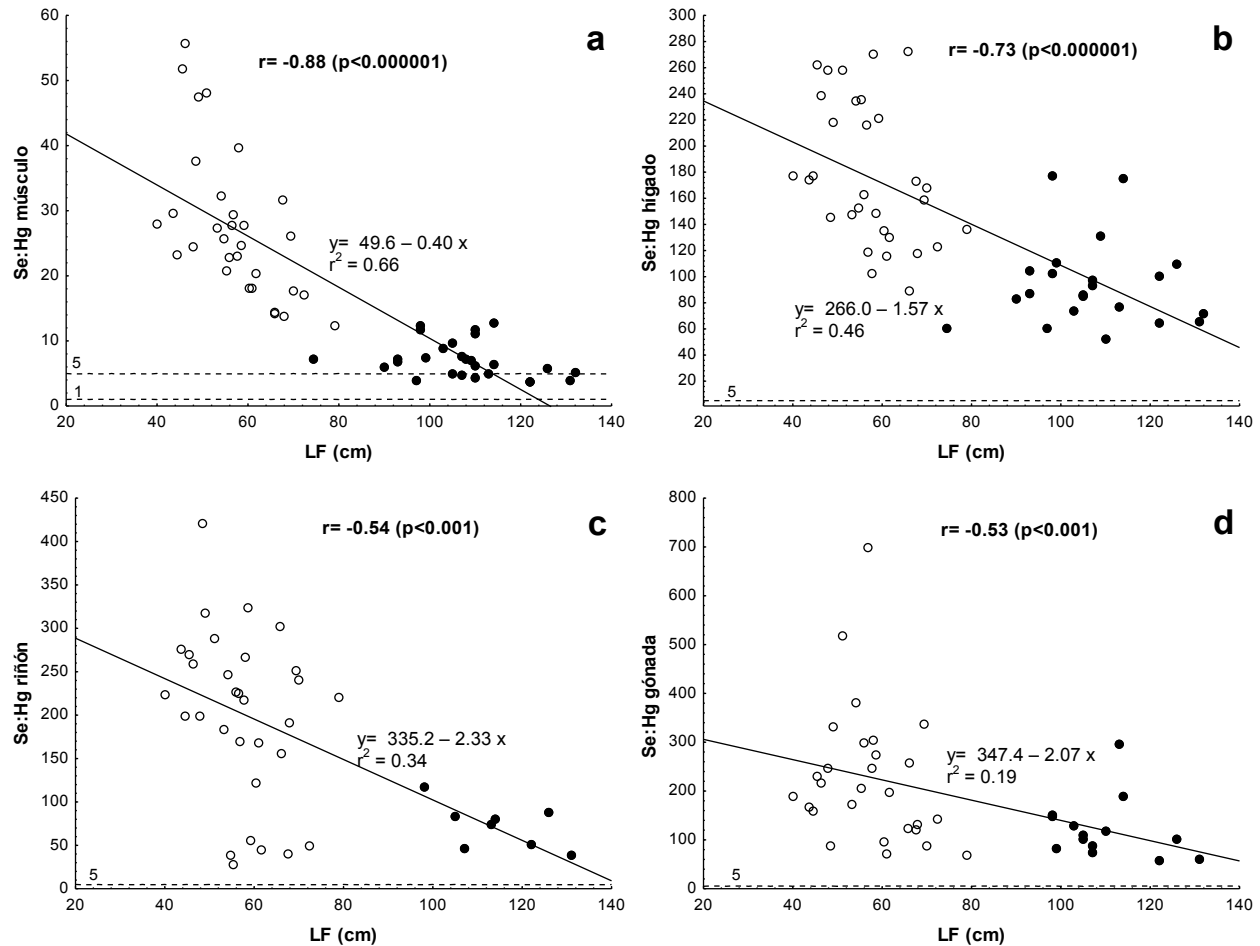


Figura 48. Correlaciones de la LF y la relación molar Se:Hg en (a) músculo, (b) hígado, (c) riñón y (d) en la gónada de *C. hippurus*; círculos rellenos y en blanco, representan organismos de Mazatlán y Teacapán, respectivamente; línea punteada representa valores de Se:Hg= 5 y 1, este último sólo en el caso del músculo.

8.4.3. Concentración de As total y As inorgánico

El contenido de As total en el músculo de los dorados tuvo un valor mínimo de 0.13 mg/kg y un máximo de 4.19 mg/kg, presentándose más frecuente el intervalo de concentración de 0 a 0.5 mg/kg con 26 organismos (Fig. 49a). El As en el hígado presentó un intervalo de concentración mayor (0.80 – 7.77 mg/kg), donde es más frecuente encontrar concentraciones de As en ese órgano de 2 a 3 mg/kg (Fig. 49b). El As en el riñón tuvo su valor máximo (4.37 mg/kg) muy parecido al máximo obtenido en el músculo, donde fue más frecuente encontrar concentraciones de As en el riñón <3.0

mg/kg (Fig. 49c). El As en la gónada registro tanto el valor mínimo de As (0.08 mg/kg), como el máximo (13.90 mg/kg), de los cuatro tejidos de estudio (Fig. 49d).

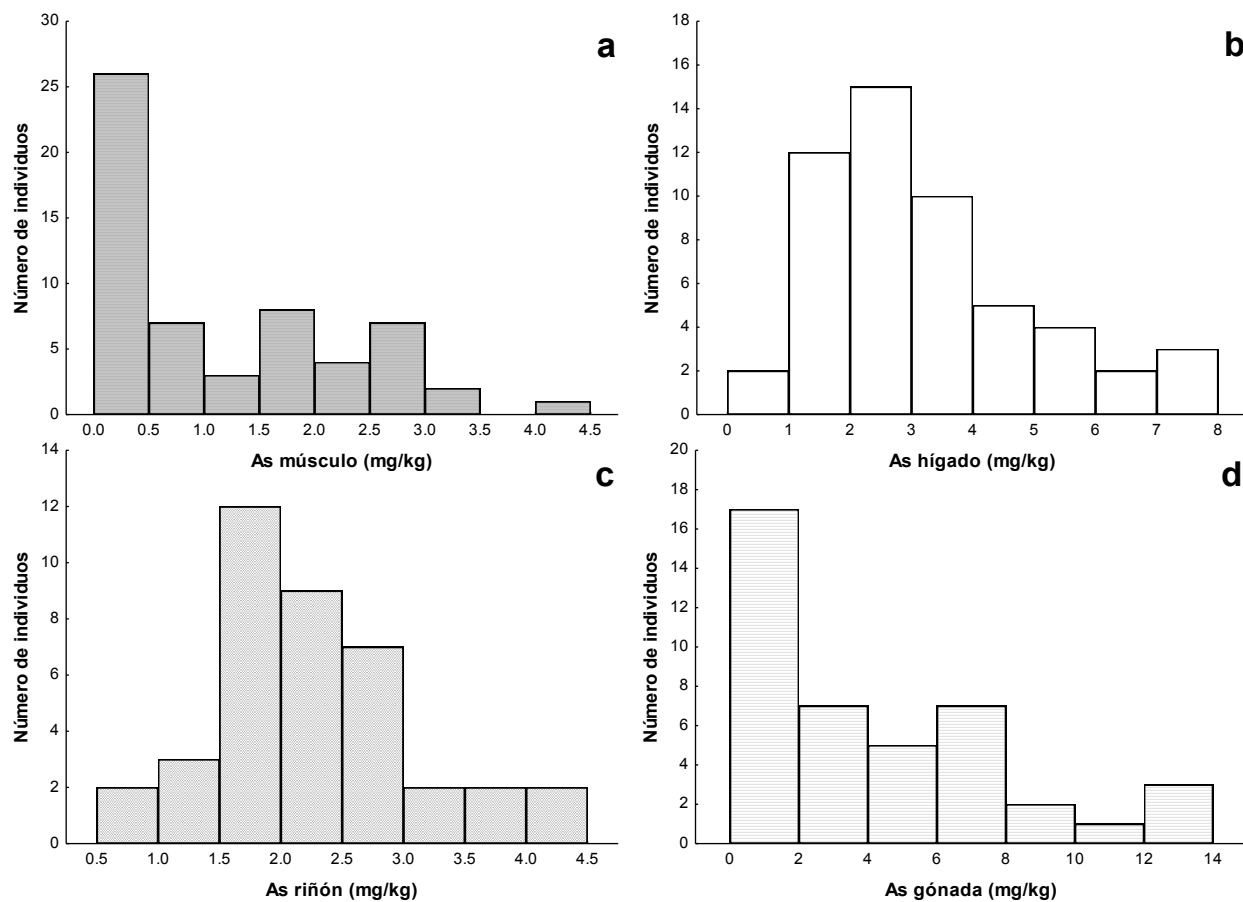


Figura 49. Histograma de frecuencias de concentración de As en: (a) músculo, (b) hígado, (c) riñón y (d) gónadas del pez dorado *C. hippurus* (peso húmedo).

El As en el músculo, en el hígado, en el riñón y en la gónada, se correlacionó de forma significativa y positiva ($r= 0.69$, $r=0.75$, $r=0.46$ y $r=0.53$, respectivamente). La LF, también presentó, al igual que el peso, asociaciones significativas y positivas en los cuatro tejidos de estudio (Fig. 50). Se observa gráficamente que, al aumentar la talla y el peso de los individuos, también aumentas los niveles de As de forma proporcional (Fig. 50).

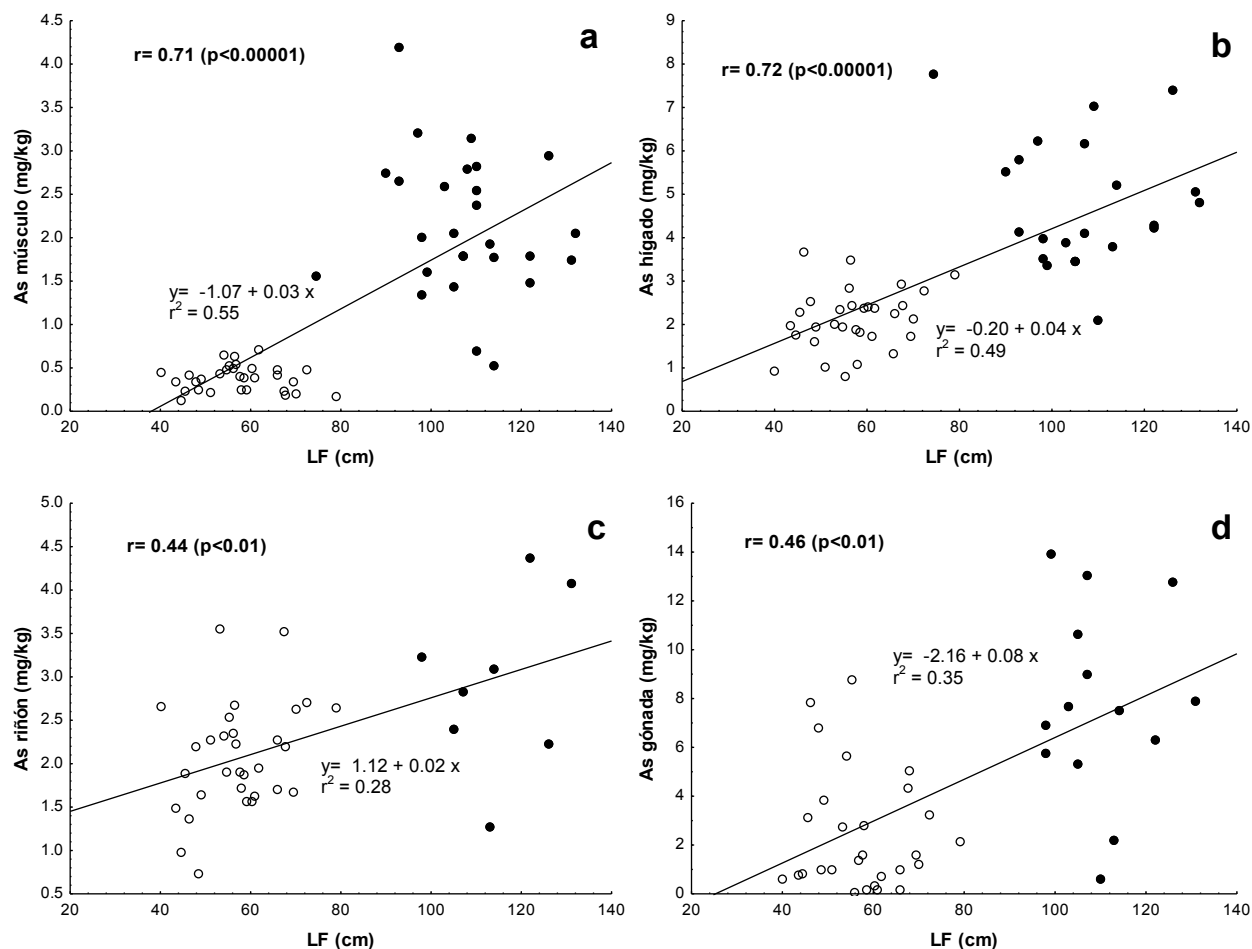


Figura 50. Correlaciones de los niveles de As con la longitud furcal (LF) en (a) músculo, (b) hígado (c) riñón y (d) gónada de *C. hippurus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; círculos rellenos y en blanco, representan organismos de Mazatlán y Teacapán, respectivamente.

El As presentó correlaciones positivas y significativas entre los cuatro tejidos de estudio ($p < 0.05$), la tendencia indica que al aumentar la concentración de As, sea en músculo, hígado, riñón o gónada, esta aumenta también en cualquiera de los otros (Tabla 25).

Tabla 25. Correlaciones de Spearman (r) de los niveles As entre los tejidos de estudio.

	Músculo	Hígado	Riñón	Gónada
Músculo	-	0.73 ($p < 0.00001$)	0.38 ($p = 0.02$)	0.44 ($p < 0.01$)
Hígado	0.73 ($p < 0.00001$)	-	0.44 ($p < 0.01$)	0.66 ($p < 0.00001$)
Riñón	0.38 ($p = 0.02$)	0.44 ($p < 0.01$)	-	0.42 ($p = 0.01$)
Gónada	0.44 ($p < 0.01$)	0.66 ($p < 0.00001$)	0.42 ($p = 0.01$)	-

p = nivel de significancia

Se encontraron diferencias significativas en las concentraciones medias de As en el riñón y el As en la gónada ($p < 0.05$) sobre el total, entre machos y hembras, con niveles mayores en los machos (Fig. 51).

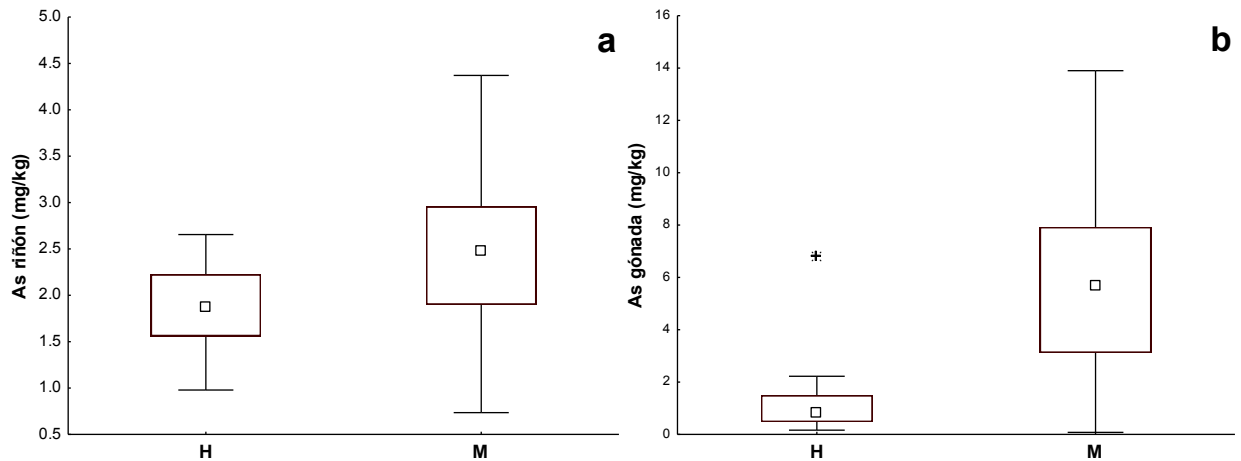


Figura 51. Diferencias entre las concentraciones ($p < 0.05$) de machos y hembras en (a) As en riñón y (b) As en la gónada de *C. hippurus*.

Las concentración promedio de As en músculo, presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) con respecto a los otros tres tejidos de estudio, siendo el promedio más bajo para este elemento (Tabla 26). Si analizamos cada uno de los sitios de muestreos, los niveles de As encontrado en los tejidos del pez dorado de la zona aledaña a Mazatlán, fueron significativamente distintos ($p < 0.05$) entre sí. También se encontró una diferencia significativa en el contenido de As en la gónada por sexo (machos > hembras) en el sitio de Mazatlán. En lo que respecta a Teacapán, el As en el músculo fue significativamente menor ($p < 0.05$) que el cuantificado en los otros tres tejidos de estudio, también se presentó una concentración significativamente ($p < 0.05$) mayor en la gónada de los machos, con respecto a las hembras (Tabla 26).

Se presentaron diferencias significativas entre el As encontrado por cada tejido entre los dos sitios de muestreo ($p < 0.05$; Tabla 26), es decir, todas los valores de As son mayores en los peces dorados capturados en la zona adyacente a Mazatlán que los organismos provenientes de Teacapán.

Tabla 26. Concentración total promedio de As (\pm ES; mg/kg, peso húmedo) en tejidos y sitios de muestreo de *C. hippurus*.

Tejido/Sitio	n	Promedio	Machos	Hembras
Total				
Músculo	58	1.20 \pm 0.14 ^a	1.28 \pm 0.17 ¹ (38)	1.04 \pm 0.24 ¹ (20)
Hígado	53	3.23 \pm 0.23 ^b	3.41 \pm 0.26 ¹ (33)	2.93 \pm 0.45 ¹ (20)
Riñón	39	2.25 \pm 0.13 ^b	2.51 \pm 0.17 ¹ (24)	1.85 \pm 0.11 ² (15)
Gónada	42	4.25 \pm 0.60 ^b	6.10 \pm 0.74 ¹ (26)	1.25 \pm 0.40 ² (16)
Mazatlán				
Músculo	27	2.13 \pm 0.15 ^a	2.02 \pm 0.18 ¹ (21)	2.52 \pm 0.27 ¹ (6)
Hígado	22	4.79 \pm 0.31 ^{b,c}	4.55 \pm 0.28 ¹ (16)	5.41 \pm 0.87 ¹ (6)
Riñón	8	2.94 \pm 0.35 ^{a,b}	3.17 \pm 0.30 ¹ (7)	1.28 ² (1)
Gónada	14	7.83 \pm 1.04 ^c	8.90 \pm 0.86 ¹ (12)	1.42 \pm 0.80 ² (2)
Teacapán				
Músculo	31	0.38 \pm 0.03 ^a	0.37 \pm 0.04 ¹ (17)	0.40 \pm 0.04 ¹ (14)
Hígado	31	2.13 \pm 0.13 ^b	2.34 \pm 0.19 ¹ (17)	1.87 \pm 0.14 ¹ (14)
Riñón	31	2.08 \pm 0.11 ^b	2.23 \pm 0.18 ¹ (17)	1.89 \pm 0.11 ¹ (14)
Gónada	28	2.46 \pm 0.46 ^b	3.70 \pm 0.67 ¹ (14)	1.23 \pm 0.45 ² (14)

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p < 0.05$) diferentes entre tejidos; superíndice numérico distinto indica que las medias son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sexos; ES = Error estándar; número en paréntesis = número de individuos

Se determinó la concentración de As inorgánico (As_i) en 27 muestras de músculo y 22 de gónada de dorado, con valores del orden de ng/kg (peso seco). Se eligieron los individuos tomando en cuenta los niveles de concentración de As total encontrado, así como la disponibilidad de muestra para poder realizar la determinación analítica con su respectivo duplicado. Los valores individuales se muestran en la Tabla 27.

La concentración de As_i en el músculo fue muy baja con respecto al As total, y están dadas por un orden de magnitud menor (μ g/kg, base peso húmedo). La concentración más baja de As inorgánico en músculo fue de cero y la más alta de 20.80 μ g/kg. El promedio de As_i fue de 3.45 \pm 0.83 μ g/kg. El porcentaje máximo alcanzado de As inorgánico respecto al As total fue de 2.62, mientras que el menor fue 0%. En lo que respecta a las gónadas, el As_i más bajo fue de 4.74 μ g/kg y el de mayor concentración alcanzó los 48.16 μ g/kg, con un promedio de 16.75 \pm 2.03 μ g/kg (peso húmedo). El porcentaje máximo de As_i con respecto al As total fue de 1.13 (Tabla 27).

Tabla 27. Niveles individuales de As total e inorgánico en músculo y gónada de pez dorado ($\mu\text{g}/\text{kg}\pm\text{ES}$; peso húmedo) y porcentaje de As inorgánico

Individuos	Músculo			Gónada		
	AsT x 10^3	As _i	% As _i	AsT x 10^3	As _i	% As _i
1	2.82±0.02	20.80±1.93	0.74	-	-	-
2	0.53±0.01	3.21±0.76	0.61	-	-	-
3	2.54±0.01	3.81±0.62	0.15	0.62±0.16	5.46±0.50	0.89
4	2.80±0.06	6.99±0.65	0.25	-	-	-
5	1.60±0.02	3.67±0.02	0.23	13.90±0.14	12.87±1.96	0.09
6	1.79±0.01	3.99±0.53	0.22	8.99±0.14	18.81±0.94	0.21
7	2.01±0.02	3.19±0.56	0.16	-	-	-
8	-	-	-	5.35±0.10	19.40±0.84	0.36
0	0.65±0.05	6.28±0.32	0.97	5.63±0.05	14.25±0.67	0.25
10	0.23±0.02	6.16±0.15	2.62	-	-	-
11	0.49±0.02	1.04±0.27	0.21	0.36±0.00	14.00±0.15	3.89
12	0.44±0.04	0.48±0.48	0.06	2.74±0.22	26.69±2.32	0.97
13	-	-	-	0.16±0.04	9.17±0.25	5.66
14	0.17±0.00	0.00±0.00	0.00	2.12±0.10	20.50±1.16	0.97
15	-	-	-	0.19±0.06	12.38±1.16	6.62
16	0.19±0.02	0.02±0.02	0.00	5.03±0.13	16.83±3.97	0.33
17	0.49±0.02	0.47±0.47	0.08	3.25±0.47	28.12±1.77	0.86
18	-	-	-	0.72±0.21	8.39±0.67	1.16
19	0.24±0.04	0.42±0.42	0.10	4.32±0.46	23.59±0.77	0.55
20	0.53±0.03	0.00±0.00	0.00	8.79±0.10	21.09±0.94	0.24
21	0.24±0.02	0.08±0.08	0.00	2.80±0.15	19.72±1.54	0.07
22	0.13±0.00	0.17±0.17	0.00	-	-	-
23	0.45±0.08	0.10±0.10	0.00	7.86±0.33	48.16±0.08	0.61
24	4.19±0.16	0.00±0.00	0.00	-	-	-
25	3.21±0.01	2.60±0.26	0.08	-	-	-
26	3.14±0.08	2.52±0.25	0.08	-	-	-
27	2.94±0.02	4.23±0.81	0.14	12.77±1.16	9.45±1.57	0.07
24	1.43±0.01	8.54±0.46	0.60	10.64±0.38	13.38±1.35	0.13
25	1.77±0.12	3.60±0.31	0.20	7.49±0.38	8.83±1.38	0.12
26	1.79±0.04	7.55±1.05	0.42	13.05±0.16	12.57±1.26	0.10
27	1.74±0.11	3.30±1.83	0.19	7.92±1.59	4.74±0.20	0.06

ES= error estándar; - no analizado para el mismo individuo

Los niveles de As_i en el músculo presentaron correlaciones positivas y significativas con el peso ($p<0.05$, $r=0.50$) y la LF ($p<0.05$; Fig. 52a), en cambio en la gónada la correlación fue negativa y significativa con el peso ($p<0.05$, $r= -0.49$) y la LF (Fig. 52b). Esto indica que, los niveles de As inorgánico en el músculo aumentan al incrementarse

la talla y el peso, y lo contrario sucede con el As_i en la gónada, donde este tiende a disminuir conforme los organismos ganan peso y talla.

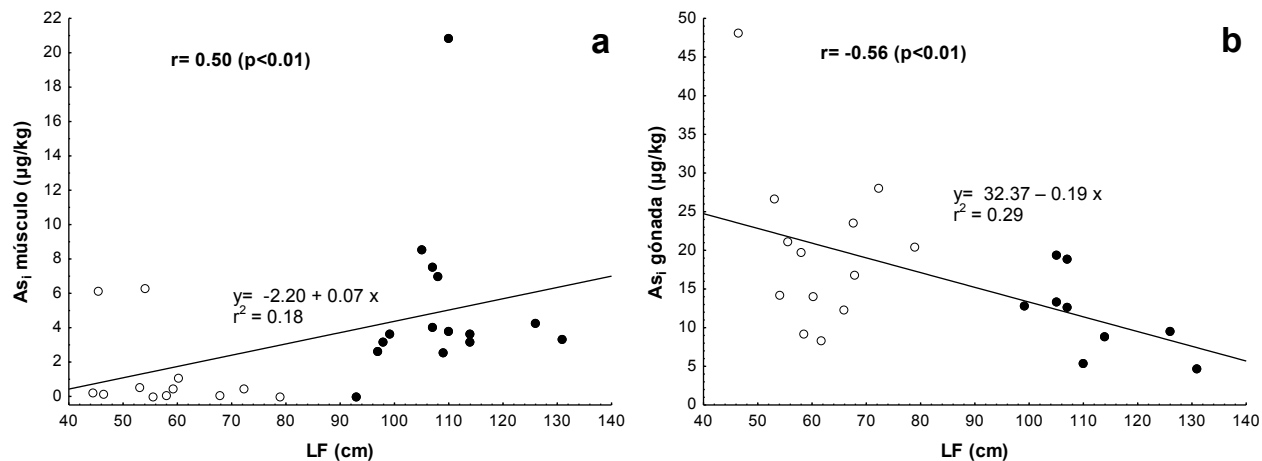


Figura 52. Correlaciones de los niveles de As inorgánico con la longitud furcal (LF) en (a) músculo y (b) gónada de *C. hippurus*; r = coeficiente de correlación de Spearman; círculos rellenos y en blanco, representan organismos de Mazatlán y Teacapán, respectivamente.

8.4.4. Relación entre elementos

Se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones de Hg, As, As_i y Se en los tejidos de estudio de *C. hippurus* (Tabla 28). El As en el músculo y el As en el hígado presentaron correlaciones positivas y significativas ($p < 0.05$) con el Hg de los 4 tejidos de estudios y en ambos casos, se correlacionaron con el Se en el hígado.

El As_i en el músculo y en la gónada se correlacionaron con el Hg en el músculo positiva y negativamente, respectivamente ($p < 0.05$; Tabla 28); el As en el riñón presentó correlaciones positivas y significativas con el Hg en el músculo, hígado y riñón y con el Se en hígado y en el riñón. Finalmente, el As en la gónada se asoció positivamente con el Hg en el músculo, en el riñón y en la gónada y el Se en el hígado y en la gónada (Tabla 28).

Tabla 28. Correlaciones de Spearman (r) entre las concentraciones de As, As_i, Se y Hg en el músculo, hígado, riñón y gónadas del pez dorado *C. hippurus*; NS = no significativa.

	Variables							
	Hg músculo	Hg hígado	Hg riñón	Hg gónada	Se músculo	Se hígado	Se riñón	Se gónada
As músculo	0.80 p<0.00001	0.71 p<0.00001	0.63 p<0.00001	0.38 P<0.05	NS	0.40 P<0.01	NS	NS
As _i músculo	0.43 P<0.05	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
As hígado	0.73 p<0.00001	0.80 p<0.00001	0.60 p<0.00001	0.63 P<0.0001	NS	0.65 p<0.00001	NS	NS
As riñón	0.46 P<0.01	0.41 p<0.01	0.75 p<0.00001	NS	NS	0.45 p<0.01	0.32 p<0.05	NS
As gónada	0.45 P<0.01	NS	0.53 P<0.001	0.64 P<0.0001	NS	0.70 p<0.00001	NS	0.41 p<0.01
As _i gónada	-0.59 P<0.01	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

8.4.5. Aporte de Hg, Se y As a partir de la dieta

De un total de 58 organismos de los dos sitios de muestreo, 21 estómagos presentaron alimento, es decir, más del 63% de los estómagos se encontraron vacíos, esto fue más evidente en los dorados que provenían de la pesca artesanal. El espectro trófico se integró de 20 especies presa (4 cefalópodos, 2 crustáceos y 14 peces; Tabla 29). De acuerdo al índice de importancia relativa (IIR), el pez dorado se alimentó principalmente del pez *B. polylepis* (41.70%), seguido del crustáceo *E. dovii* con 15.71% de IIR y el cefalópodo *Argonauta* spp. (9.74%) y los peces *C. equiselis* y *Auxis* spp., con 6.08 y 4.21% de IIR, respectivamente.

Las concentraciones de los tres elementos en las especie presa presentaron mucha variación y en algunos casos no fueron muy distintos a los obtenidos en los tejidos de *C. hippurus*, esto en comparación con *S. lewini* e *I. platypterus* con respecto a sus presas (Tabla 29). El intervalo de niveles de Se para las presas del dorado estuvo entre 0.18 y 4.37 mg/kg. La concentración más alta de Se se encontró en el pez *O. refulgens* (4.37±0.17 mg/kg), que fue por varios órdenes de magnitud mayor al promedio de Se en

el músculo de *C. hippurus* y que no representa ni el 3% en IIR en la dieta. Los niveles de Hg en las presas fueron muy similares a los obtenidos en los tejidos de los dorados de Teacapán, pero menores a los cuantificados de los organismos de Mazatlán (pesca deportiva), donde la mayor concentración se presentó en peces de la familia Nomeidae (0.10 mg/kg), que representan muy ligera importancia relativa en su dieta (<1% IIR). El caso del As fue distinto, el intervalo de concentraciones en las presas fue ligeramente menor al obtenido en los tejidos de *C. hippurus*, donde el nivel más alto se presentó en la familia Nomeidae (1.57 mg/kg) coincidiendo con el Hg.

La presa que representó una mayor importancia relativa en la dieta (*B. polylepis*) tuvo concentraciones de Hg, Se y As muy pequeñas (<0.40 mg/kg), seguida de *E. dovii*, con niveles de estos tres elementos <0.30 mg/kg).

Tabla 29. Organismos que componen la dieta de *C. hippurus* de acuerdo a los contenidos estomacales y niveles de Se, Hg y As (promedio±ES; mg/kg, peso húmedo)

Especie	% N	% P	% FA	IRI	% IRI	n	Se	Hg	As
Cefalópodos									
OMMASTREPHIDAE									
<i>Dosidicus gigas</i>	1.20	16.32	9.52	22.70	0.77	2	0.35±0.04	0.02±0.00	0.03±0.00
<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i>	0.60	4.85	4.76	25.93	0.87	1	0.23±0.15	0.04±0.00	0.13±0.00
ARGONAUTIDAE									
<i>Argonauta</i> spp	19.76	0.46	14.29	288.86	9.74	33	0.84±0.08	0.05±0.02	1.27±0.36
ENOLETEUTHIDAE									
<i>Histioteuthis dofleini</i>	0.60	17.35	4.76	85.49	2.88	1	0.18±0.04	0.04±0.00	0.21±0.01
Crustáceos									
SQUILLIDAE									
	0.60	0.03	4.76	2.99	0.10	1	1.06±0.02	0.02±0.00	1.40±0.06
PORTUNIDAE									
<i>Euphyllax dovii</i>	29.34	3.28	14.29	466.01	15.71	49	0.33±0.01	0.01±0.00	0.10±0.03
Peces									
HEMIRAMPHIDAE									
<i>Hemiramphus saltator</i>	1.80	9.66	9.52	109.09	3.68	3	0.43±0.18	0.03±0.00	0.42±0.22
SYNGNATHIDAE									
<i>Hippocampus ingens</i>	0.60	0.37	4.76	4.60	0.16	1	0.76±0.11	0.02±0.00	0.47±0.06
CARANGIDAE									
<i>Caranx</i> spp	7.19	0.46	9.52	72.77	2.45	12	0.81±0.05	0.03±0.00	1.18±0.24
<i>Decapterus</i> spp	1.20	0.36	4.76	7.42	0.25	2	0.50±0.04	0.02±0.00	0.53±0.02
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.60	0.65	4.76	5.93	0.20	1	0.41±0.03	0.08±0.00	0.79±0.02
<i>Oligoplites refulgens</i>	2.40	3.14	14.29	79.08	2.67	4	4.37±0.17	0.05±0.02	1.33±0.10
CORYPHAENIDAE									
<i>Coryphaena equiselis</i>	1.20	17.75	9.52	180.42	6.08	2	0.56±0.02	0.02±0.00	0.04±0.01
MUGILIDAE									
<i>Mugil cephalus</i>	1.20	8.51	9.52	92.41	3.12	2	0.28±0.10	0.04±0.01	0.28±0.10
SCOMBRIDAE									
<i>Auxis</i> spp	0.60	25.06	4.76	122.18	4.21	1	0.35±0.19	0.06±0.00	0.23±0.04
NOMEIDAE									
	1.20	0.06	4.76	5.99	0.20	2	1.08±0.13	0.10±0.00	1.57±0.10
BALISTIDAE									
<i>Balistes polylepis</i>	20.36	3.25	52.38	1236.53	41.70	34	0.35±0.06	0.02±0.00	0.39±0.12
TETRAODONTIDAE									
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	2.40	1.49	9.52	37.02	1.25	4	0.18±0.11	0.02±0.01	0.06±0.05
DIODONTIDAE									
<i>Diodon holocanthus</i>	5.99	1.97	14.29	113.70	3.83	10	0.25±0.07	0.02±0.00	0.09±0.02

Es= error estándar; n= número de organismos presa; letras en negrita representan la presa más importante en la dieta de *C. hippurus* de acuerdo al IIR.

8.4.6. Biomagnificación

Para calcular los factores de biomagnificación (FB) en el pez dorado se separaron los organismos de cada sitio de muestreo, esto debido a las diferencias que existen de talla y peso entre ambos. Los organismos obtenidos por medio de pesca deportiva presentaron $FB > 1$ en todos los casos y en los 3 elementos y prácticamente la variación fue nula, es decir, no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) sin importar que elemento y ecuación se utilizó (Tabla 30). En cambio, los FB de los dorados de pesca artesanal (menor tamaño) fueron < 1 en todos los casos.

Tabla 30. Factores de biomagnificación individuales y por especie presa de Hg, Se y As para *C. hippurus*, para cada uno de los sitios de muestreo.

FB	Elementos					
	Hg		Se		As	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Mazatlán						
Individual						
FB _{total}	3.3 – 22.9	9.7±1.4	0.4 – 3.7	1.7±0.3	0.7 – 90.4	19.4±5.7
FB _{músculo}	3.3 – 22.9	9.6±1.4	0.3 – 3.5	1.6±0.2	0.7 – 90.1	19.0±5.7
Por presa						
FB _{total}	1.8 – 15.3	7.8±0.9	0.4 – 2.6	1.3±0.2	1.0 – 45.8	11.6±2.9
FB _{músculo}	1.8 – 15.3	7.8±0.9	0.4 – 2.4	1.2±0.2	1.0 – 44.5	11.3±2.9
Teacapán						
Individual						
FB _{total}	0.4 – 1.2	0.9±0.02	0.1 – 0.9	0.3±0.2	0.2 – 0.4	0.3±0.0
FB _{músculo}	0.4 – 1.2	0.9±0.02	0.1 – 0.8	0.3±0.2	0.2 – 0.4	0.3±0.1
Por presa						
FB _{total}	0.6 – 0.9	0.7±0.2	0.1 – 1.2	0.7±0.6	0.2 – 0.4	0.3±0.1
FB _{músculo}	0.6 – 0.9	0.7±0.2	0.1 – 1.0	0.5±0.4	0.1 – 0.3	0.2±0.0

Por lo tanto, los FB de los peces dorado obtenidos en Mazatlán fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) que los de Teacapán, ya sea calculado de forma individual o por presa.

8.4.7. Riesgos a la salud

El Valor Benéfico a la Salud de Se en el músculo y las gónadas del pez dorado, fue muy elevado, recordemos que el Se-HBV es un indicador para describir e integrar los beneficios nutricionales específicos que el Se aporta a la dieta, con relación a los riesgos por exposición al Hg por el consumo de algunos tipos de mariscos, ya que algunos de estos alimentos proveen más Se que Hg y por consiguiente protegen de la toxicidad del Hg y dan beneficios directos a la salud. Para el músculo los valores de Se-HBV estuvieron en un rango de 24.6 a 524.8, con un promedio de 136.2 ± 14.2 (Fig. 53a), mientras que los resultados en el caso de la gónada fueron muy superiores, presentándose intervalos de 782 a 41,494 unidades (promedio 7005 ± 1195 ; Fig. 53b), con una gran variabilidad entre cada individuo. Todos los resultados de este parámetro fueron positivos.

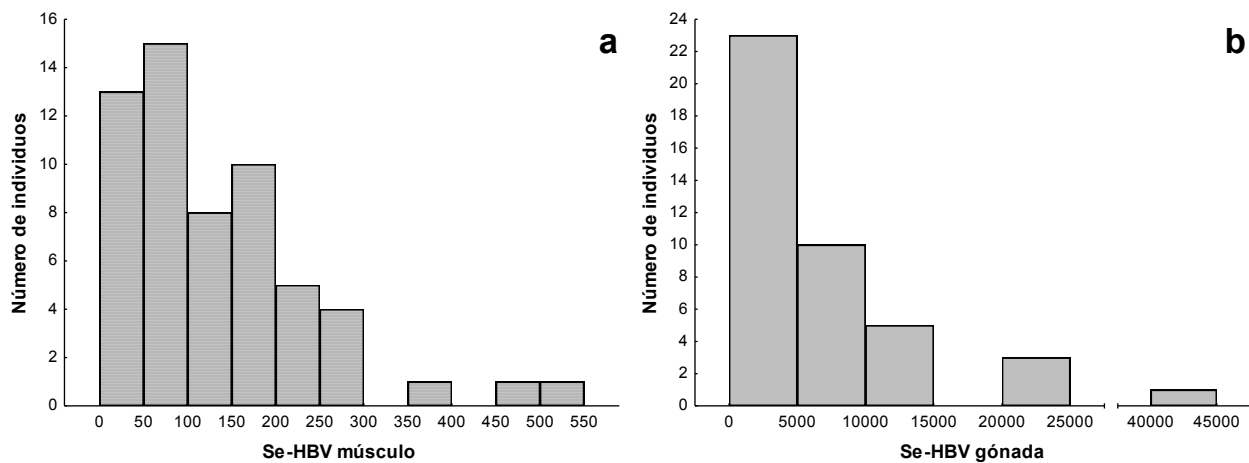


Figura 53. Distribución de frecuencias de valores individuales de Se-HBV en (a) músculo y (b) gónada de *C. hippurus*.

Ahora, tomando en cuenta el valor de consumo de productos de la pesca usados para las otras dos especies (FAO=29.3 g/día y CONAPESCA=25.8 g/día), se calculó el HQ, RCC y el HI, para cada uno de los elementos de estudio (Hg, Se y As_i). De la misma forma que en los casos anteriores para el tiburón y el pez vela, se asumió que el Hg es igual al promedio general del total de los individuos por tejido de estudio, es decir, aquí no se hizo diferencia entre sitios de muestreo. Los valores promedio utilizados en cada

caso para el músculo fueron: Hg =0.14 mg/kg; Se=0.59 mg/kg; As_i=0.003 mg/kg; y para la gónada Hg=0.04 mg/kg; Se=2.53 mg/kg; As_i=0.02 mg/kg. Los valores de HQ, RCC y HI por consumo diario de músculo y gónada de pez vela por rango de peso de la población se muestran en las Tablas 31 y 32.

Tabla 31. Factores de riesgo de acuerdo al consumo según la FAO* y CONAPESCA⁺ a distintos pesos de la población expuesta con respecto al músculo de *C. hippurus*.

Peso (kg)	FAO* (29.3 g/día)					CONAPESCA ⁺ (25.8 g/día)				
	HQ			RCC		HQ			RCC	
	Hg	Se	As _i	As _i	HI	Hg	Se	As _i	As _i	HI
10	4.2	0.35	0.03	1.5x10 ⁻⁵	4.6	3.7	0.30	0.03	1.3x10 ⁻⁵	4.0
20	2.1	0.17	0.02	7.6x10 ⁻⁶	2.3	1.9	0.15	0.01	6.7x10 ⁻⁶	2.0
30	1.4	0.12	0.01	5.1x10 ⁻⁶	1.5	1.2	0.10	0.01	4.4x10 ⁻⁶	1.3
40	1.1	0.09	0.01	3.8x10 ⁻⁶	1.2	0.9	0.08	0.01	3.3x10 ⁻⁶	1.0
50	0.8	0.04	0.01	3.0x10 ⁻⁶	0.9	0.7	0.06	0.01	2.7x10 ⁻⁶	0.8
60	0.7	0.06	0.01	2.5x10 ⁻⁶	0.8	0.6	0.05	0.00	2.2x10 ⁻⁶	0.7
70	0.6	0.05	0.00	2.2x10 ⁻⁶	0.7	0.5	0.04	0.00	1.9x10 ⁻⁶	0.6
80	0.5	0.04	0.00	1.9x10 ⁻⁶	0.6	0.5	0.04	0.00	1.7x10 ⁻⁶	0.5
90	0.5	0.04	0.00	1.7x10 ⁻⁶	0.5	0.4	0.03	0.00	1.5x10 ⁻⁶	0.4
100	0.4	0.03	0.00	1.5x10 ⁻⁶	0.4	0.4	0.03	0.00	1.3x10 ⁻⁶	0.4

*FAO (2015); ⁺CONAPESCA (2015a; 2015b)

La población vulnerable a sufrir efectos adversos a la salud si consume una ración de 29.3 y 25.8 g/día de músculo de dorado es la de 10 a 40 kg de peso (HQ>1; Tabla 31) por parte del Hg, en cambio, esta dosis no representa ningún peligro para todos los sectores de la población en cuanto a As y Se refiere (HQ<1).

En el caso de que se opte por ingerir la gónada del pez dorado, si se consumiera la dosis diaria de acuerdo a FAO y CONAPESCA, tendríamos que la población entre 10 y 15 kg de peso sería vulnerable a sufrir efectos adversos no solo por Hg, sino también de Se (HQ>1), ya que la concentración promedio en este órgano es mayor. No hay riesgo al consumir la gónada del dorado en el caso del As_i (Tabla 32).

Tabla 32. Factores de riesgo de acuerdo al consumo según la FAO* y CONAPESCA⁺ a distintos pesos de la población expuesta con respecto a la gónada de *C. hippurus*.

Peso (kg)	FAO* (29.3 g/día)					CONAPESCA ⁺ (25.8 g/día)				
	HQ		RCC			HQ		RCC		
	Hg	Se	As _i	As _i	HI	Hg	Se	As _i	As _i	HI
10	1.3	1.5	0.16	7.4x10 ⁻⁵	2.9	1.1	1.3	0.14	6.5x10 ⁻⁵	2.6
20	0.6	0.7	0.08	3.7x10 ⁻⁵	1.3	0.6	0.7	0.07	3.2x10 ⁻⁵	1.3
30	0.4	0.5	0.05	2.5x10 ⁻⁵	0.9	0.4	0.4	0.05	2.2x10 ⁻⁵	0.9
40	0.3	0.4	0.04	1.8x10 ⁻⁵	0.6	0.3	0.3	0.04	1.6x10 ⁻⁵	0.6
50	0.3	0.3	0.03	1.5x10 ⁻⁵	0.5	0.2	0.3	0.03	1.3x10 ⁻⁵	0.5
60	0.2	0.2	0.03	1.2x10 ⁻⁵	0.4	0.2	0.2	0.02	1.1x10 ⁻⁵	0.4
70	0.2	0.2	0.02	1.1x10 ⁻⁵	0.4	0.2	0.2	0.02	9.2x10 ⁻⁶	0.4
80	0.2	0.2	0.02	9.2x10 ⁻⁶	0.3	0.1	0.2	0.02	8.1x10 ⁻⁶	0.3
90	0.1	0.2	0.02	8.2x10 ⁻⁶	0.3	0.1	0.1	0.02	7.2x10 ⁻⁶	0.3
100	0.1	0.1	0.02	4.4x10 ⁻⁶	0.2	0.1	0.1	0.01	6.5x10 ⁻⁶	0.3

*FAO (2015); ⁺CONAPESCA (2015a; 2015b)

Si nos enfocamos entonces en una ración segura de consumo para no estar en riesgo por parte de estos elementos tenemos que en el caso del Hg, si una persona pesa 55 kg, el consumir 25 g diarios de músculo de dorado no implica ningún riesgo, pero si una persona de 35 kg (niño) consume esa misma cantidad de filete, ya estaría en riesgo potencial a sufrir efectos adversos a la salud por el Hg (Fig. 54a). En lo que respecta a potencial toxicidad por parte del Se, un niño/a de 20 kg pudiese ingerir hasta 120 g de músculo y no sufrir efecto adverso (HQ<1; Fig. 54b). Finalmente en el caso del As inorgánico las cantidades a consumir, de nueva cuenta, son irreales, tales que no representan un peligro potencial (Fig. 54c), por ejemplo, un infante de 10 kg pudiese consumir 600 g al día sin notar ningún daño en lo que respecta a su estado de salud.

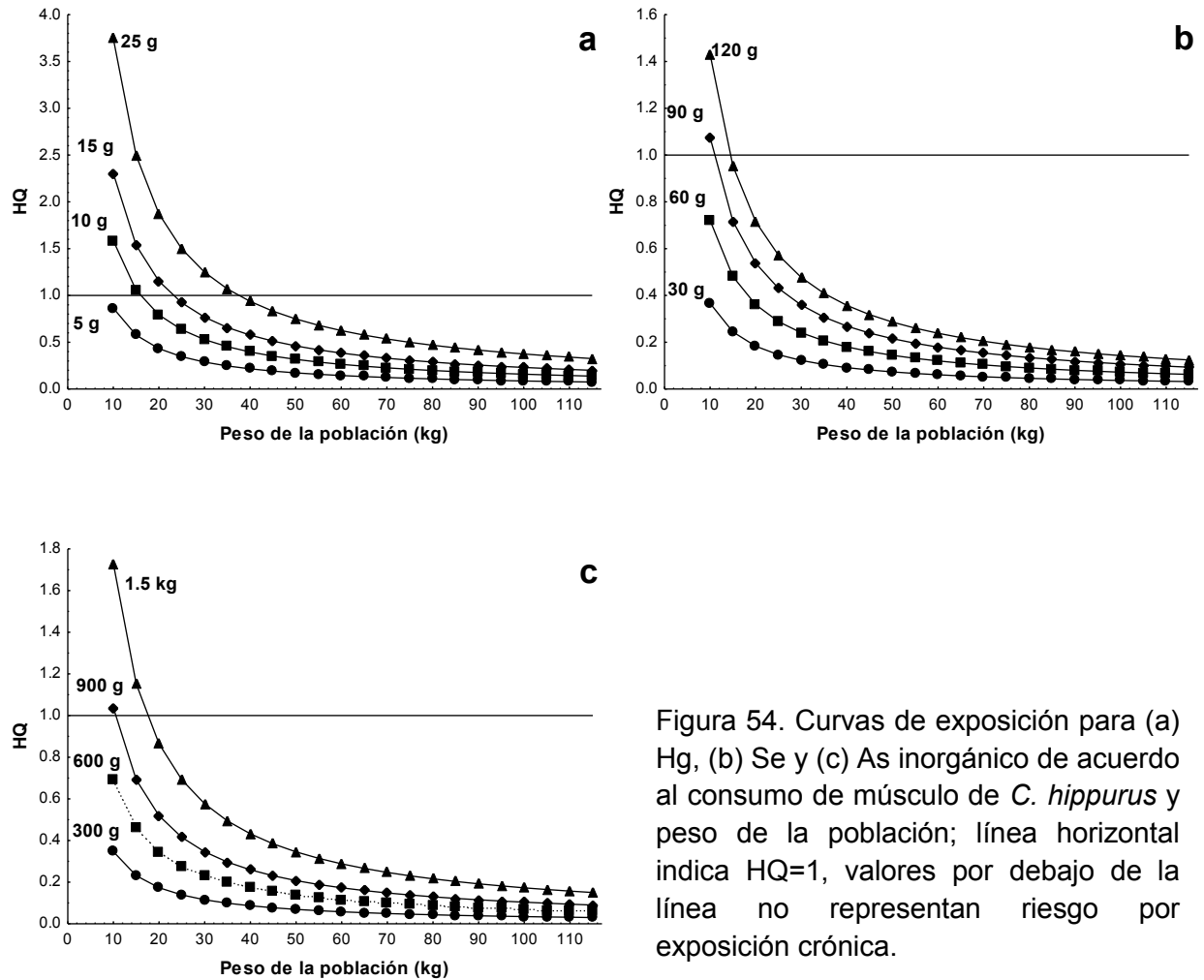
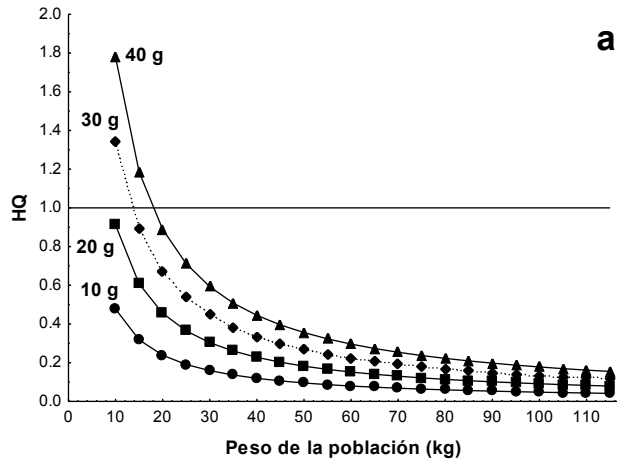
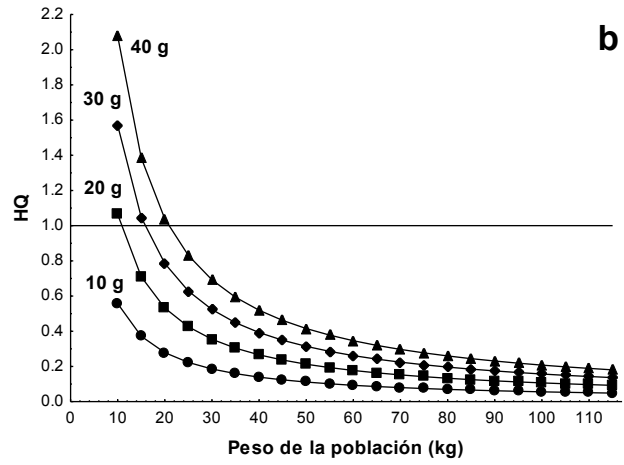


Figura 54. Curvas de exposición para (a) Hg, (b) Se y (c) As inorgánico de acuerdo al consumo de músculo de *C. hippurus* y peso de la población; línea horizontal indica HQ=1, valores por debajo de la línea no representan riesgo por exposición crónica.

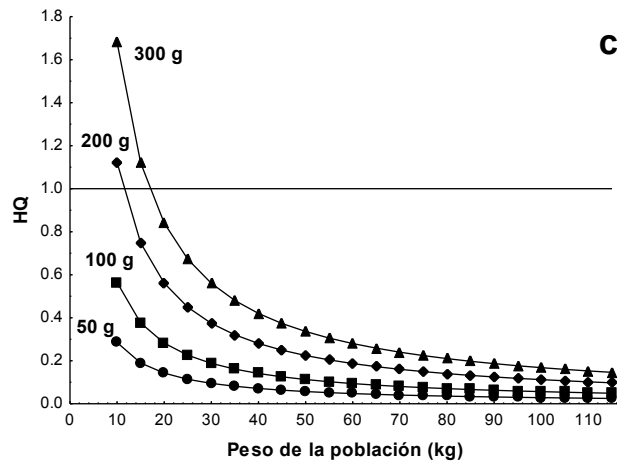
Al contrario del músculo, la gónada representa un riesgo menor a la exposición del Hg, ya que la concentración promedio es más baja. Una persona de 20 kg podría consumir 40 g de este tejido sin ningún riesgo potencial de sufrir daños por toxicidad de Hg (Fig. 55a), en cambio los niveles de Se en la gónada de *C. hippurus* son mayores que los registrados para el músculo, por lo tanto, su consumo debe ser menor (Fig. 55b), por ejemplo si tomamos la misma persona de 20 kg que el caso anterior, está deberá consumir solamente 40 g de este tejido para no estar expuesta a toxicidad por Se. También el As inorgánico es mayor en la gónada que en el músculo del pez dorado, y a pesar de que los consumos tendrían que bajar para evitar exponerse a esta especie química sumamente tóxica del As (Fig. 55c), también son poco probables de consumir (un niño de 20 kg debería consumir no más de 300 g para no estar expuesto).



a



b



c

Figura 55. Curvas de exposición para (a) Hg, (b) Se y (c) As inorgánico de acuerdo al consumo de gónada de *C. hippurus* y peso de la población; línea horizontal indica HQ=1, valores por debajo de la línea no representan riesgo por exposición crónica.

8.4.8. Discusión

En el caso muy particular de esta especie (*C. hippurus*), los organismos fueron tomados de dos sitios distintos (Mazatlán y Teacapán, SE del Golfo de California) con tallas bien representadas, tomando a la totalidad de muestras como una sola población, debido a que los estudios sobre su genética en la zona del Golfo de California con ADN mitocondrial muestran que las localidades de Guaymas, Loreto y Cabo San Lucas y Mazatlán, no representan diferencias genéticas, por lo que se pueden considerar como una misma población (López-Martínez *et al.*, 2007). En cambio los estudios de ADN nuclear para la misma zona muestran que hay una gran variedad genética, pero correlacionando esta variación con la distancia geográfica, se muestra que no hay diferencias significativas, ya que la variabilidad es muy alta para encontrar un grupo prevaleciente en el área, lo cual indica que es una misma población en el área del Golfo de California (Tripp-Valdez *et al.*, 2010b).

En general, las concentraciones de Hg en los tejidos de *C. hippurus* fueron mucho menores en comparación de los otros dos depredadores tope estudiados (músculo>riñón>hígado), y no hubo diferencias significativas salvo en las gónadas, donde se presentó la concentración más baja (Tabla 24). Así pues, de nuevo esta tendencia, se puede atribuir primero a la función propia de cada uno de los órganos, es decir, en el hígado se presentan mayores tasas metabólicas, ya que la síntesis de proteínas y subsecuente degradación puede ser mucho más rápida que la que se lleva a cabo en el músculo y al llevarse a cabo la demetilación en el hígado, puede haber subsecuente acumulación de Hg en el riñón (Cabañero *et al.*, 2006), todo esto, ilustrado por las correlaciones significativas y positivas entre las concentraciones de Hg y la LF en los cuatro órganos de estudio (Fig. 44).

La segunda consideración que debe tenerse con esta especie es que el dorado exhibe una madurez temprana, un corto periodo entre desoves y altas tasas de crecimiento (Chang y Maunder, 2012). Es sexualmente maduro a partir del primer año de edad (LF a partir de 48 cm) y presenta una reproducción continua, una fecundidad absoluta de entre 80,000 y 1,000,000 de huevos por desove, el reclutamiento es continuo con larvas

durante todo el año, con máximos en primavera y otoño (López-Martínez *et al.*, 2007; Alejo-Plata *et al.*, 2011). Es decir, maneja altas tasas metabólicas y requiere grandes cantidades de energía (en forma de alimento) para satisfacer sus necesidades de crecimiento y reproducción. También los niveles de Hg más bajos encontrados en las gónadas podrían indicar que el ciclo reproductivo es una vía de detoxificación que tiene el organismo, asumiendo que el Hg que se transporta a las gónadas en conjunto con los nutrientes es excretado total o parcialmente durante el desove, en este estudio solamente 6 individuos tuvieron LF <48 cm, entonces la mayoría podría haber estado en proceso reproductivo.

Con respecto a los contenidos de Se, los resultados concuerdan con la afirmación de que bajo condiciones normales, los niveles de Se más altos se pueden encontrar en el riñón y en el hígado, en comparación con otras partes del organismo (WHO, 1987). Los niveles de Se tienden a permanecer constantes respecto a la LF de los individuos, esto puede deberse al carácter de esencial que tiene el Se para la vida. Solo el Se en el hígado tiende a aumentar a medida que se incrementa la LF de los organismos (Fig. 46b), además de que la diferencia numérica fue pequeña, los niveles de Se en el hígado de los machos fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) que en las hembras (Fig. 47a). Esto podría estar directamente relacionado con el ciclo reproductivo de los peces, y puede deberse a que la mayoría de las hembras ya había desovado al momento de los muestreos, recordando que en el ciclo reproductivo de los peces, la vitelogenina (VTG), un precursor de la yema que se forma en el hígado y se transporta vía sangre que se incorpora en el folículo ovárico en desarrollo mediante endocitosis, y contiene Se (Janz *et al.*, 2010).

Ahora en lo que respecta al As, este tuvo el mismo patrón de comportamiento que el presentado en el pez vela (gónada>hígado>riñón>músculo). Estos niveles también se encuentran estrechamente relacionados con la actividad fisiológica de los tejidos. El As tiende a concentrarse, metabolizarse, para posteriormente excretarse vía riñón (Storelli *et al.*, 2005; Haman *et al.*, 2012), esto también puede explicar la correlación positiva que entre la LT y el As en el riñón. Los niveles más altos que se encontraron en la gónada

del dorado, también pueden estar relacionados tanto al ciclo reproductivo de la especie como a la alta afinidad por el tejido lipídico que tiene el As, gracias a los fuertes enlaces con los grupos –SH (Turoczy *et al.*, 2000; Mandal y Suzuki 2002; Sele *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado *et al.*, 2013) y las hembras al presentar una concentración significativamente menor que los machos (Fig. 51) podría indicar que estas han estado desovando, o en ese proceso.

Las concentraciones obtenidas para el Hg y el Se fueron muy similares a otras obtenidas para la misma especie en otras partes del mundo, cabe señalar el número de estudios es limitado. El caso es aún más extremo en el caso del As, donde no se encontró literatura disponible que registrara niveles del metaloide.

Tabla 33. Concentraciones de Hg, Se y As de *C. hippurus* del mundo.

Tejido	Hg	Se	As	Ubicación/área
Músculo	0.13±0.07	0.53±0.09	NA	Honolulu, Hawai ¹
	0.05±0.09	NA	NA	SE Golfo de California ²
	0.17±0.92	0.39*	NA	Canal de Mozambique ^{3,4}
	0.01±0.19	0.66*	NA	Isla Reunion ^{3,4}
	0.10±0.09	NA	NA	Sureste, Estados Unidos ⁵
	0.13±0.12	NA	NA	Golfo de México ⁵
	0.17±0.04	0.37±0.02	NA	Nueva Jersey ⁶
	0.14±0.02	0.60±0.01	1.20±0.14	SE Golfo de California ⁷
Hígado	0.14*	3.15*	NA	Canal de Mozambique ^{3,4}
	0.05*	3.10*	NA	Isla Reunion ^{3,4}
	0.11±0.01	4.7±0.3	3.23±0.23	SE Golfo de California ⁷
Riñón	0.08*	4.46*	NA	Canal de Mozambique ^{3,4}
	0.03*	3.63*	NA	Isla Reunion ^{3,4}
	0.12±0.02	5.6±0.4	2.25±0.13	SE Golfo de California ⁷
Gónada	0.04±0.00	2.5±0.2	4.25±0.60	SE Golfo de California ⁷

¹Kaneko y Ralston, 2007; ²García-Hernández *et al.*, 2007; ³Kojadinovic *et al.*, 2006; ⁴Kojadinovic *et al.*, 2007; ⁵Adams, 2009; ⁶Burger and Gochfeld, 2011; ⁷Este estudio; *Datos transformados de peso seco a húmedo considerando humedad de 80% en músculo, 77% en el hígado y 82% en el riñón; NA= no analizado.

Los niveles de Hg fueron muy similares a los que se obtuvieron en otras regiones como Hawai, Canal de Mozambique, Golfo de México y el sureste de los Estados Unidos (Tabla 33). Las concentraciones de Hg encontradas en este estudio, difieren de las registradas por García-Hernández *et al.* (2007), donde encontraron menores concentraciones de Hg en el músculo, a pesar de ser en la misma área de estudio; no obstante que las LF de los organismos recolectados por García-Hernández *et al.* concuerdan con las de este estudio, el número de muestras utilizadas fue mucho menor (n=14).

En cuanto al contenido de Hg en hígado y riñón, los resultados obtenidos en este estudio fueron mucho mayores que los que se obtuvieron en el canal de Mozambique y en la isla Reunión, probablemente esto también está relacionado con el número de muestras utilizados en este estudio, que fue menor (hígado=6; riñón=4), a pesar de que las LF tuvieron un rango muy homogéneo (110 – 115 cm LF). En cuanto al Se, la variación en todos los trabajos registrados fue muy poca, es decir, todos los resultados son muy homogéneos. No se pudieron comparar los niveles de As debido a la falta de información.

Todas las relaciones molares en los tejidos de *C. hippurus* fueron superiores a 3, es decir, el 100% de las muestras presentó relaciones molares Se:Hg>1. Una vez más, las altas relaciones molares Se:Hg reflejan un exceso de Se sobre el Hg en el hígado, riñón, gónadas y también en el músculo, a pesar de tener las menores concentraciones de Se, por lo cual, de nuevo, esto se le atribuye a la función propia de cada tejido. Las relaciones molares en los cuatro tejidos presentaron la tendencia a disminuir a medida que el peso y la LF se incrementaban (Fig. 48), por lo tanto, muy probablemente la protección que ejerce el Se tiende a disminuir en peces más grandes y/o longevos (Peterson *et al.*, 2009), esto se repite a lo largo de la literatura para distintas especies.

La principal ruta de entrada de estos elementos al pez dorado se presume es vía alimento. Los dorados se alimentaron de formas muy distintas de acuerdo a sus tallas, los organismos capturados en Teacapán solamente se alimentaron de dos especies de

peces (*O. refulgens* y *C. orqueta*), que son peces bentopelágicos, en cambio, los dorados provenientes de pesca deportiva de la zona aledaña a Mazatlán (mayor tamaño) tuvieron hábitos alimenticios similares a los del *I. platypterus*, ya que se capturaron en el mismo periodo de tiempo. Las presas que tuvieron un mayor IIR, como el *B. polylepis* presentaron concentraciones bajas de los 3 elementos, en cambio, *O. refulgens* tuvo la mayor concentración de Se, así como de As, lo cual puede estar asociado a los hábitos alimenticios del mismo.

El beneficio nutricional que ofrece el Se con respecto a los riesgos potenciales de toxicidad de Hg se evaluó mediante el Se-HBV, resultando en valores altamente positivos, esto de acuerdo a la diferencia entre las concentraciones tan bajas de Hg con respecto al Se, donde aún se hace más evidente en el caso de la gónada, donde el Se-HBV alcanzo valores individuales de más de 40,000 unidades (Fig. 53b). Así que de acuerdo a este índice, se puede predecir una protección contra el Hg y beneficios a la salud por el Se.

Una vez realizados los cálculos para el HQ, RCC y HI, nos enfocamos ahora en las raciones de acuerdo a los índices anteriores y al PTWI, también se evidencian notables diferencias en los consumos propuestos para cada uno de estos, aunque podría decirse que ningún elemento representa un riesgo real. Si solamente nos basamos en el peso promedio de la población mexicana en hombres y mujeres (74.8 kg y 68.7 kg, respectivamente; CANAIVE, 2012), y el valor del PTWI, tendríamos que las mujeres susceptibles tendrían que consumir 785.1 g de músculo de dorado por semana para poner en riesgo su salud por toxicidad de Hg; en cambio los hombres y las mujeres no susceptibles podrían comer hasta 1.7 y 1.6 kg, respectivamente, para evitar riesgos a la salud asociados con el Hg, cantidades muy elevadas.

En cambio, si utilizamos las ecuaciones de riesgo, a partir del HQ (EPA, 2012) el consumo máximo para una mujer tendría que ser de 330.3 g por semana y el de los hombres 359.6 g, es decir, una cantidad mucho menor de lo recomendado con respecto al PTWI. De nuevo, podemos atribuir estas diferencias tan grandes en las dosis de

consumo propuestas a parámetros poblacionales, tipos de estudio, etc. En cuanto a los límites máximos permisibles, ninguna de las muestras de músculo estuvo por encima del valor establecido en la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2011), y las normas internacionales (1 mg/kg), ninguna tuvo concentraciones de Hg >0.5 mg/kg. En cuanto al consumo de la gónada del dorado, si se consumiera frecuentemente, esta si podría representar riesgo en cuanto a sufrir riesgos adversos a la salud por parte del Se. Si tomamos la media poblacional, las mujeres deberían reducir el consumo a 135.6 g de gónada al día y los hombres 147.7 g por día. El As inorgánico no representa ningún riesgo para la salud debido a sus concentraciones tan bajas.

9. RELACIONES ENTRE ESPECIES

Diversos factores pueden contribuir en las diferencias en la distribución de Hg, Se y As entre los tejidos de los peces, primordialmente por los hábitos alimenticios. Las diferencias en los caracteres estructurales y funcionales entre las especies pueden modificar la acumulación de los distintos elementos bajo condiciones similares de exposición. Estos efectos pueden impactar a las barreras biológicas que controlan la ad y absorción (notablemente la pared digestiva por la ruta trófica y la barrera branquial por la ruta directa) durante los procesos de transporte dentro del sistema circulatorio y la transferencia a los órganos objetivo. Estos efectos pueden también depender de las modalidades de secuestro a nivel celular y los tejidos (Wiever *et al.*, 2003).

Las formas químicas del Hg, Se y As dentro del alimento ingerido por los peces puede también jugar un rol relevante en su bioacumulación. En este contexto, diversos estudios han demostrado que la ingestión de alimento con diferentes contenidos de Hg orgánico o inorgánico provoca diferentes niveles de acumulación en los peces (Kasper *et al.*, 2009), esto es muy similar al caso del As, donde de forma natural, la biota marina es rica en organoarsenicales como la AsB, AsC y arsenoazúcares (Hughes *et al.*, 2009). Es ampliamente reconocido que la mayor parte de la forma química presente en los peces es MeHg y que la proporción de MeHg respecto al Hg total se incrementa con el nivel trófico debido a la biomagnificación (Kasper *et al.*, 2009).

La variabilidad del As en una zona estuarina/marina puede ser significativa, de acuerdo al tiempo y área geográfica, depende de varios factores como las concentraciones de As como contribución de aguas naturales (ríos, escurrimientos, agua subterránea, etc.), tipos de rocas, sedimentos, suelos y organismos presentes, la cantidad y forma química de cualquier fuente antropogénica (industrial, marítima, municipal, escurrimientos de agricultura, minería, acuicultura, etc.), presencia de aguas hidrotermales y por supuesto, cambios estacionales o temporales en las aguas naturales, sedimentos suspendidos, salinidad, temperatura, actividad biológica, precipitación y escurrimientos (Henke, 2009).

En los tiburones martillo examinados en este estudio, el músculo representó cerca del 80% del peso individual, el hígado el 5%, y el cerebro y el riñón 0.5 y 0.4%, respectivamente, asumiendo que el Hg, Se y As total es la suma de cada uno de estos elementos contenidos en los 4 tejidos, sin considerar otros órganos como los intestinos, piel, ojos, aletas y corazón, entonces la carga del Hg total en el músculo fue de $98.3 \pm 0.2\%$, $1.5 \pm 0.1\%$ en el hígado y menos del 0.2% en el riñón y en el cerebro (Fig. 56a); el $66.2 \pm 1.8\%$ del Se termina en el músculo, seguido del $30.3 \pm 1.8\%$ que se acumula en el hígado y solamente un poco más del 3% está en el riñón, a pesar de que se presentaron las mayores concentraciones de Se en este tejido. Para el As, de la misma forma, la mayor parte termina en el músculo ($94.2 \pm 0.4\%$), seguido del hígado con un $5.4 \pm 0.4\%$.

En lo que respecta al pez vela, el músculo también representó casi el 80% de su peso corporal, mientras que el hígado, riñón y las gónadas, representaron menos del 1% cada una. El músculo representó el destino final de los 3 elementos, con porcentajes mayores al 95 para el Hg y el As, mientras que para el Se, el $81.1 \pm 1.8\%$ terminó en el músculo, los otros órganos presentaron porcentajes muy bajos con respecto al músculo. A pesar de que los niveles de Se fueron muy bajos en el músculo, al representar este la mayor proporción con respecto al peso corporal, este tejido almacena las mayores proporciones de Se en el cuerpo.

La misma tendencia se presentó en el dorado *C. hippurus*, donde más del 97% del Hg, terminó en el músculo, al representar este el 75% del total del peso corporal del organismo, mientras que el Se y el As presentaron entre el 85 y 89% del su total en el músculo (Fig. 56c). Los demás tejidos representaron menos del 1% con respecto al Hg, mientras que el $7.6\pm 1.3\%$ y el $6.3\pm 0.8\%$ del Se y el As terminaron en la gónada, respectivamente.

Por lo tanto, al ser el músculo el órgano más grande de las 3 especies estudiadas, se acumuló el mayor porcentaje o carga de As, Se y Hg, a pesar de que no en todos los casos las concentraciones fueron las más elevadas en este tejido (Fig. 56).

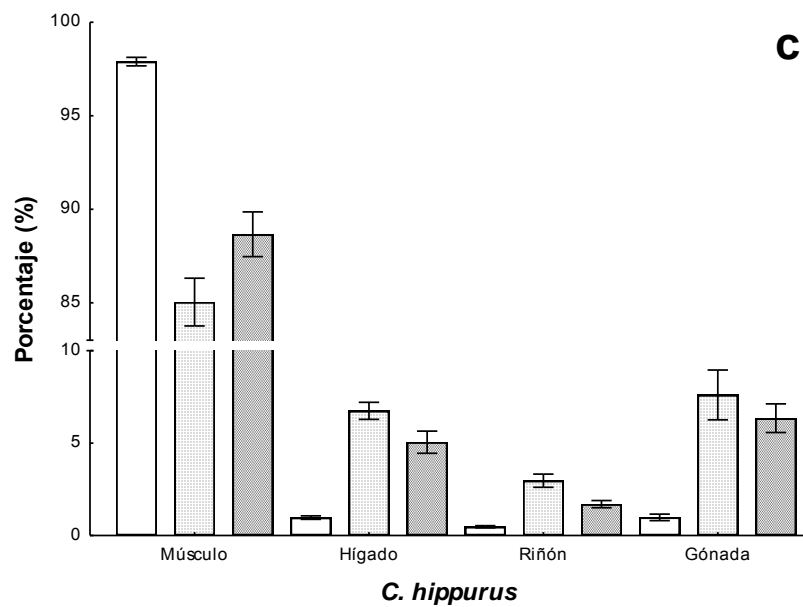
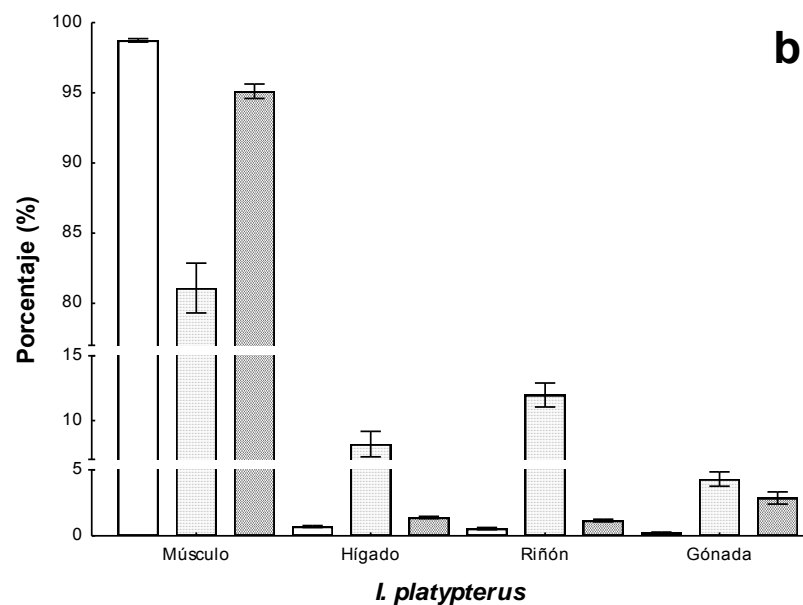
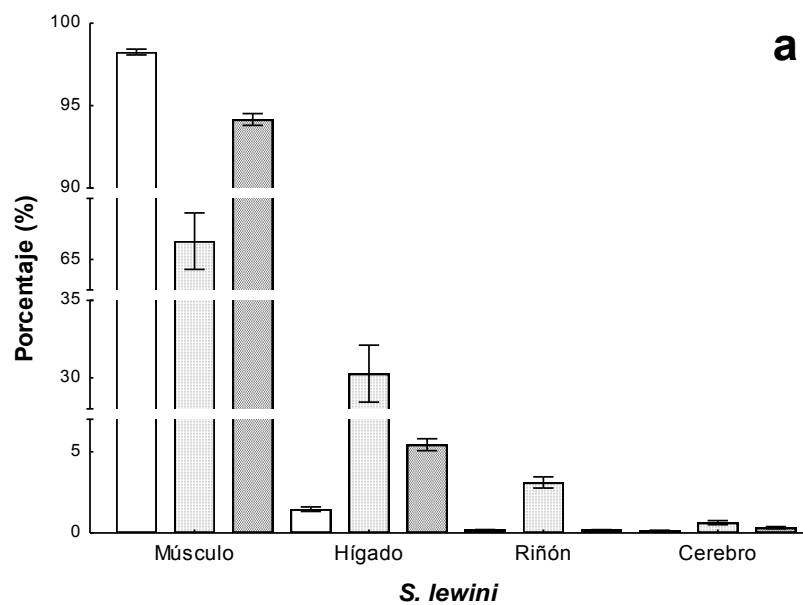


Figura 56. Porcentajes (promedio±ES) de la distribución de Hg (barras sin rellenar), Se (barras punteadas) y As (barras cuadrículadas) de cada órgano de estudio en a) tiburón martillo, b) pez vela y c) pez dorado en relación a la concentración total en el organismo.

Atendiendo las diferencias entre las especies por el contenido de elementos en cada tejido, tenemos que el tiburón presentó los niveles más altos de Hg, Se y As en el músculo, seguido del pez vela y el dorado (Tabla 34), esto a pesar de ser un organismo juvenil. En el hígado, el Hg y el Se tuvieron mayores niveles en el pez vela que en tiburón martillo, que en el dorado, salvo por el As, que fue mayor en el tiburón, seguido del dorado y por último el pez vela, aunque las últimas dos especies no tuvieron diferencia significativa entre sus medias ($p>0.05$; Tabla 34). En el riñón también se exhibieron los mayores niveles de Hg y Se en el pez vela, que a su vez no presentaron diferencia significativa con el tiburón martillo. En el caso de las gónadas, el contenido de Hg, Se y el As, fueron mayores en el pez vela ($p<0.05$), esto puede deberse tanto al mayor tamaño y longevidad del pez vela respecto al dorado.

Tabla 34. Comparación entre elementos y tejidos de tiburón martillo (*S. lewini*), pez vela (*I. platypterus*) y dorado (*C. hippurus*).

Elemento	Tejido			
	Músculo	Hígado	Riñón	Gónada
Hg	Tib ^b >vela ^b >dor ^a	Vela ^a >tib ^b >dor ^c	Vela ^a >tib ^a >dor ^b	Vela ^a >dor ^b
Se	Tib ^b >vela ^a >dor ^a	Vela ^a >tib ^a >dor ^b	Vela ^a >tib ^a >dor ^b	Vela ^a >dor ^b
As	Tib ^a >vela ^b >dor ^c	Tib ^b >dor ^a >vela ^a	Tib ^b >vela ^a >dor ^a	Vela ^a >dor ^a

Superíndice alfabético distinto indica que las medias son significativamente ($p<0.05$) diferentes entre especie por tejido y elemento; tib= tiburón martillo; vela= pez vela; dor= dorado

9.1. Biomagnificación

De acuerdo a los factores de biomagnificación calculados en este estudio, se evidenció una transferencia trófica de Hg, Se y As, esto de acuerdo a los bajos niveles de los elementos en las especies presa, con respecto a los totales o los del músculo (Tabla 8, 18 y 30). El Se no se biomagnificó en el caso del tiburón martillo, ni en los peces dorado capturados en la zona aledaña a Teacapán, lo cual podría deberse a que estos estaban aún en etapa de crecimiento, es decir, probablemente el Se capturado por los individuos se estaba utilizando para satisfacer necesidades fisiológicas propias de cada especie. En cuanto a los FB obtenidos, estos presentan similitudes y/o diferencias con otras cadenas tróficas en el mundo (Tabla 35).

Tabla 35. Factores de Biomagnificación (FB) de tramas tróficas marinas y/o estuarinas en el mundo.

Elemento	Ubicación	Depredador tope (NT)	Tejido utilizado	FB
Hg	Svalbard, Noruega	Aves playeras (3.44 – 4.31)	Músculo, hígado	4.1 – 532.9 ¹
Hg	Mar Báltico	Aves playeras (3.98)	Completo	1.50 ²
Hg	Golfo de St. Lawrence, Canadá	Aves playeras (3.47 – 4.68)	Completo	0.67 – 69.0 ³
Hg	Laguna Vistula, Polonia	Aves playeras	Completo	10 - 160 ⁴
Hg	Rio de Janeiro, Brasil	Delfín	Músculo	1.17 – 1.67 ⁵
Hg	Sureste de Australia	Tiburón (3.4 – 4.7)	Músculo	5.1 – 126.8 ⁶
Hg	Baja California, México	Atún aleta amarilla (4.8)	Músculo	1.2 – 5.0 ⁷
Hg Se	Río de Janeiro, Brasil	Cetáceo (4.0)	Músculo	1.4 – 18.2 ⁸ 0.6 – 8.4 ⁸
MeHg Se	Río de Janeiro, Brasil	Delfín	Músculo	2.8 – 50.5 ⁹ 0.5 – 235.3 ⁹
Hg	Cumberland Sound, Mar Ártico	Tiburón (4 – 5)	Completo Músculo	3.3 – 7.8 ¹⁰
Hg Se As	S.E. Golfo de California, México	Pez vela (5.1*)	Completo	2.5 – 201.7 ¹¹ 0.3 – 7.9 0.4 – 115.5
Hg Se As		Tiburón martillo (5.4*)	Completo	1.3 – 15.0 0.4 – 2.1 3.0 – 21.2
Hg Se As		Dorado (Mazatlán) (4.8*)	Completo	3.3 – 22.9 0.4 – 3.7 0.7 – 90.4
Hg Se As		Dorado (Teacapán) (4.8*)	Completo	0.4 – 1.2 0.1 – 0.9 0.2 – 0.4

¹Jaeger *et al.*, 2009; ²Nfon *et al.*, 2009; ³Lavoie *et al.*, 2010; ⁴Misztal-Szkudlinska *et al.*, 2011; ⁵Bisi *et al.*, 2012; ⁶Pethybridge *et al.*, 2012; ⁷Ordiano-Flores *et al.*, 2012; ⁸Kehring *et al.*, 2013; ⁹Seixas *et al.*, 2014; ¹⁰McMeans *et al.*, 2015; ¹¹Este estudio; NL= Nivel trófico; *Nivel trófico tomado de Olson y Waters, 2003; Completo= todo el organismo.

No se encontró literatura donde se especificara un valor en particular de biomagnificación de As, algunos estudios sugieren que podría estar biomagnificándose (Slejkovec *et al.*, 2014) esto para rayas de la parte norte del Mar Adriático, en realidad el porqué de la acumulación de As en algunos organismos es poco conocida, lo cual puede ir de la mano con las tasas de excreción, tiempo de exposición y la cantidad de As en la presa (Torres *et al.*, 2014); otros estudios efectuados en peces de cultivo en estanques registran que no hay biomagnificación de As (Cheng *et al.*, 2013); en una cadena trófica marina cercana a Sicilia, Italia, se sugiere que el As tiende a biodiluirse a medida que el organismo crece (Vizzini *et al.*, 2013); en otro estudio en una trama trófica en peces marinos de China el As no presentó biomagnificación, y no solo eso, sino que el HQ fue menor a 1 (Zhang y Wang, 2012).

Los FB de Hg presentados en este estudio fueron similares a los calculados para los tiburones y aves playeras de algunas otras regiones del mundo (Tabla 35), en cuanto al Se, los FB fueron similares a los que se han registrado para cetáceos provenientes de Brasil (Kehring *et al.*, 2013) y menores que los obtenidos en una cadena trófica donde el depredador tope fue el delfín (Seixas *et al.*, 2014). Estos resultados podrían indicar que la biomagnificación de Se podría estar ocurriendo solamente entre los productores primarios y los peces herbívoros y en menor grado entre los peces pelágicos y los depredadores topes.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los objetivos generales, específicos e hipótesis planteadas en este estudio y con base a los resultados discutidos se concluye que:

1. Las concentraciones de Hg, Se y As en músculo, hígado, riñón y cerebro de *S. lewini*, para Hg fueron (en mg/kg) en el músculo (0.63 ± 0.04) > hígado (0.22 ± 0.01) > riñón (0.15 ± 0.01) > cerebro (0.11 ± 0.01); de Se riñón (9.6 ± 0.8) > hígado (7.7 ± 0.5) > cerebro (1.3 ± 0.1) > músculo (1.2 ± 0.1); y de As músculo (10.1 ± 0.3) > hígado (9.4 ± 0.5) > cerebro (4.5 ± 0.3) > riñón (4.2 ± 0.2).

2. El Hg en el músculo de *S. lewini* presentó una correlación positiva con la longitud total, peso y edad; en el hígado la concentración de Hg tuvo una tendencia a disminuir al aumentar la talla, peso y edad; esto podría deberse a las altas tasas metabólicas de los tiburones martillo, y a que en el hígado se presentan mayores tasas metabólicas y/o la subsecuente acumulación en el músculo.

3. El Se cuantificado en los juveniles de *S. lewini* fue muy superior al Hg y no presentó correlación significativa con la longitud total en los tejidos estudiados, esto podría ser debido al rol del Se y la necesidad y/o requerimientos de este metaloide por parte de los organismos. El As presentó niveles máximos en el músculo, seguido del hígado. La tendencia indica que al aumentar la talla de los organismos tanto el As en el músculo como en el hígado van en incremento; esto se puede atribuir a la función de cada uno de los tejidos, ya que el As también tiene un alta afinidad por los grupos –SH y –OH y podría estar asociado por esta vía al músculo y al parecer, en el hígado se lleva a cabo la metilación del As, por las enzimas As-metil-transferasas.

4. Las concentraciones de Hg, Se y As en músculo, hígado, riñón y gónada de *I. platypterus*, fueron (en mg/kg) para Hg en hígado (0.57 ± 0.07) > músculo (0.56 ± 0.04) > riñón (0.44 ± 0.08) > gónada (0.14 ± 0.01); en Se en riñón (14.1 ± 1.9) > hígado (11.4 ± 2.5) > gónada (3.2 ± 0.1) > músculo (0.67 ± 0.03); y en As en gónada (7.4 ± 1.1) > hígado (3.1 ± 0.1) > riñón (2.7 ± 0.1) > músculo (1.6 ± 0.1).

5. El Hg en el hígado fue mayor que en el músculo de *I. platypterus*, seguido del riñón. Esto se puede atribuir a las funciones fisiológicas propias de cada uno de los tejidos. En el músculo, hígado, riñón y gónada de *I. platypterus* el Hg presentó correlaciones positivas, altamente significativas con la longitud maxilar inferior, el peso y la edad de los organismos.

6. Los niveles más altos de Se en *I. platypterus* se encontraron en el riñón y en el hígado, lo esperado bajo condiciones normales comparado con otras partes del organismo. El Se está involucrado en el ciclo reproductivo de los peces ya que la transferencia y almacenaje de Se en la yema del huevo asegura el desarrollo y supervivencia de los embriones y las larvas, por lo tanto, esta pudiera ser una ruta significativa de transferencia materna; los niveles de Se en machos fueron significativamente mayores que en las hembras, lo que podría deberse a que la mayoría de las hembras ya había desovado al momento de los muestreos.

7. El As en *I. platypterus* tuvo sus mayores niveles en la gónada, seguida del hígado y riñón y los menores en el músculo. Esto se puede atribuir a que el hígado es el tejido con mayor actividad metabólica, donde el As tiende a concentrarse, metabolizarse, para posteriormente excretarse vía riñón, esto también puede explicar la correlación positiva que entre la LT y el As en el riñón. Las bajas concentraciones de As en el músculo pueden deberse a la longevidad de los organismos de estudio sugiriendo que el organismo puede ser capaz de regular, metilar y excretar de forma efectiva el As y no acumularlo.

8. Los niveles de Hg, Se y As en músculo, hígado, riñón y gónada de *C. hippurus* fueron (en mg/kg) para Hg en músculo (0.14 ± 0.01) > riñón (0.12 ± 0.02) > hígado (0.11 ± 0.01) > gónada (0.04 ± 0.00); para Se en riñón (5.6 ± 0.4) > hígado (4.7 ± 0.3) > gónada (2.5 ± 0.2) > músculo (0.6 ± 0.0); para As en gónada (4.25 ± 0.60) > hígado (3.23 ± 0.23) > riñón (2.25 ± 0.13) > músculo (1.20 ± 0.14).

9. Las concentraciones de Hg en los tejidos de *C. hippurus* fueron mucho menores en comparación de los otros dos depredadores estudiados. El músculo tuvo las mayores concentraciones seguidas del riñón, hígado y gónada. Esto podría explicarse por dos causas, la primera, es por la función de cada tejido, debidamente representada por las correlaciones significativas y positivas entre las concentraciones de Hg y la longitud furcal en los 4 órganos de estudio; la segunda causa, podría deberse a la madurez temprana de la especie y las altas tasas metabólicas y requerimientos de grandes cantidades de energía para satisfacer sus necesidades de crecimiento y reproducción.

10. En *C. hippurus*, el Se presentó los niveles más altos en el riñón y en el hígado comparado con músculo y gónada. Los niveles de Se tienden a permanecer constantes respecto a la longitud de los individuos.

11. El As presentó el mismo comportamiento en *C. hippurus* y en *I. platypterus*, que fue mayor en la gónada que en el resto de los tejidos. Se presentaron correlaciones positivas entre el As en el riñón y la longitud. Los altos niveles de As en la gónada podrían estar relacionados con el ciclo reproductivo de la especie por la alta afinidad por el tejido lipídico que tiene este metaloide.

12. El nivel promedio de As inorgánico (As_i) en el músculo de *S. lewini* fue de 5.4 ± 0.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$; en el músculo y la gónada de *I. platypterus* fueron 7.7 ± 0.80 y 10.1 ± 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente; en el músculo y gónada de *C. hippurus* se cuantificó un promedio de 3.45 ± 0.83 y 16.75 ± 2.03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de As_i , respectivamente.

13. La relación molar Se:Hg en el músculo, hígado, riñón, cerebro o gónada de *S. lewini*, *I. platypterus* y *C. hippurus*, reflejaron un exceso de Se presente en todos los tejidos, con valores >1 . La relación molar Se:Hg en el músculo, hígado, riñón y gónada presentaron la tendencia a disminuir a medida que el peso, la longitud y/o edad se incrementaban en *I. platypterus* y *C. hippurus*, lo cual indica que la protección que ejerce el Se tiende a disminuir en peces más grandes y/o longevos. En el tiburón martillo también se presentó esta tendencia, más no fue significativa.

14. En este estudio se asumió que la principal entrada de Hg, As y Se en los juveniles de *S. lewini*, *I. platypterus* y *C. hippurus*, es vía alimento y, por lo tanto, la acumulación de estos elementos puede explicarse de acuerdo a los hábitos alimenticios de los organismos. *S. lewini* se alimentó de peces de la familia Clupeidae, Sciaenidae y *S. japonicus*, con niveles de As, Se y Hg bajos con respecto al depredador. *I. platypterus* se alimentó de cefalópodos, con las mayores contribuciones de Se y As, y del pez epipelágico *B. polylepis*, con bajos niveles de Se y Hg. *C. hippurus* se alimentó principalmente de *B. polylepis*, del crustáceo *E. dovii* y el cefalópodo *Argonauta* spp., con niveles de As, Se y Hg muy bajos. El Se fue varios órdenes de magnitud mayor que el Hg para todas las presas, se podría asumir que estas tres especies pueden metabolizar y excretar el Hg de forma efectiva debido al exceso de Se presente. Respecto al As, de forma natural, la biota marina (crustáceos, bivalvos, peces, algas) tiende a poseer niveles altos de As en forma de arsenobetaína, arsenocolina y arsenoazúcares.

15. El beneficio nutricional que ejerce el Se (Se-HBV) con relación a los riesgos potenciales de toxicidad por Hg fue evidente en el caso de *C. hippurus*, tanto para músculo como para gónada y en la gónada de *I. platypterus*, presentando altos valores positivos (24 – 41,494); en el músculo de *S. lewini* e *I. platypterus* se tuvieron como resultado organismos con número negativos (n=3, para cada especie), lo que sugiere que este indicador por sí solo, no parece proporcionar un parámetro confiable para elucidar si el consumo del músculo de estas dos especies es seguro.

16. De acuerdo a los niveles promedio de Hg, Se y As y los índices de riesgo calculados, si se consumiera músculo de tiburón martillo, existe riesgo de sufrir efectos adversos para la salud humana solo en el caso del Hg, por lo tanto, tomando en cuenta el peso promedio de la población mexicana (74.8 kg para hombres y 68.7 kg para mujeres), el consumo semanal debería reducirse en mujeres a 75.8 g y en hombres a 82.6 g. Si se toma como parámetro la ingesta tolerable permisible semanal (PTWI), el consumo en mujeres vulnerables debería ser de 174.5 g, y en mujeres y hombres en general de 349.0 y 380 g, respectivamente. El 92.5% de las muestras de músculo

estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles nacionales e internacionales. El As_i y el Se encontrados no representaron ningún efecto adverso para la salud o riesgo a contraer cáncer.

17. De acuerdo al PTWI y la concentraciones promedio de Hg, Se y As, se tendría que restringir el consumo de músculo de pez vela en mujeres susceptibles a 197.3 g por semana; en cambio los hombres y las mujeres no susceptibles a 429.7 y 394.7 g, respectivamente, para evitar riesgos a la salud asociados con el Hg. En cambio, si utilizamos las ecuaciones de riesgo, el consumo máximo para una mujer tendría que reducirse a 86.3 g por semana y el de los hombres a 94.0 g, es decir, una tercera parte de lo recomendado con respecto al PTWI. El 91.0% de las muestras de músculo de *I. platypterus* estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles nacionales e internacionales. El As_i y el Se encontrados no representaron ningún efecto adverso a la salud o riesgo a contraer cáncer.

18. El consumo de músculo de *C. hippurus* no representa ningún riesgo a sufrir efectos adversos a la salud a causa de los niveles encontrados de Hg, Se y As. La ración de consumo de acuerdo a las ecuaciones de riesgo podrían ser de hasta 360 g en caso de los hombres y 330 g para las mujeres, en el caso de utilizar los indicadores de PTWI, el consumo podría ser de 785 g hasta 1.7 kg. Ninguna de las muestras de dorado sobrepasó los límites máximos permisibles de Hg. Si se consumiera la gónada de dorado frecuentemente, esta podría representar riesgo en cuanto a la dosis de Se ingerida, por lo tanto, se debería reducir el consumo a 135.6 g de gónada al día en mujeres y en los hombres a 147.7 g por día. El As inorgánico no representa ningún riesgo a la salud debido a sus concentraciones tan bajas, tanto si se consumiera el músculo o la gónada de *C. hippurus*.

19. Se evidenció una transferencia trófica de Hg, Se y As, esto debido a los bajos niveles de los elementos en las presas principales de las tres especies. El Se presentó un Factor de Biomagnificación menor a la unidad para el tiburón martillo y los peces dorados de la zona de Teacapán, esto de acuerdo a la etapa de crecimiento de estos

organismos, donde probablemente el Se estaba siendo utilizado para satisfacer necesidades fisiológicas propias de cada especie.

20. En el músculo de las tres especies se acumuló el mayor porcentaje total o carga de As, Se y Hg, a pesar de que no en todos los casos las concentraciones fueron las mayores en este tejido. El músculo del tiburón martillo presentó los niveles mayores de los tres elementos; en el hígado y en el riñón, el Se y el Hg fueron mayores en el pez vela, seguido del tiburón; mientras que el As en el hígado y en el riñón fue mayor en tiburón martillo; los 3 elementos en la gónada fueron mayores en el pez vela.

21. Es necesario y de suma importancia ampliar los trabajos sobre la distribución de elementos como Hg, Se y As, además, profundizar en la transferencia trófica, con énfasis particular en el Se, para determinar si en efecto hay biomagnificación del metaloide en las tramas tróficas del SE del Golfo de California.

BIBLIOGRAFÍA

- Anislao-Tolentino V, Gallardo-Cabello M, Amezcua-Linares F, Robinson-Mendoza C (2008) Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) from the Southern coast of Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 18: 31-40
- Abitia-Cárdenas L., Arizmendi-Rodríguez D., Gudiño-González N., Galván-Magaña F., 2010. Feeding of blue marlin *Makaira nigricans* off Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 38 (2): 281 – 285.
- Adams D., 2009. Consistently low mercury concentrations in dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, an oceanic pelagic predator. *Environmental Research* 109: 697 – 701.
- Agarwal R., Behari J., 2007. Effect of selenium pretreatment in chronic mercury intoxication in rats. *Bulletin of Environmental and Contamination and Toxicology* 79: 306 – 310.
- Alejo-Plata C., Gómez-Márquez J., Salgado-Ugarte I., 2011. Edad y crecimiento del dorado *Coryphaena hippurus*, en el Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46 (2): 125 – 134.
- Allen G.R., D.R. Robertson, 1994. *Fishes of the tropical eastern Pacific*. University of Hawaii Press. 327pp.
- Alvarado-Castillo R., Félix-Uraga R., 1998. Crecimiento de *Istiophorus platypterus* (Pisces: Istiophoridae) en la boca del Golfo de California. *Revista de Biología Tropical* 46 (1).
- Arcega-Cabrera F., Castillo-Blum S., Armienta M.A., 2010. Tetraethyl lead release from sediments in a mine-impacted tropical river. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26 (2): 119 – 127.
- Arizmendi-Rodríguez D., Abitia-Cárdenas L., Galván-Magaña F., Trejo-Escamilla I., 2006. Food habits of sailfish *Istiophorus platypterus* off Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 79 (3): 777 – 791.
- Armienta M.A., Ongley L., Cruz O., Mango H., Villaseñor G., 2008. Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 8 (2): 191 – 197.

- Armienta M.A., Dótor A., Arcega-Cabrera F., Talavera O., Aguayo A., Cenicerros N., Cruz O., 2007 (a). Assessing water-sediment processes for metals in rivers polluted by mining to predict environmental impacts in developing countries. IAHS-AISH Publication (314): 155-162.
- Armienta M.A., Rodríguez C., Ongley L., Brust H., Morales F., Aguayo A., Cruz O., Cenicerros N., 2007 (b). Origin and fate of arsenic in a historic mining area of Mexico. Trace Metals and other Contaminants in the Environment 9: 473 – 498.
- ATSDR, 2003. Selenio. Página revisada el 12 de febrero de 2011. http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts92.html
- ATSDR, 2014. CERCLA Priority List of Hazardous Substances. Página revisada en mayo de 2015: <http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>
- Barrera-García A., O'Hara T., Galván-Magaña F., Méndez-Rodríguez LC., Castellini M., Zenteno-Savín T., 2013. Trace elements and oxidative stress indicator in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A 165: 483 – 490.
- Barrera-García A., O'Hara T., Galván-Magaña F., Méndez-Rodríguez LC., Castellini M., Zenteno-Savín T., 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 156: 59 – 66.
- Bennett S., Coleman M., Huber J., Reddington E., Kinsey J., McIntyre C., Seewald J., German C., 2013. Trophic regions of a hydrothermal plume dispersing away from an ultramafic-hosted vent-system: Von Damm vent-site, Mid-Cayman Rise. Geochemistry Geophysics Geosystems 14(2): 317 – 327.
- Bergés-Tiznado ME., Páez-Osuna F., Notti A., Regoli F., 2013a. Arsenic and arsenic species in cultured oyster (*Crassostrea gigas* and *C. corteziensis*) from coastal lagoons of the SE Gulf of California, Mexico. Biological Trace Element Research 151: 43 – 49.
- Bergés-Tiznado ME., Páez-Osuna F., Notti A., Regoli F., 2013b. Biomonitoring of arsenic through mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951) from coastal lagoons (SE Gulf of California): occurrence of arsenobetaine and other arseno-compounds. Environmental Monitoring and Assessment 185: 7459 – 7468.

- Bergés-Tiznado ME., Páez-Osuna F., 2014. Arsénico en organismos marinos del Pacífico Mexicano. En: Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnósticos y tendencias, tomo I. Botello A., Páez-Osuna F., Méndez-Rodríguez L., Betancourt-Lozano M., Álvarez-Borrego S., Lara-Lara R., (Eds). UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-MAZATLÁN, CIBNOR, CICESE. 365 – 378 pp.
- Bizarro J., Smith W., Castillo-Géniz L., Ocampo-Torres L., Márquez-Farías F., Hueter R., 2009. The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4 (4): 513 – 531.
- Bluemlein K., Klimm E., Raab A., Feldmann J., 2009. Selenite enhances arsenate toxicity in *Thunbergia alata*. *Environmental Chemistry* 6 (6): 486 – 494.
- Bosch A., Sigge GO., Kerwath SE., Cawthorn DM., Hoffman LC., 2013. The effects of gender, size and life-cycle stage on the chemical composition of smoothhound shark (*Mustelus mustelus*) meat. *J Sci Food Agric*. In press: DOI 10.1002/jsfa.6100
- Bowen, S. H. 1996. Cuantitative description of the diet. En Murphy B. R y. Willis D.W, (Eds.). *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland
- Branco V., Vale C., Canário J., Neves dos Santos N., 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas from the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution* 150: 373 – 380.
- Brusca R.C., 1980. *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. The University of Arizona Press. 513pp.
- Burger J., 2009. Risk to consumers from mercury in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey: Size, season and geographical effects. *Environmental Research* 109: 803 – 811.
- Burger J., Gochfeld M., 2011. Mercury and selenium levels in 19 species of fish of New Jersey as function of species, size and season. *Science of the Total Environment*, artículo en prensa (DOI 10.1016/j.scitotenv.2010.12.034).

- Burger J., Gochfeld M., 2012. Selenium and mercury molar ratios in saltwater fish from New Jersey: Individual and species variability complicate use in human health fish consumption advisories. *Environmental Research* 114: 12 – 23.
- Burger J., Gochfeld M., Jeitner C., Donio M., Pittfield T., 2012. Interspecific and intraspecific variation in selenium:mercury molar ratios in saltwater fish from the Aleutians: Potential protection on mercury toxicity by selenium. *Science of the Total Environment* 431: 46 – 56.
- Burger J., Gochfeld M., 2013. Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from New Jersey and Illinois: Variation within species and relevance to risk communication. *Food and Chemical Toxicology* 57: 235 – 245.
- Calatayud M., Devesa V., Virseda J., Barberá R., Montoro R., Vélez D., 2012. Mercury and selenium in fish and shellfish: Occurrence, bioaccessibility and uptake by Caco-2 cells. *Food and Chemical Toxicology* 50: 2696 – 2702.
- Carlson J., Goldman K., Lowe C., 2004. Metabolism, Energetic Demand and Endothermy. In: Carrier J., Musick J., Heithaus M. (Eds) *Biology of sharks and their relatives*, CRC Press, Florida: pp 209.
- Cerdenares-Ladrón G., Morales-Bojórquez E., Rodríguez-Sánchez R., 2011. Age and growth of the sailfish *Istiophorus platypterus* (Istiophoridae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Marine Biology Research* 7: 488 – 499.
- Chang S.K., Maunder M.N., 2012. Aging material matters in the estimation of von Bertalanffy growth parameters for dolphinfish (*Coryphaena hippurus*). *Fisheries Research* 119 – 120: 147 – 153.
- Cheng Z., Chen K., Li K., Nie X, Wu S., W C., Wong M., 2013. Arsenic contamination in the freshwater fish ponds of Pearl River Delta: bioaccumulation and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 4484 – 4495.
- Cheng Z., Liang P., Shao D.D., Wu S.C., Nie X.P., Chen K.C., Li K.B., Wong M.H., 2011. Mercury biomagnification in the aquaculture pond ecosystem in the Pearl River delta. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61 (3): 491 – 499.

- Chipps S., Garvey J., 2007. Assessment of food habits and feeding patterns. In: Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data. Brown M.L. y Guy C.S. (Eds), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 473 – 514 pp.
- Ciesielski T., Pastukhov M., Fodor P., Bertenyi Z., Namiesnik J., Szefer P., 2006. Relationships and bioaccumulation of chemical elements in the Baikal seal (*Phoca sibirica*). *Environmental Pollution* 139: 372 – 384.
- Clothier C.R., 1950. A key to some southern California fishes based on vertebral characters. *Fisheries Bulletin* 79: 1 – 83.
- Compagno L., 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis (125), volumen 4: 251- 655 pp.
- CONAPESCA, 2015a. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2013. Página revisada el 24 de mayo de 2015 http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario_2013
- CONAPESCA, 2015b. Creció en el país el consumo per cápita de pescados y mariscos de producción nacional. Página revisada el 24 de mayo de 2015 [http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/12 de abril de 2015 mexico df](http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/12_de_abril_de_2015_mexico_df)
- Cortés E., 1999. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 726 – 738.
- Csanaky I., Gregus Z., 2003. Effect of selenite on the disposition of arsenate and arsenite in rats. *Toxicology* 186: 33 – 50.
- Damiano S., Papetti P., Menesatti P., 2011. Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Marine Pollution Bulletin*: 1929 – 1925.
- Devesa V., Macho M.L., Jalón M., Urieta I., Muñoz O., Súnier M.A., López F., Vélez D., Montoro R., 2001. Arsenic in cooked seafood products: Study on the efecto of cooking on total and inorganic arsenic contents. *Journal of Agricultural Food and Chemistry* 49: 4132 – 4140.
- Díaz-Jaimes P., Uribe-Alcocer M., Ortega-García S., Durand D., 2006. Spatial and temporal mitochondrial DNA genetic homogeneity of dolphinfish populations

- (*Coryphaena hippurus*) in the eastern central Pacific. Fisheries Research 80: 333 – 338.
- Drewniak, t., y Sklodowska, A., 2007. The role of bacteria in biogeochemical cycle of arsenic. Postepy Mikrobiologii 46 (3): 275 – 285.
- EPA (Environmental Protection Agency) Integrated Risk Information System, 2012. Página consultada el 12 de enero de 2013. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>; <http://www.epa.gov/iris/subst/0073.htm>; <http://www.epa.gov/iris/subst/0472.htm>
- Endo T., Haraguchi K., Sakata M., 2002. Mercury and selenium concentrations in the internal organs of toothed whales and dolphins marketed for human consumption in Japan. The Science of the Total Environment 300: 15 – 22.
- Escobar-Sánchez O., Galván-Magaña F., Rosíles-Martínez R., 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 84: 488 – 491.
- Escobar-Sánchez O., Galván-Magaña F., Rosíles-Martínez R., 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. Biological Trace Element Research, 144 (1 – 3): 550 – 559.
- Eisler R., 2006. Mercury Hazards to Living Organisms. Taylor & Francis, Florida, USA
- Estupiñán-Montaño C., Cedeño-Figueroa L., Galván-Magaña F., 2009. Hábitos alimentarios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) (Chondrichthyes) en el Pacífico ecuatoriano. Revista de Biología Marina y Oceanografía 44 (2): 379 – 386.
- FAO, 2013. Species Fact Sheets. *Coryphaena hippurus*. Página consultada el 18 de junio de 2013 <http://www.fao.org/fishery/species/3130/en>
- FAO, 2015. Consumo de pescado y productos pesqueros. Página consultada el 10 de mayo de 2015 <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-consumption/es>
- Falcó G., Llobet J., Bocio A., Domingo J., 2006. Daily intake of arsenic, cadmium, mercury and lead by consumption of edible marine species. Journal of Agricultural and Food Chemistry 54: 6106 – 6112.

- Fattorini D., Notti A., Regoli F., 2006. Characterization of arsenic content in marine organisms from temperate, tropical and polar environments. *Chemistry and Ecology* 22 (5): 405 – 414.
- Fattorini D., Regoli F., 2004. Arsenic speciation in tissues of the Mediterranean polychaete *Sabella Spallanzanii*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (8): 1881 – 1887.
- FDA, 2014. U.S. Food and Drug Administration. Environmental Chemical Contaminants and pesticides. Página consultada el día 24 de octubre de 2015. <http://www.fda.gov/downloads/Food/GuidanceRegulation/UCM252404.pdf>
- Fitch J.E., Brownell R.L., 1968. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. *J. Fish. Res. Board. Can.* 25: 2561 – 2574.
- Fisher W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E., Niem V.H., 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental, volumen II: 686 pp.
- Florea A.M., Büsselberg D., 2006. Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metals compounds. *Biometals* 19: 419 – 427.
- Francesconi K., Kuehnelt D., 2002. Arsenic compounds in the environment. En: *Environmental Chemistry of arsenic*. Frankenberger, W.T. (Ed.) Marcel Dekks, New York, 51 – 94 pp.
- Frías-Espéricueta M., Quintero-Alvarez J., Osuna-López J., Sánchez-Gaxiola C., López-López G., Izaguirre-Fierro G., Voltolina D., 2010. Metal contents of four commercial fish species of NW Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85 (3): 334 – 338.
- Frías-Espéricueta M., Osuna-López I., Bañuelos-Vargas I., López-López G., Muy-Rangel M., Izaguirre-Fierro G., Rubiro-Carrasco W., Meza-Guerrero P., Voltolina D., 2009. Cadmium, copper, lead and zinc contents of the mangrove oyster, *Crassostrea corteziensis*, of seven coastal lagoons of NW Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 595 – 599.
- Frías-Espéricueta M., Osuna-López J., Flores-Reyes S., López-López G., Izaguirre-Fierro G., 2005. Heavy metals in the oyster *Crassostrea corteziensis* from Urias

- lagoon, Mazatlan, Mexico, associated with different anthropogenic discharges. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74: 996 – 1002.
- Frías-Espéricueta M., Osuna-López J., López-Saenz P., López-López G., Izaguirre-Fierro G., 2004. Heavy metals in surface sediments from Huizache-Caimanero Lagoon, Northwest Coast of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 73: 749 – 755.
- Froese R., Pauly D., 2013. Fish base Página consultada el día 24 de mayo de 2013: <http://www.fishbase.org/>
- Gailer J., 2009. Chronic toxicity of As^{III} in mammals: The role of (GS)₂AsSe⁻. *Biochimie* 91: 1268 – 1272.
- Gailer J., 2007. Arsenic-selenium and mercury-selenium bonds in biology. *Coordination Chemistry Reviews* 251: 234 – 254.
- Gailer J., George G., Pickering I., Madden S., Prince R., Yu E., Denton B., Younis H., Vasken-Aposhian H., 2000 a. Structural basis of the antagonism between inorganic mercury and selenium in mammals. *Chemical Research in Toxicology* 13: 1135 – 1142.
- Gailer J., George G., Pickering I., Prince R., Ringawald S., Pemberton J., Glass R., Younis H., DeYoung D., Aposhian H., 2000 b. A metabolic link between arsenite and selenite: The seleno-bis(S-glutathionyl arsinium ion. *Journal of the American Chemical Society* 122 (19): 4637 – 4639.
- Galván-Magaña F., 1999. Relaciones tróficas ínterespecíficas de la comunidad de depredadores epipelágicos del Océano Pacífico Oriental. Tesis Doctoral. CICESE.
- García-Hernández J., Cadena-Cárdenas L., Bentancourt-Lozano M., García-de-la-Parra L., García-Rico L., Márquez-Farías F., 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological and Environmental Chemistry* 89 (3): 507 – 522.
- Gray J., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45: 46 – 52.

- Green-Ruíz C., Páez-Osuna F., 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environment International* 26: 265 – 273.
- Green-Ruíz C., Alonso-Rodríguez R., López-Aguilar K., Páez-Osuna F., Ramírez-Jáuregui C., Ramírez-Reséndiz G., Ruelas-Inzunza J., Ruiz-Fernández A., Soto-Jiménez M., Tripp-Quezada L., 2009. Atlas de Contaminantes: Lagunas Costeras de Sinaloa. FOMIX Sinaloa: 109 p.
- Gutiérrez-Mejía E., Lares M., Sosa-Nishizaki O., 2009. Mercury and arsenic in muscle and liver of the Golden Cownose Ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkiss, 1891, from the Upper Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83 (2): 230 – 234.
- Haman K., Norton T., Thomas A., Dove A., Tseng F., 2012. Baseline health parameters and species comparisons among free-ranging Atlantic Sharpnose (*Rhizoprionodon terraenovae*), Bonnethead (*Sphyrna tiburo*) and Spiny dogfish (*Squalus acanthias*) sharks in Georgia, Florida and Washington, USA. *Journal of Wildlife Diseases* 48(2): 295 – 306.
- Harris D., 2003. Análisis Químico Cuantitativo. Tercera edición, editorial Reverté, Barcelona, España: 728 pp.
- Henke K., 2009. Arsenic in Natural Environments. En: Arsenic Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment. Henke K. (Ed.). Wiley, Reino Unido. 69 – 235.
- Hinton M., Maunder M., 2014. Status of sailfish in the Eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission <https://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR14/SAR-14-SFA.pdf>
- Hughes M., Thomas D., Kenyon E., 2009. Toxicology and Epidemiology of Arsenic and its compounds. 236 -
- Hurtado-Banda R., Gomez-Alvarez A., Márquez-Farías F., Cordoba-Figueroa M., Navarro-García G., Medina-Juárez L., 2012. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 88: 971 – 975.

- IPCS (International Programme on Chemical Safety) INCHEM, 2001. Selenium. Página revisada el 14 de junio de 2012.
[http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim483.htm#2.1 Main risks and target organs](http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim483.htm#2.1_Main_risks_and_target_organs)
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) INCHEM, 1986. Selenium (WHO Environmental Health Criteria 58). Página revisada el 10 de junio de 2012.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc58.htm>
- Jaeger I., Hop H., Gabrielsen G., 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Science of the Total Environment* 407: 4744 – 4751.
- Kaneco J., Ralston N., 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the Central North Pacific near Hawaii. *Biological Trace Metal Research* 119: 242 – 254.
- Kasper D., Fernandez-Albuquerque-Palermo E., Monteiro-lozz-Dias C., Ferreira G., Pereira R., Castelo-branco C., Malm O., 2009. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Eotropical Ichthyology* 7: 751 – 758.
- Kehring H., Seixas T., Palermo E., Baêta A., Castelo-Branco C., Malm O., Moreira I., 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 10 – 24.
- Kojadinovic J., Potier M., Le Corre M., Cosson R., Bustamante P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental Pollution* 146: 548 – 566.
- Lai V., Cullen W., Ray S., 2001. Arsenic speciation in sea scallop gonads. *Applied Organometallic Chemistry* 15: 533 – 538.
- Lando A., Zhang Y., 2011. Awareness and knowledge of methylmercury in fish in the United States. *Environmental Research* 111: 442 – 450.
- Lavoie R., Hebert C., Rail J., Braune B., Yumvihoze E., Hill L., Lean D., 2010. Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. *Science of the Total Environment* 408: 5529 – 5539

- Leah R., Evans S., Johnson M., 1992. Arsenic in Plaice (*Pleuronectes platessa*) and Whiting (*Merlangius merlangus*) from the North East Irish Sea. *Marine Pollution Bulletin* 24 (11): 544 – 549.
- Lee X.C., 2002. Arsenic speciation in the environment and humans. In: *Environmental Chemistry of arsenic*. Frankenberger E.T., (Ed.) Marcel Dekks, New York, 95 – 116 pp.
- Llobet J., Falcó G., Casas C., Teixidó A., Domingo J., 2003. Concentrations of arsenic, cadmium, mercury and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults, and seniors of Catalonia, Spain. *Journal of Agricultural and Food and Chemistry* 51: 838 – 842.
- Lluch-Cota S., Aragón-Noriega E., Arreguín-Sánchez F., Aurióles-Gamboa D., Bautista-Romero J., Brusca R., Cervantes-Duarte R., Cortés-Altamirano R., Del-Monte-Luna P., Esquivel-Herrera A., Fernández G., Hendrickx M., Hernández-Vázquez S., Herrera-Cervantes H., Kahru M., Lavín M., Lluch-Belda D., Lluch-Cota D., López-Martínez J., Marione S., Nevárez-Martínez M., Ortega-García S., Palacios-Castro E., Parés-Sierra A., Ponce-Díaz G., Ramírez-Rodríguez M., Salinas-Zavala C., Schwartzlose R., Sierra-Beltran A., 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography* 73: 1 – 26.
- López-Martínez J., Morales-Azpeitia R., Herrera-Valdivia E., Alcántara-Razo E., Reyes-Benítez E., *et al.*, 2007. Evaluación Biológico-pesquera del dorado (*Coryphaena hippurus* y *C. equiselis*) en el océano Pacífico. Región I. Programa Ecología Pesquera, CIBNOR.
- Loring P., Duffy L., Murray M., 2010. A risk-benefit analysis of wild fish consumption for various species in Alaska reveals shortcomings in data and monitoring needs. *Science of the Total Environment* 408: 4532 – 4541.
- Luoma S., Rainbow P., 2008. Metal contamination in aquatic environments, Science and lateral management. Cambridge University Press, Reino Unido: Pp. 232 – 259, 329, 368, 382.

- Madrid J., Beltrán-Pimienta R., 2001. Longitud, peso y sexo del dorado *Coryphaena hippurus* (Perciformes: Coryphaenidae), del litoral de Sinaloa, Nayarit y Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical* 49 (3 – 4): 931 – 938.
- Mandal B., Suzuki K., 2002. Arsenic around the world: a review. *Talanta* 58: 201 – 235.
- Martí-Cid R., Bocio A., Llobet J., Domingo J., 2007. Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: Health risks. *Food and Chemical Toxicology* 45: 1968 – 1974.
- Maz-Courrau A., López-Vera C., Galván-Magaña F., Escobar-Sánchez O., Rosiles-Martinez R., Sanjuán-Muñoz A., 2012. Bioaccumulation and Biomagnification of exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 129 - 134.
- McDowell J., 2002. Genetic stock structure of the sailfish *Istiophorus platypterus*, based on nuclear and mitochondrial DNA. Ph.D. thesis, School of Marine Science. Gloucester Point, Virginia, College of William and Mary.
- McMeans B., Borga K., Bechtol W., Higginbotham D., Fisk A., 2007. Essential and non-essential element concentration in two sleeper shark species collected in arctic waters. *Environmental Pollution* 148: 281 – 290.
- Misztal-Szkudlinska M., Szefer P., Konieczka P., Namiesnik J., 2011. Biomagnification of mercury in trophic relation of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and fish in the Vistula Lagoon, Poland. *Environmental Monitoring and Assessment* 176: 439 – 449.
- Moran-Angulo R., Valdez-Pineda M., Santos-Guzmán S., 2007. Identificación e conflictos: el caso de la pesca ribereña en el municipio de Mazatlán, Sinaloa, México. En: Pesca, medio ambiente y sustentabilidad en Sinaloa. Cruz-Torres M., Morán-Angulo E., (Ed). Universidad Autónoma de Sinaloa, México, 238 p.
- Moody J., Lindstrom R., 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry* 49 (14): 2264 – 2267.
- Mozaffarian D., 2009. Fish, mercury, selenium and cardiovascular risk: Current evidence and unanswered questions. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6 (6): 1894 – 1916.

- Muñoz O., Devesa V., Suñer M.A., Vélez D., Montoro R., Urieta I., Macho M.L., Jalón M., 2000. Total and Inorganic arsenic in fresh and processed fish products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 48: 4369 – 4376.
- Muñoz O., Díaz O.P., Leyton I., Nuñez N., Devesa V., Súñer M.A., Vélez D., Montoro R., 2002. Vegetables collected in the cultivated Andean area of northern Chile: Total and inorganic arsenic contents in raw vegetables. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50: 642 – 647.
- Nam D., Adams D., Reyier E., Basu N., 2011. Mercury and selenium levels in lemon shark (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. *Environmental Monitoring and Assessment* 176: 549 – 559.
- Nakamura I., 1985. FAO species catalogue. Vol. 5. Billfishes of the World. An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. FAO Fisheries Synopsis (125), volume 5: 65 pp.
- Newman M., Unger M., 2003. Risk Assessment of Contaminants. En *Fundamentals of Ecotoxicology*, segunda edición. Lewis Publishers, EUA: 458 p.
- Newman M., Xu X., Condon A., Liang L., 2011. Floodplain methylmercury biomagnifications factor higher than that of the contiguous river (South River, Virginia USA). *Environmental Pollution* 159 (10): 2840 – 2844.
- Nfon E., Cousins I., Järvinen O., Mukherjee A., Verta M., Broman D., 2009. Trophodynamic of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 407: 6267 – 6274.
- NRC-CNRC, 2008. DOLT-4, Dogfish liver Certified Reference Material for Trace Metals. Ottawa: National Research Council Canada – Conseil National de Recherches Canada.
- Olson J., Galván-Magaña F., 2001. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 100 (2): 279 – 298.
- Olson J., Watters G., 2003. A model of the pelagic ecosystem in the Eastern tropical Pacific Ocean. *Bulletin of Inter-American Tropical Tuna Commission* 22 (3).
- Ongley L., Sherman L., Armienta A., Concilio A., Ferguson-Salinas C., 2007. Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Environmental Pollution* 145: 793 – 799.

- Osuna-López J., Izagurre-Fierro G., 2000. El Golfo de California: Hidrología y contaminación. Tomado de Bermejo Mar de Cortés. Universidad Autónoma de Baja California – Universidad Autónoma de Sinaloa, 13, 14.
- Osuna-Martínez C., Páez-Osuna F., Alonso-Rodríguez R., 2010. Mercury in cultured oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793 and *C. corteziensis* Hertlein, 1951) from Four Coastal Lagoons of the SE Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85: 339 – 343.
- Páez-Osuna F., Gracia A., Flores-Verdugo F., Lyle-Fritch L.P., Alonso-Rodríguez R., Roque A., Ruiz-Fernández A.C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46: 806 – 815.
- Páez-Osuna F., Ramírez-Reséndiz G., Ruíz-Fernández A.C., Soto-Jiménez M., 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. México, 86 – 105 pp.
- Páez-Osuna F., Calderón-Campuzano M., Soto-Jiménez M., Ruelas-Inzunza J., 2010. Trace metals (Cd, Cu, Ni and Zn) in blood and eggs in sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony of Oaxaca, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 59 (4): 632 – 641.
- Páez-Osuna F., Calderón-Campuzano M., Soto-Jiménez M., Ruelas-Inzunza J., 2011. Mercury in blood and eggs in sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony of Oaxaca, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1320 – 1323.
- Papp L., Lu J., Holmgren A., Khanna K., 2007. From Selenium to Selenoproteins: Synthesis, Identity and their role in Human Health. *Antioxidants & Redox Signaling* 9 (7): 776 – 796.
- Parizek J., Ostadalova I., 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. *Experientia* 23: 142 – 143.
- Peterson S., Ralston N., Pec D., Van-Sickle, Robertson J., Spate V., Morris J., 2009. How might selenium moderate the toxic effects of mercury in stream fish of the western U.S.? *Environmental Science and Technology* 43: 3919 – 3925.
- Peshut P., Morrison R., Brooks B., 2008. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. *Chemosphere* 71: 484 – 492.

- Pinkas, L., Oliphant M., Iverson L., 1971. Food habits of Albacore Bluefin Tuna and Bonito in California waters. U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 152: 1 – 105.
- Polak-Juszczak L., 2015. Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from the Baltic Sea: Additional risk assessment criterion for mercury exposure. Food Control 50: 881 – 888.
- Powell J., Powell R., Fielder D., 1981. Trace element concentrations in tropical marine fish at Bougainville Island, Papua New Guinea. Water, Air and Soil Pollution 16: 143 – 158.
- Price R., Amend J., Pichler T., 2007. Enhanced geochemical gradients in a marine shallow-water hydrothermal system: Unusual arsenic speciation in horizontal and vertical pore water profiles. Applied Geochemistry 22: 2595 – 2605.
- Ralston N., Raymond L., 2010. Dietary selenium's protective effects against methylmercury toxicity. Toxicology 278: 112 – 123.
- Ramírez-Pérez J., Quiñonez-Velázquez C., Abitia-Cárdenas L., Melo-Barrera, 2011. Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus* (Shaw in Shaw and Nodder, 1792) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico. Environmental Biology of Fisheries 92: 187 – 196.
- Raymond L., Ralston N., 2009. Selenium's importance in regulatory issues regarding mercury. Fuel Processing Technology 90: 1333 – 1338.
- Rosas-Alayola J., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., Abitia-Cárdenas L., Muhlia-Melo A., 2002. Diet composition of sailfish (*Istiophours platypterus*) from the southern Gulf of California, Mexico. Fisheries Research 57: 185 – 195.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., Ruiz-Fernández A., Zamora-Arellano N., 2011 (a). Health Risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. Bulletin of Environmental and Contamination and Toxicology 86: 180 – 188.
- Ruelas-Inzunza J., Hernández-Osuna J., Páez-Osuna F., 2011 (b). Total and organic mercury in ten fish species for human consumption from the Mexican Pacific. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 86: 679 – 683.

- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., Flores-García D., 2010. Essential (Cu) and nonessential (Cd and Pb) metals in ichthyofaun from the coasts of Sinaloa state (SE Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment* 162: 251 – 263.
- Ruelas-Inzunza J., Spanopoulos-Zarco P., Páez-Osuna F., 2009 (a). Cd, Cu, Pb and Zn in clams and sediments from an impacted estuary by the oil industry in the southwestern Gulf of Mexico: Concentrations and bioaccumulation factors. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 44: 1503 – 1511.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., Zamora-Arellano N., Amezcua-Martínez F., Bojórquez-Leyva H., 2009 (b). Mercury in biota and superficial sediments from Coatzacoalcos Estuary, Gulf of Mexico: distribution and seasonal variation. *Water, Air and Soil Pollution* 197: 165 – 174.
- Ruelas-Inzunza J., Meza-López G., Páez-Osuna F., 2008. Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *Journal of Food Composition and Analysis* 21: 211 – 218.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., 2005. Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74: 294 – 300.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). *Environmental Pollution* 107: 437 – 444.
- Sánchez-Bayo F., 2011. Sources and toxicity of pollutants. En: *Ecological Impacts of Toxic Chemicals*. Sánchez-Bayo F., Van den Brink P., Mann R. (Eds), Bentham e Books, 3 – 12 pp.
- Seixas T., Kehring H., Costa M., Fillmann G., Di Benedetto A., Secchi E., Souza C., Malm O., Moreira I., 2008. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. *Environmental Pollution* 154: 98 – 106.
- Sele V., Sloth J., Lundeye A.K., Larsen E., Berntssen M., Amlund H., Arsenolipids in marine oils and fats: A review of occurrence, chemistry and future research needs. *Food Chemistry* 133: 618 – 630.

- Semadi F., Valles V., Barrios J., 2008. Toxicity of arsenic in the ground water of Comarca-Lagunera (Mexico). *European Journal of Scientific Research* 20 (4): 871 – 881.
- Shah A.Q., Kazi T.G., Arain M.B, Jamali M.K., Afridi H.I., Jalbani N., Baig J.A. Kandhro G.A., 2009. Accumulation of arsenic in different fresh water fish species – potential contribution to high arsenic intakes. *Food Chemistry* 112: 520 – 524.
- Shumilin E., Páez-Osuna F., Green-Ruíz C., Sapozhnikov D., Rodríguez-Meza D., Gódinez-Orta L., 2001. Arsenic, antimony, Selenium and other trace Elements in Sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula de Baja California, México. *Marine Pollution Bulletin* 42 (3): 174 – 178.
- Šlejkovec Z., Van Eltren J., Byrne A., 1999. Determination of arsenic compounds in reference materials by HPLC-(UV)-HG-AFS. *Talanta* 49: 619 – 627.
- Šlejkovec Z., Stajniko A., Falnoga I., Lipej L., Mazej D., Horvat M., Faganeli J., 2014. Bioaccumulation of Arsenic Species in Rays from the Northherrn Adriatic Sea. *International Journal of Molecular Sciences* 15: 22073 – 22091.
- Soto-Jiménez M., Amezcua F., González-Ledesma R., 2010. Nonessential metals in Striped Marlin and Indo-Pacific sailfish in the southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and assessment of human health risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (3): 810 – 818.
- Storelli M., Ceci E., Storelli A., Marcotrigiano G., 2003. Polychlorinated biphenyl, heavy metal and methylmercury residues in hammerhead sharks: contaminant status and assessment. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1035 – 1039.
- Storelli M., Marcotrigiano G., 2004. Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48: 1145 - 1167
- Storelli M., Giacominielli-Stuffler R., Storelli A., Marcotrigiano G., 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin* 50: 993 – 1018.
- Storelli M., Cuttone G., Marcotigiano G., 2011. Distribution of trace elements in the tissue of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1978) from the southern-

- eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 174: 271 – 281.
- Suhendrayatna, Ohki A., Nakajima T., Maeda S., 2001. Metabolism and organ distribution of arsenic in the freshwater fish *Tilapia mossambica*. *Applied Organometallic Chemistry* 15: 566 – 571.
- Tinggi U., 2003. Essentiality and toxicity of selenium and its status in Australia: a review. *Toxicology Letters* 137: 103 – 110.
- Thomson D.A., Findley L.T., Kerstitch A.N., 2000. Reef fishes of Sea of Cortez. The Rocky-Shore fishes of the Gulf of California. University of Texas. 353 pp.
- Torres P., Tristao da Cunha R., Maia R., dos Santos Rodrigues A., 2014. Trophic ecology and bioindicator potential of the North Atlantic tope shark. *Science of the Total Environment* 481: 574 – 581.
- Torres-Escribano S., Leal M., Vélez D., Montoro R., 2008. Total and inorganic arsenic concentrations in rice sold in Spain, effect of cooking and risk assessments. *Environmental Science & Technology* 42: 3867 – 3872.
- Torres-Escribano S., Vélez D., Montoro R., 2011. Mercury and methylmercury bioaccessibility in swordfish. *Food Additives and Contaminants* 27(3): 327 – 337.
- Torres-Rojas Y., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., Alatorre-Ramírez V., 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquatic Ecology* 44: 301 – 308.
- Torres-Rojas Y., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., 2006. Feeding habits of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* in Mazatlan waters, southern Gulf of California, Mexico. *Cybium* 30: 85 – 90.
- Torres-Rojas Y., Páez-Osuna F., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., Aguiñiga-García S., Villalobos-Ortiz Héctor, Sampson L., 2014a. Feeding grounds of juvenile scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) in the south-eastern Gulf of California. *Hydrobiologia* 726: 81 – 94.
- Torres-Rojas Y., Hernández-Herrera A., Ortega-García S., Soto-Jiménez M., 2014b. Feeding Habits variability and trophic position of dolphinfish in waters south of the Baja California Peninsula, Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society* 143: 528 – 542.

- Torres-Rojas Y., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., Alatorre-Ramírez V., 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquatic Ecology* 44: 301 – 308.
- Torres-Rojas Y., Hernández-Herrera A., Galván-Magaña F., 2006. Feeding habits of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in Mazatlan waters, southern Gulf of California, Mexico. *Cybium* 30: 85 – 90.
- Trasande L., Cortes J., Landrigan P., Abercrombie M., Bopp R., 2010a. Methylmercury exposure in a subsistence fishing community in Lake Chapala, Mexico: an ecological approach. *Environmental Health* 9 (1): 1 – 10.
- Tripp-Valdez A., Galván-Magaña F., Ortega-García S., 2010b. Feeding habits of dolphinfish *Coryphaena hippurus* in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (4): 578 – 582.
- Tripp-Valdez A., García-De León F., Ortega-García S., Lluch-Cota D., López-Martínez J., Cruz P., 2010b. Population genetic structure of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the Gulf of California, using microsatellite loci. *Fisheries Research* 105: 172 – 177.
- Turoczy N., Laurenson L., Allison G., Nishikawa M., Lambert F., Smith C., Cottier J., Irvine S.m Stagnitti F., 2000. Observations on metal concentrations in three species of shark (*Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, and *Centroscymnus owstoni*) from Southeastern Australian waters. *J. Agric Food Chem.* 48: 4357 – 4364.
- Usydus Z., Szlinder-Richert J., Polak-Juszczak L., Komar K., Adamczyk M., Malesa-Cieciewicz M., Ruczynska W., 2009. Fish products available in polish market – Assessment of the nutritive value and human exposure to dioxins and other contaminants. *Chemosphere* 74: 1420 – 1418.
- Varnavas S., Cronan D., 2005. Submarine hydrothermal activity off Santorini and Milos in the Central Hellenic Volcanic Arc: A synthesis. *Chemical Geology* 224: 40 – 54.
- Vizzini S., Costa S., Tramati C., Gianguzza P., Mazzola A., 2013. Trophic Transfer of Trace Elements in an Isotopically Constructed Food Chain from a semi-enclosed marine coastal area (Stagnone di Marsala, Sicily, Mediterranean). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 65: 642 – 653.

- Von Damm K., Edmond J., Measures C., Grant B., 1985. Chemistry of submarine hydrothermal solutions at Guaymas Basin, Gulf of California. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 49: 2221 – 2237.
- Vélez-Alavez M., Labrada-Martagón V., Méndez-Rodríguez LC., Galván-Magaña F., Zenteno-Savín T., 2013. Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 165: 508 – 514.
- Wang A., Barger D., Pfeiffer C., 2001. Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured Atlantic spotted dolphin (*Stenella plagiodon*) renal cells. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41: 403 – 409.
- Watanabe C., 2002. Modification of mercury toxicity by selenium: practical importance? *Tohoku Journal of Experimental Medicine* 196: 71 – 77.
- Wetherbee B., Cortés E., 2004. Food consumption and feeding habits. In: Carrier J., Musick J., Heithaus M. (Eds) *Biology of sharks and their relatives*, CRC Press, Florida: pp 232 - 237.
- White W., Sommerville E., 2010. Elasmobranchs of the tropical marine ecosystem. In: Carrier J., Musick J., Heithaus M., (Eds) *Sharks and their relatives II biodiversity, adaptive physiology and conservation*. CRC Press, Florida: pp. 181 – 182.
- WHO, 2010a. Methylmercury, evaluation of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), World Health Organization. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3083>
- WHO, 2010b. Arsenic, evaluation of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), World Health Organization. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1863>
- Wiener J.G., Krobberhoft D.P., Heina G.H. Scheuhammer A.M., 2003. Ecotoxicology of mercury. En: *Handbook of Ecotoxicology*, second edition. Hoffman D.J., Ratter B.A., Burton G.A., Cairns J. (Eds.). Lewis Publishing, Florida: 409 – 463 pp.
- 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 pp.

- Wolff C.A., 1982. A beak key for eight eastern tropical Pacific cephalopods species, with relationship between their beak dimensions and size. *Fisheries Bulletin* 80: 357 – 370.
- Yang D., Ye X., Chen Y., Belzile N., 2010. Inverse relationships between selenium and mercury in tissues of young walleye (*Stizosedion vitreum*) from Canadian boreal lakes. *Science of the Total Environment* 408: 1676 – 1683.
- Yang D., Chen Y., Gunn J., Belzile N., 2008. Selenium and mercury in organisms: interactions and mechanisms. *Environmental Reviews* 16: 71 – 92.
- Ysart G., Miller P., Croasdale M., Crews H., Robb P., Baxter M., De L'Argy C., Harrison N., 2000. 1997 UK Total Diet Study –dietary exposures to aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. *Food Additives and Contaminants* 17 (9): 775 – 786.
- Yu M., 2005. *Environmental Toxicology, Biological and health effects of pollutants*, second edition. CRC Press, Florida, USA.
- Zhang W., Wang W., 2012. Large-scale spatial and interspecies differences in trace elements and stable isotopes in marine wild fish from Chinese waters. *Journal of Hazardous Materials* 215–216: 65 – 74.
- Zar J., 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth edition. Prentice Hall. New Jersey, 663 p.
- Zeng H., Uthus E., Combs G., 2005. Mechanistic aspects of the interaction between selenium and arsenic. *Journal of Inorganic Biochemistry* 99: 1269 – 1274.
- Zuñiga-Flores M., Ortega-García S., Klett-Traulsen A., 2008. Interannual and seasonal variation of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) catch rates in the southern Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research* 94: 13 – 17.

Mercury and Selenium in Muscle and Target Organs of Scalloped Hammerhead Sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary Intake, Molar Ratios, Loads, and Human Health Risks

Magdalena E. Bergés-Tiznado¹ · Fernando Márquez-Farías² · Raúl E. Lara-Mendoza² · Yassir E. Torres-Rojas^{3,4} · Felipe Galván-Magaña⁵ · Humberto Bojórquez-Leyva³ · Federico Páez-Osuna^{1,3,6}

Received: 23 April 2015 / Accepted: 4 September 2015 / Published online: 14 September 2015
© Springer Science+Business Media New York 2015

Abstract Selenium and mercury were evaluated in muscle, liver, kidney, brain, and the stomach contents of juvenile scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini*. Se:Hg molar ratios were calculated. The average Hg levels in muscle ranged from 0.12 to 1.17 µg/g (wet weight); Hg was <0.39 µg/g in liver and kidneys and <0.19 µg/g in brain. The lowest value of Se was found in muscle (0.4 µg/g) and the highest in kidney (26.7 µg/g). An excess of Se over Hg was found, with Se:Hg molar ratios >1. Correlations were found for Hg in muscle with size, age, and weight, and also for Hg in liver with size, age, and weight. Hg in muscle was significantly positive correlated to Hg in brain as well as Hg in liver was correlated to Hg in kidney. The highest Hg in preys was for carangid fishes; scombrid and carangid fishes contributed with the highest Se levels.

Results suggest that more than 98 % of the total Hg and 62 % of Se end up in muscle and might be affected by factors, such as geographical area, age, size, and feeding habits. The muscle of *S. lewini* should be consumed by people cautiously so as not to exceed the recommended intake per week.

Elasmobranchs have historically been an important food resource in Mexico and an important constituent of the diet of several coastal communities. The scalloped hammerhead shark *S. lewini* makes an important contribution to Mexican fisheries along the Gulf of California (Bizarro et al. 2009) and is highly consumed by the local population, because it is abundant and inexpensive (Cartamil et al. 2011; Hurtado-Banda et al. 2012). The organisms that occupy high trophic positions in marine ecosystems, such as tuna, billfishes, and sharks, are particularly exposed to toxic elements like Hg through food intake (Kojadinovic et al. 2007; Damiano et al. 2011; McMeans et al. 2015). In addition, the influence of chemical factors on trace element bioavailability in water, and factors like length, body size, growth rate, and age can strongly influence trace elements accumulation (Karimi et al. 2013; Jardine et al. 2013). Mercury is well known for its toxicity; however, the most abundant and toxic Hg species is the organic form methylmercury (MeHg), which is bioaccumulated by aquatic organisms and biomagnified through the food chain. For some studies, MeHg constitutes more than 95 % of the total Hg in muscle; others report that more than 75 % of the total Hg is MeHg for samples with Hg levels exceeding 0.5 mg/kg in muscle (Cappon and Smith 1982; Bloom 1992).

The accumulation of environmental pollutants in shark tissues also poses health risks to humans who consume or

✉ Federico Páez-Osuna
paezos@ola.icmyl.unam.mx

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico

² Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Claussen S/N Col. Los Pinos, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

³ Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, P.O. Box 811, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

⁴ Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche (EPOMEX-UAC), Campus 6. Av. Héroe de Nacoziari #480, C.P. 24029 Campeche, Campeche, Mexico

⁵ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Av. IPN S/N Col. Playa de Santa Rita, C.P. 23096 La Paz, Baja California Sur, Mexico

⁶ Miembro de El Colegio de Sinaloa, Antonio Rosales 435 Pte. Culiacán, Sinaloa, Mexico

use elasmobranch-based products, especially because many of these pollutants can be easily absorbed by the human gastrointestinal system and even traverse the placental barrier in pregnant females and to impact the developing fetus (Caserta et al. 2013; Rice et al. 2014). There have been some advisories that pregnant women, nursing mothers, young children, and women who may become pregnant to discourage consumption of fish that are associated with high Hg levels, such as shark, swordfish, king mackerel, or tilefish (EPA 2014); avoiding fish consumption imply a lack of important nutrients that can have a positive impact on growth and development as well as on general health. Other elements, such as selenium (Se), are essential nutrients for all life forms that have nervous system but can be toxic when is present at high levels in the environment (Peterson et al. 2009). Like Hg, Se can biomagnify through food webs (Luoma and Rainbow 2008). Other studies have shown that Se and Hg behave antagonistically so their co-occurrence reduce their toxic effects, but the outcome depends strongly on their chemical forms as well as on the molar ratio of these two elements (Parizek and Ostadalova 1967; Wang et al. 2001; Ralston et al. 2007; Berry and Ralston 2008; Branco et al. 2012, 2014). Interactions between Hg and Se are essential factors in evaluating risks associated with dietary exposure to Hg, because it appears that Se has a protective effect against Hg toxicity. This effect, depends on not only Hg concentrations but also on the total Se:Hg mass ratio (Peterson et al. 2009; Burger and Gochfeld 2011, 2012, 2013; Burger et al. 2012; Gochfeld et al. 2012).

Therefore, this study of Se and Hg in *S. lewini* was undertaken not only to evaluate element distribution but to describe Se:Hg molar ratios in muscle, liver, kidney, and brain, as well as Se and Hg concentrations in the prey found in the stomachs, and the relationships between element levels and factors like size, weight, and age. Also the safety of its meat consumption by Mexican adults was evaluated, according to the tolerable week intake and the safety limits of consumption. These Se levels data are the first generated for this species of shark (*S. lewini*) in the SE Gulf of California, which is ecologically relevant because constitute a nursery habitat for the Eastern Pacific.

Materials and Methods

Study Area and Sampling

The samples were obtained from artisanal fisheries landings at Teacapán (22°27.1'N; 105°38.7'W) Sinaloa, Mexico, from November to December 2011 and in October 2012 (Fig. 1). A total of 40 juvenile scalloped hammerhead sharks were collected and dissected, and the total length

(TL) and weight were measured (Table 1). We took approximately 50 g of edible muscle from the dorsal region. The liver, kidney, brain, and stomach also were removed and used in subsequent analysis. In the case of brains, we only had access to 26 samples. Males were recognized by the presence of claspers (reproductive organs); in females these organs were absent (Compagno 1984).

Analytical Procedure

Samples were kept in coolers during transportation to the laboratory. Prey items in the stomach contents were identified according to Torres-Rojas et al. (2006, 2010). To estimate feeding habits, the index of relative importance (IRI) was calculated as follows: $IRI = (\%N + \%W) \times (\%F)$, where %N is the number of individuals of each prey type, %W is the wet weight of each prey type and %F is the frequency of prey occurrence, expressed as a percentage of the total number, weight, or occurrence of all prey items in the stomach contents. The frequency of occurrence of each food item (i.e., presence or absence) in all stomachs that contained food was determined following Pinkas (1971) and using the modification recommended by Cortés (1999).

The tissues samples and the prey from the stomach contents were separately homogenized and freeze-dried over 72 h (−49 °C and 133×10^{-3} mbar) and then pulverized in a semi-automatic agate mortar and by hand. Aliquots of samples (0.250 ± 0.003 g of dry tissue) were digested in Teflon vials with caps (Savillex) with 5 mL of concentrated HNO₃ (Ultrapure $\geq 65\%$). The livers were digested using 2 mL of H₂O₂ (30 %) and 3 mL of concentrated HNO₃ at 120 °C for 3 h. The samples were diluted with purified milli-Q water at a final volume of 20 mL. All samples included duplicated. Blank samples and reference material, DOLT-4 (Dogfish liver; NRC-CNRC 2008), were digested (1 in each batch of 25 samples) with the same procedure to control for accuracy and precision. Mercury was analyzed by cold vapor Atomic Absorption Spectrometry (AAS) (SpectraAA 220, Varian VGA-110) with a detection limit of 0.2 µg/L and a precision estimated as the coefficient of variation of 2.3 %. Se concentrations were determined by AAS with graphite furnace atomization and Zeeman Effect (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer) with an instrument detection level of 0.5 µg/L and a coefficient of variation of 6.0 %. The average recovery rate of DOLT-4 (certificated Hg value 2.58 ± 0.22 mg/kg) for Hg was $96.8 \pm 1.6\%$ ($n = 8$) with concentrations found between 2.36 and 2.90 mg/kg (dry weight); Se mean recovery of DOLT-4 (certificated Se value 8.3 ± 1.3 mg/kg) was $95.5 \pm 6.6\%$ ($n = 8$), with levels found between 7.5 and 8.9 mg/kg (dry weight). All

Fig. 1 Location of the study area (semicircle 50 nautical miles in diameter)

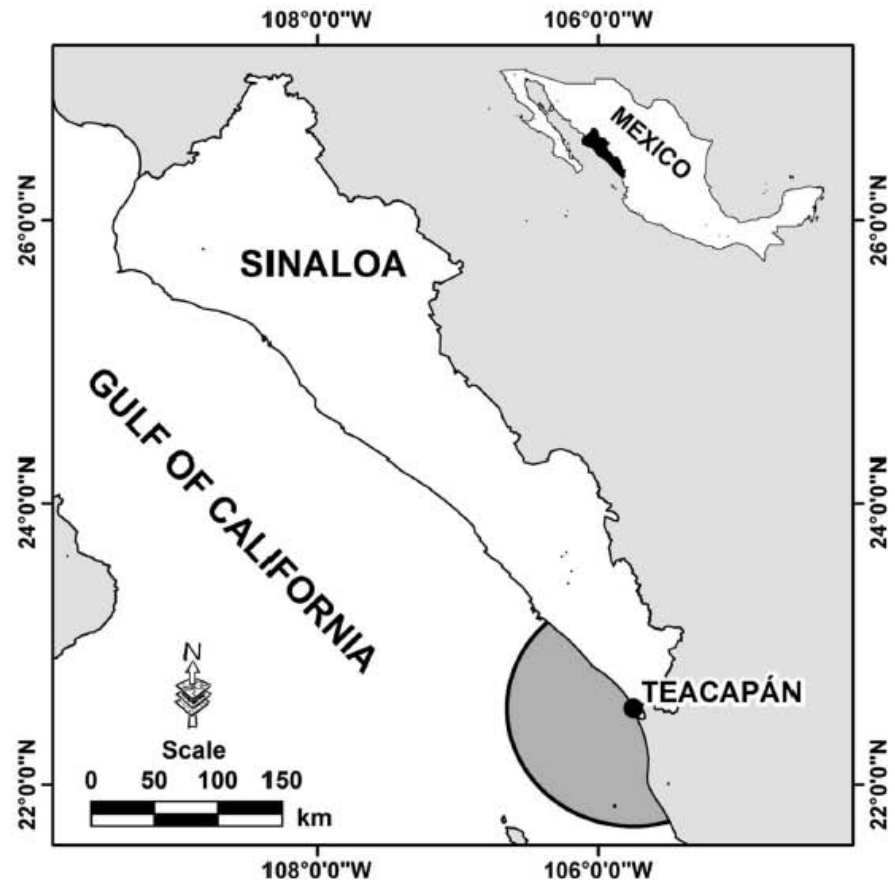


Table 1 Morphometric measurements of juvenile scalloped hammerhead shark *S. lewini* sampled

	Sample (<i>n</i>)	TL (cm)		Weight (kg)		Age (year) ^a	
		Min–max	Mean ± SE	Min–max	Mean ± SE	Min–max	Mean ± SE
Male	21	57.5–96.2	79.1 ± 2.4	0.8–3.7	2.4 ± 0.2	0.2–1.13	0.8 ± 0.1
Female	19	53.0–108.5	84.1 ± 2.9	0.7–5.3	2.9 ± 0.2	0.4–2.2	1.4 ± 0.1
Total	40	53.0–108.5	81.5 ± 1.9	0.7–5.3	2.6 ± 0.1	0.2–2.2	1.1 ± 0.1

TL total length, SE standard error

^a Age was calculated using the equation for females (Anislaio-Tolentino et al. 2008) $TL = 376(1 - e^{-0.1(t+1.16)})$ and males $TL = 364(1 - e^{-0.123(t+1.18)})$; *t* = years

concentrations are expressed as $\mu\text{g/g}$ (=ppm = parts per million = mg/kg) on a wet weight basis. The selenium:mercury molar ratio was calculated from the individual results of Se and Hg ($\mu\text{g/g}$, wet weight) for each tissue divided by the molecular weight of each element (Se = 78.96 g/mol and Hg = 200.59 g/mol).

Statistical Analysis

To determine if the number of stomachs collected were sufficient to represent the diet of *S. lewini*, a cumulative

prey curve was constructed from the data matrix of the number of stomachs versus the accumulated prey items randomized 100 times to obtain an ideal curve of species accumulation (Ferry and Cailliet 1996; Colwell 2006; Torres-Rojas et al. 2014). As an indicator of the degree of variability in the diet, the coefficient of variation (CV) was calculated for all stomachs and for this study, a CV less than 0.05 (5 %) was considered adequate, to represent the trophic spectrum of *S. lewini* (Steel and Torrie 1989). The results obtained for each variable were statistically compared with a Kruskal–Wallis non parametric ANOVA

followed by a Mann–Whitney U multiple comparison test to compare molar ratios among tissues. Spearman rank correlations (R) were used to determine associations among variables (Zar 1999). To determine whether there were differences in diet between sexes, similarity was analyzed using a permutation randomized method in a Bray–Curtis dissimilarity matrix (analysis of similarity, ANOSIM, in Primer 6). The global rank dissimilarity value R_{ANOSIM} is a useful comparative measure of the degree of separation. If R_{ANOSIM} is near zero, there is no separation between groups (Clarke and Warwick 2001).

Results

Hg and Se Levels

All hammerhead sharks examined in this study were juvenile, because they were below the estimated size at maturity (<212 cm TL; Compagno 1984; Fisher et al. 1995; Froese and Pauly 2015). Total length and weight were significantly correlated ($R = 0.97$; $p < 0.000001$), and the data were described by a power function ($a = 0.00002$; $b = 2.64$; $r^2 = 0.99$; $p < 0.05$). Hg and Se mass and molar concentrations are summarized as the mean (\pm standard error) values for each tissue (Table 2). Total Hg in muscle ranged from 0.12 to 1.17 $\mu\text{g/g}$. Concentrations in hammerhead shark livers were lower than in muscle, showing values ranging from 0.08 to 0.39 $\mu\text{g/g}$. Similarly, kidneys showed a minimum Hg concentration of 0.07 $\mu\text{g/g}$ and a maximum of 0.39 $\mu\text{g/g}$. The lowest Hg concentrations were found in brain, with values lower than 0.19 $\mu\text{g/g}$. Based on the mean Hg concentrations, the total Hg of tissues showed the following order: muscle > kidney > liver > brain. The minimum Se concentration in muscle was 0.4 $\mu\text{g/g}$; the maximum was 4.1 $\mu\text{g/g}$. In contrast, Se in liver ranged from 3.8 to 17.1 $\mu\text{g/g}$. The highest Se concentrations found were in kidney (4.3–28.6 $\mu\text{g/g}$). Se concentrations in brain were similar to those found in muscle (0.7–2.8 $\mu\text{g/g}$). Based on the mean Se concentrations, total Se showed the following order: kidney > liver > brain > muscle.

A significant positive correlation was found between total Hg in muscle and weight ($R = 0.70$; $p < 0.01$), and a significant negative correlation was found between total Hg in liver and weight ($R = -0.33$; $p = 0.04$). Correlations found between Hg in kidney ($R = -0.22$) and brain ($R = 0.30$) with weight were not significant ($p > 0.05$). TL was significantly associated with Hg in muscle and Hg in liver (Fig. 2). TL showed no significant correlations with Hg in kidney and Hg in brain ($p > 0.05$). Also the correlations found between Hg in kidney and brain with weight were not significant ($p > 0.05$). Se levels were not

correlated with weight and TL ($p > 0.05$) and Se tissues patterns are shown in Fig. 3. Scalloped hammerhead sharks were between 0.2 and 2.2 years old (mean 1.1 ± 0.1 years). These data were estimated by following the equations of Anislao-Tolentino et al. (2008) using the existing values of total length. The calculated values for age (in years) were significantly positive correlated to Hg in muscle as well as negative correlated to Hg in liver (Fig. 4), following the same pattern as TL correlations. Age was not significantly ($p > 0.05$) correlated to Se of the four studied organs. Total Hg in muscle and Hg in brain were significantly ($R = 0.44$; $p = 0.02$) correlated. A strong positive correlation ($R = 0.72$; $p < 0.0001$) was found between Hg in liver and Hg in kidney (Fig. 5); Se in muscle was significantly correlated with Se in kidneys ($R = 0.63$; $p < 0.0001$; Fig. 5).

Molar Ratio and Risk of Consumption

The Se:Hg ratio varied greatly among hammerhead shark *S. lewini* tissues (Table 2). In muscle, the Se:Hg molar ratio ranged from 1.2 to 20.4 (Hg:Se was ≤ 0.8). The Se:Hg ratio was higher in liver, ranging from 30.5 to 318.1 (Hg:Se was ≤ 0.03). Higher Se:Hg ratios were found in kidney, with values ranging from 41.0 to 908.5 (Hg:Se was ≤ 0.02). The Se:Hg ratio in brain ranged between 12.2 and 118.7 (Hg:Se was ≤ 0.1). All Se:Hg molar ratios were >1. The weight and TL of juvenile hammerhead sharks were not significantly correlated ($p > 0.05$) with Se:Hg in the four studied tissues. There was a negative significant correlation between Se:Hg molar ratios and Hg concentrations for all tissues (Table 2).

Dietary Intake

Of a total of 40 organisms sampled, 20 stomachs contained food, and 20 were empty. The prey species accumulation curve showed that the number of stomachs analyzed was sufficient to characterize the *S. lewini* diet for this sampling period, with coefficients of variation (CVs) <0.05 for 17 stomachs. The total spectrum was composed of 10 prey species (1 crustacean, 9 fish). According to the percentage of the index of relative importance, *S. lewini* feed mainly on fish of the family Clupeidae (61 %), fish of the family Sciaenidae (12.2 %), and the fish *Scomber japonicus* (10.5 %; Table 3). The ANOSIM analysis indicated that the male and female diets were similar ($R_{\text{ANOSIM}} = 0.01$) based on stomach contents. Though Hg and Se levels in preys found in the stomach contents were highly variable, Se in Sciaenidae and in Scombridae showed significant differences ($p < 0.05$; Table 3). The highest Se levels were found in Scombridae (4.05 $\mu\text{g/g}$ w/w), followed by Carangidae (3.30 $\mu\text{g/g}$ w/w). The minimum mean Se

Table 2 Total mercury and selenium concentrations, molar ratios (mean \pm SE) and significant correlations between molar ratios and Hg in tissues of juvenile scalloped hammerhead sharks *S. lewini*

Tissue	n	Se ($\mu\text{g/g}$)	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Se (nmol/g)	Hg (nmol/g)	Molar ratio		Se:Hg–Hg Correlation* (<i>p</i>)
						Se:Hg	Hg:Se	
Muscle								
Male	21	1.2 \pm 0.2 ¹	0.57 \pm 0.04 ¹	14.7 \pm 2.4	2.9 \pm 0.2	5.6 \pm 1.1	0.27 \pm 0.04	–0.32 (0.04)
Female	19	1.2 \pm 0.2 ¹	0.70 \pm 0.05 ²	15.1 \pm 2.3	3.5 \pm 0.3	5.0 \pm 0.9	0.34 \pm 0.05	
Total	40	1.2 \pm 0.1 ^a	0.63 \pm 0.04 ^c	14.9 \pm 1.7	3.2 \pm 0.2	5.3 \pm 0.7	0.30 \pm 0.03	
Liver								
Male	21	7.5 \pm 0.7 ¹	0.17 \pm 0.02 ¹	95.1 \pm 8.6	0.8 \pm 0.1	140.2 \pm 16.6	<0.01	–0.69 (<0.00001)
Female	19	7.9 \pm 0.7 ¹	0.13 \pm 0.01 ¹	100.2 \pm 9.5	0.6 \pm 0.0	169.2 \pm 15.8		
Total	40	7.7 \pm 0.5 ^b	0.15 \pm 0.01 ^a	97.5 \pm 6.3	0.7 \pm 0.1	154.0 \pm 11.6		
Kidney								
Male	21	9.7 \pm 0.9 ¹	0.24 \pm 0.02 ¹	122.3 \pm 11.7	1.2 \pm 0.1	113.7 \pm 13.3	0.01	–0.63 (<0.00001)
Female	19	10.3 \pm 1.3 ¹	0.22 \pm 0.02 ¹	130.9 \pm 16.9	1.1 \pm 0.1	161.6 \pm 46.7	0.01	
Total	40	10.0 \pm 0.8 ^b	0.23 \pm 0.01 ^b	126.4 \pm 10.0	1.1 \pm 0.1	136.5 \pm 23.3	0.01	
Brain								
Male	17	1.2 \pm 0.1 ¹	0.11 \pm 0.01 ¹	15.0 \pm 1.0	0.6 \pm 0.0	28.9 \pm 2.6		–0.76 (<0.00001)
Female	9	1.5 \pm 0.2 ¹	0.10 \pm 0.02 ¹	18.5 \pm 2.7	0.5 \pm 0.1	45.1 \pm 11.0	<0.04	
Total	26	1.3 \pm 0.1 ^a	0.11 \pm 0.01 ^a	16.2 \pm 1.2	0.5 \pm 0.0	34.5 \pm 4.3		

Different superscript letter indicates significantly different ($p < 0.05$) mean concentrations between tissues; different superscript number indicate significantly different ($p < 0.05$) mean concentrations between sexes

SE standard error

* Spearman correlation (*R*); *p* = significance level

concentration was 0.79 ± 0.17 mg/kg (w/w) in Sciaenidae. In contrast, Hg values in prey were lower than Se, but the maximum Hg mean concentration was above safety guidelines (0.5 mg Hg/kg) for Carangidae fishes (0.56 ± 0.01 mg/kg w/w), followed by *E. crossotus* (0.38 ± 0.01 mg/kg w/w).

Discussion

One of the reasons why sharks tend to accumulate high concentrations of toxic metals, such as Hg, in their flesh is because they are long-lived species (Storelli et al. 2011). This finding is well illustrated by the strong associations between body length and muscle Hg concentrations that have been observed for several shark species (Turoczy et al. 2000; Gelsleichter and Walker 2010; Storelli et al. 2011; Hurtado-Banda et al. 2012; Maz-Courrau et al. 2012; Delshad et al. 2012). In the current study, although all scalloped hammerhead sharks were juvenile with relatively low variation in body size, significant correlations were found between total length and weight and Hg concentration in muscle and liver, but it was found that Hg in muscle

increased and Hg in liver decreased as total length and weight incremented. These results are more likely related to the high metabolic activity of these sharks, which require large and constant food rations (Lowe 2001). Accordingly, the higher metabolic activity of liver, in which protein synthesis and degradation can be much more rapid than in skeletal muscle tissue, might be an explanation for the highest levels of Hg found in muscle; also the detoxification processes occurring in liver could lead to elimination of toxic forms of Hg, as it has proved for other shark species like blue shark (Branco et al. 2007, 2012) indicating that accumulation in this organ does not proceed necessarily with age. In this context, the increase in length and mass are much higher for immature than mature individuals in most elasmobranch species, especially during the first year of life, and elasmobranchs are generally capable of converting energy to growth as efficiently as teleosts. Many of elasmobranchs can double their body weight in less than a week after birth (Wetherbee and Cortés 2004). Hg (mostly in the form of MeHg) accumulates in shark muscle, in which it is associated with thiol-containing amino acids because of its high affinity for sulfhydryl groups (Gelsleichter and Walker 2010). Most of

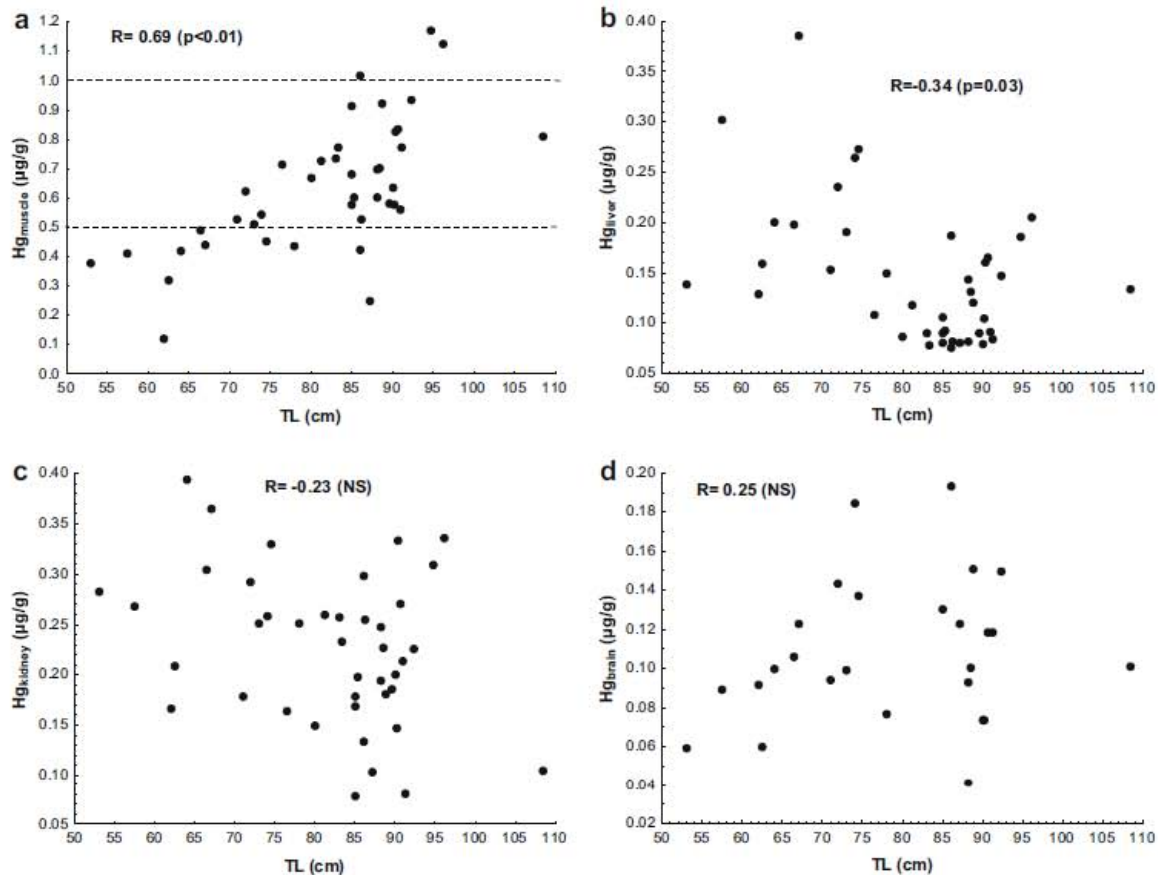


Fig. 2 Correlations among mercury concentrations in (a) muscle, (b) liver, (c) kidney, and (d) brain of scalloped hammerhead shark *S. lewini* with total length (TL); dotted lines indicates legislation

the demethylation process takes place in the liver, with subsequent accumulation of inorganic Hg in the kidney (Cabañero et al. 2006), where the second highest Hg level in *S. lewini* was found, also this could explain the positive correlation found between Hg in kidney and Hg in liver (Fig. 5b). Hg is likely sequestered by metallothioneins and other protective proteins, such as selenium proteins (Nam et al. 2011). From in vivo assay studies, proposed Hg and Se toxicokinetics when fishes are exposed to MeHg and Se, accumulation is much lower in all organs than when fishes are exposed solely to MeHg, this may result from (Yang et al. 2008; Branco et al. 2012): (i) excess Se induce an increased production of selenoprotein, with the seleno-cysteine in this protein acting as a trap for MeHg keeping it in circulation and preventing its entry to the different organs; (ii) selenium preventing MeHg interactions with proteins by competing for the binding sites (SeH and SH groups); and (iii) Se binding MeHg during coexposure enhancing its excretion.

maximum permissible limits; *R* Spearman correlation coefficient, *NS* no significant ($p > 0.05$)

Finally, the lowest Hg concentrations were found in the brain where levels increased as Hg in muscle presented higher levels (Fig. 5a). Se concentrations in *S. lewini* were several orders of magnitude higher than Hg concentrations in liver, kidney, and brain. While the highest Hg mean concentration was found in muscle, the lowest Se mean concentration was in muscle. Se in muscle and brain were very similar, and lower compared to kidney and liver. Average Se levels in kidney and muscle showed significant differences but were positively strongly correlated (Fig. 5c), thus this positive association suggested that there was enough Se to counter the actions of Hg.

In this study, the distribution of Hg among tissues did not follow the same pattern as other studies. For example, Adams et al. (2010) measured Hg in the estuarine tropical spotted seatrout (*Cynoscion nebulosus*) with the highest Hg concentrations found in kidney > liver > muscle > brain, although the Hg concentrations in muscle and brain were similar to the present study not only the habitat and the

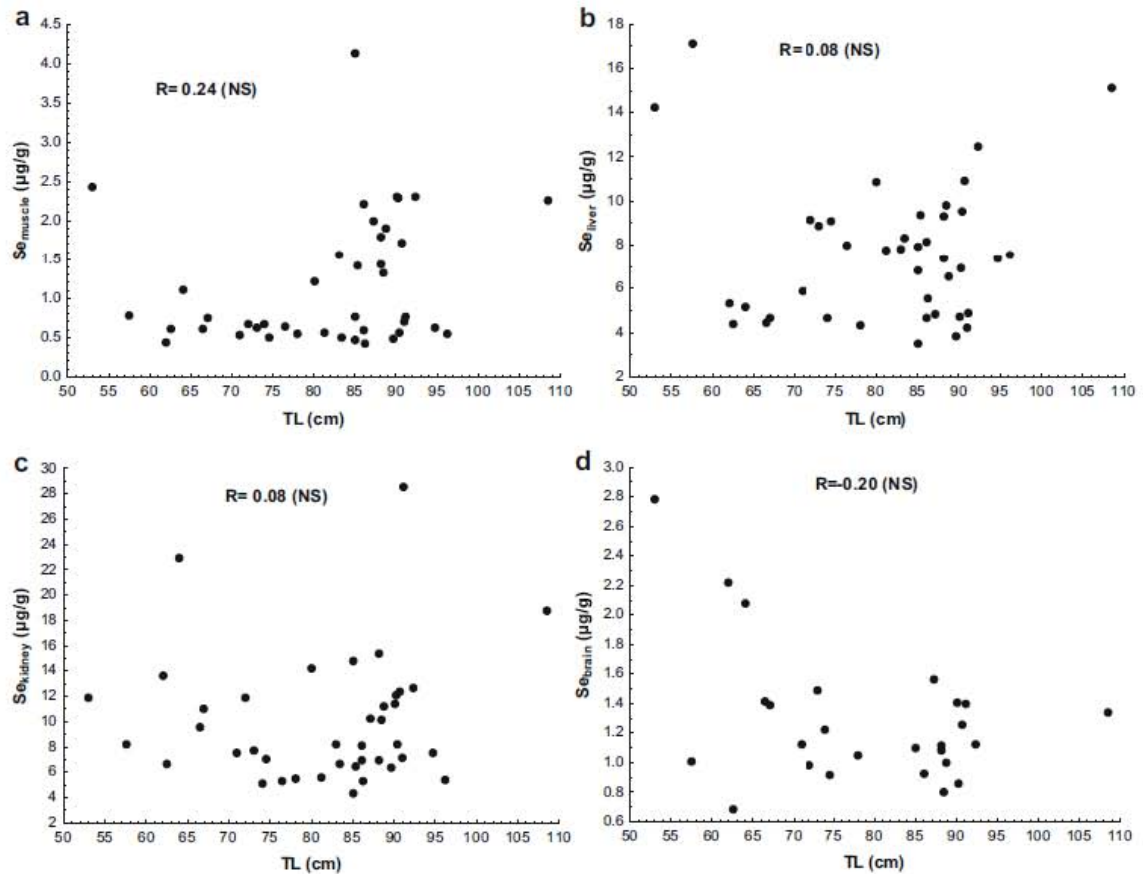


Fig. 3 Relationship of selenium to total length for (a) muscle, (b) liver, (c) kidney, and (d) brain of hammerhead shark *S. lewini*; R = Spearman correlation coefficient; NS = no significant ($p > 0.05$)

taxonomic group of the organisms are different; the spotted seatrout is relatively restricted to their natal estuaries and all were mature and <50 cm of TL and <3 years old. Another study was conducted for the marine bluefish *Pomatomus saltatrix* (Burger et al. 2013), where Hg and Se levels were lowest in the brain, and Hg in muscle and kidney were positively correlated with fish size; Se in liver, kidney, and muscle were positively correlated with body size but negatively correlated with fish length in the brain; compared to *S. lewini* this fish has different habitat and belongs to a different taxonomic group but is a top-level predatory fish and is widely consumed. Another difference in *P. saltatrix* and *C. nebulosus* with *S. lewini* is the deep range where they habit; whereas both species are commonly found between 0 and 200 m depth range, *S. lewini* can be found to 1,000 m depth (Froese and Pauly 2015). More specifically, within our geographical study area (Gulf of California) to establish comparisons between these two

elements, several studies have addressed Hg concentrations in shark species, but few have examined Se. Such as, Escobar-Sánchez et al. (2011) that measured Se and Hg levels in muscle of shark *Prionace glauca* with Hg mean concentration ($1.39 \pm 1.58 \mu\text{g/g w/w}$) higher than Se ($0.10 \pm 0.05 \mu\text{g/g w/w}$). Other studies on *P. glauca* with Hg and Se in muscle, liver, and kidney (Barrera-García et al. 2012, 2013) showed the same tendency as our work with Hg levels ($1.03 \pm 0.08 \mu\text{g/g w/w}$) in muscle followed by kidney ($0.38 \pm 0.36 \mu\text{g/g w/w}$) and liver ($0.22 \pm 0.35 \mu\text{g/g w/w}$), same as Se was higher in kidney ($1.84 \pm 0.89 \mu\text{g/g}$) > liver ($1.67 \pm 0.58 \mu\text{g/g}$) > muscle ($0.22 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$), but Se in muscle was 5 times higher in our study. Hg levels in muscle and liver of *S. lewini* found here were similar to those previously reported for the study area (Table 4); they were lower compared with Hg in muscle of the smooth hammerhead *S. zygaena*, but Se in liver was higher in *S. lewini* than in *S. zygaena* (Table 4). All of

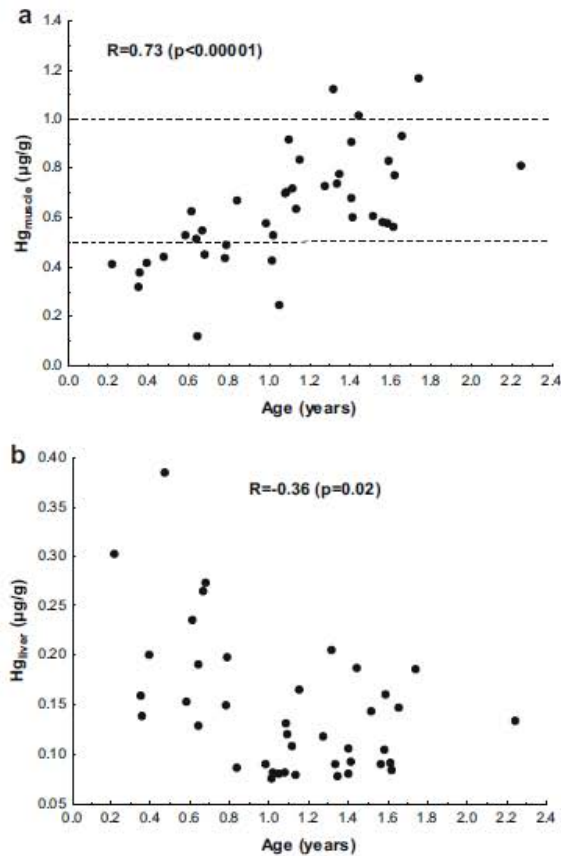


Fig. 4 Correlations between age and Hg in (a) muscle and (b) liver of *S. lewini*; dotted line indicates legislation maximum permissible limits; R Spearman correlation coefficient. Approximated age of sharks was calculated (Anislaio-Tolentino et al. 2008) for females $TL = 376 (1 - e^{-0.1(t+1.16)})$ and males $TL = 364 (1 - e^{-0.123(t+1.18)})$; t = years

these discrepancies may rely on several factors, i.e., the route of entry (dietary versus waterborne), selenium and mercury exposure compounds, gastrointestinal uptake and transport (bioavailability of MeHg cysteine compared with MeHg chloride), or species-dependent differences with respect to metabolism, storage and excretion (Olsvik et al. 2015). This shark species is highly migratory and spend no more than a year in the nursery habitat, so Hg and Se concentration will be changing through the life of the shark and if the pattern followed by Hg and Se in the studied organs remains constant, it could mean that Hg will increase as Se decrease, especially in muscle and brain. This last suggests that scalloped hammerhead sharks may not provide sufficient Se protection against Hg toxicity for the organism and for the human consumers.

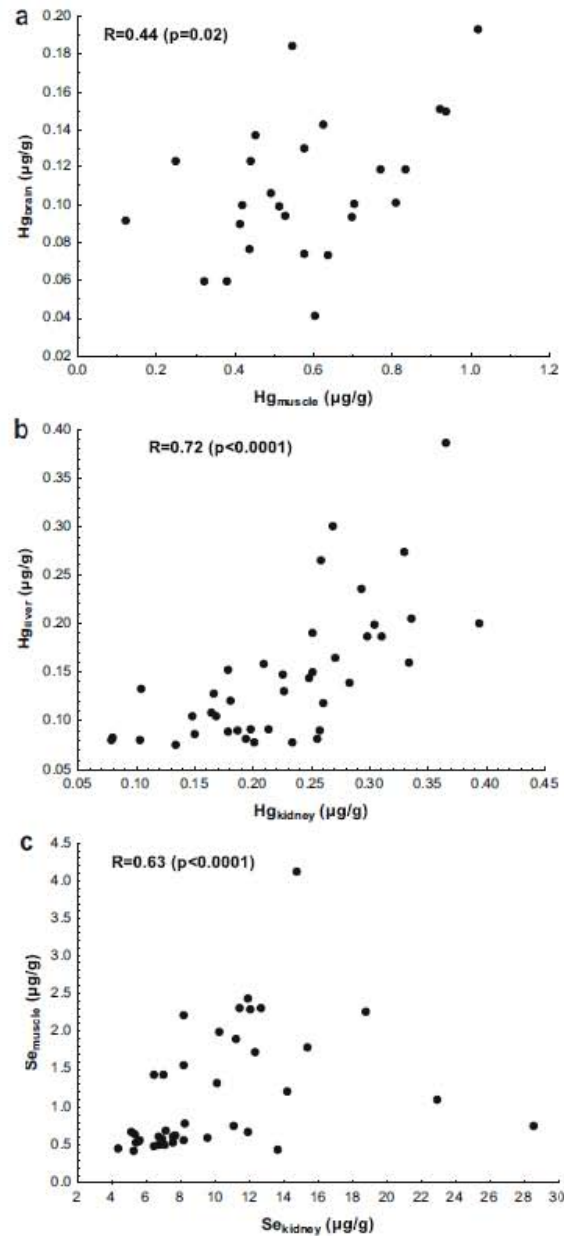


Fig. 5 Relationships between (a) Hg in muscle and Hg in brain, (b) Hg in liver and Hg in kidney, and (c) Se in kidney and Se in muscle of scalloped hammerhead shark *S. lewini*; R Spearman correlation coefficient

In the juvenile hammerhead sharks examined in this study, muscle represents nearly 80 % of the shark weight, liver 5 %, kidney 0.4 % and brain 0.5 %; assuming that the total Hg and total Se is the sum of the element contained in these four tissues (guts, skin, eyes, fin, and heart were not

Table 3 Composition of stomach content and levels of Se and Hg (mean \pm SE; $\mu\text{g/g}$ wet weight basis) from *S. lewini* collected off SE Gulf of California during 2011–2012

Species or group	%N	%W	%F	IRI	%IRI	n	Se	Hg
Crustacean								
PENAEIDAE								
<i>Litopenaeus vannamei</i>	2.7	0.7	5.0	16.8	0.4	2	1.1 \pm 0.0 ^{a,b}	0.05 \pm 0.00 ^a
Teleost Fishes								
CLUPEIDAE	29.7	39.5	40.0	2768.4	61.6	11	1.5 \pm 0.1 ^{a,b}	0.20 \pm 0.02 ^a
CARANGIDAE	8.2	1.9	5.0	50.3	1.1	3	3.1 \pm 0.2 ^{a,b}	0.56 \pm 0.01 ^a
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.7	7.8	5.0	52.6	1.1		1.3 \pm 0.0 ^{a,b}	0.08 \pm 0.00 ^a
GERREIDAE	5.4	2.0	10.0	73.7	1.6	2	1.8 \pm 0.1 ^{a,b}	0.19 \pm 0.01 ^a
MUGILIDAE								
Mugil spp.	5.4	2.4	10.0	78.4	1.8	2	2.0 \pm 0.6 ^{a,b}	0.13 \pm 0.04 ^a
SCIAENIDAE	21.6	14.8	15.0	547.8	12.2	8	1.0 \pm 0.1 ^a	0.15 \pm 0.03 ^a
SCOMBRIDAE	2.7	0.3	5.0	14.8	0.4	2	4.0 \pm 0.0 ^b	0.03 \pm 0.00 ^a
<i>Scomber japonicus</i>	10.8	20.5	15.0	469.3	10.5	4	2.0 \pm 0.2 ^{a,b}	0.16 \pm 0.04 ^a
PARALICHTYIDAE								
<i>Etropus crossotus</i>	10.8	10.1	20.0	417.3	9.3	4	1.6 \pm 0.2 ^{a,b}	0.38 \pm 0.2 ^a
TOTAL	100.0	100.0	130.0	4489.4	100.0			

Values in bold represent the most important prey items in *S. lewini* diet based on the index of relative importance (IRI; %N number expressed as a percentage of all prey items, %W wet weight expressed as percentage of the total weight of all prey items, %F percentage frequency of occurrence), n number of samples

Different superscript letter indicates significantly different ($p < 0.05$) Hg and Se mean concentrations between species

SE standard error

Table 4 Hg and Se concentrations in Sphyrnidae sharks (wet weight) from the Pacific Ocean

Tissue/species	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Se ($\mu\text{g/g}$)	Location/area	Reference
Muscle				
<i>S. lewini</i>	0.02–3.13	NA	Papua New Guinea	Powell and Powell (2001)
<i>S. lewini</i>	1.45 ^a	NA	SE Gulf of California	Ruelas-Inzunza and Páez-Osuna (2005)
<i>S. lewini</i>	<DL –3.54	NA	SE Gulf of California	García-Hernández et al. (2007)
<i>S. zygaena</i>	0.67–20.86	NA	SE Gulf of California	García-Hernández et al. (2007)
<i>S. zygaena</i>	0.005–1.93	0.11–1.63	West Coast, Baja California Sur	Escobar-Sánchez et al. (2010)
<i>S. lewini</i>	0.05–1.49	NA	SE Gulf of California	Hurtado-Banda et al. (2012)
<i>S. zygaena</i>	0.07–0.84 ^a	NA	SE Gulf of California	Maz-Courrau et al. (2012)
<i>S. lewini</i>	0.12–1.17	0.4–4.1	SE Gulf of California	This study
Liver				
<i>S. lewini</i>	0.17–0.38	NA	SE Gulf of California	Hurtado-Banda et al. (2012)
<i>S. lewini</i>	0.08–0.39	3.8–17.1	SE Gulf of California	This study
Kidney				
<i>S. lewini</i>	0.07–0.39	4.0–26.7	SE Gulf of California	This study
Brain				
<i>S. lewini</i>	0.04–0.19	0.7–2.8	SE Gulf of California	This study

DL detection limit, NA not analyzed

^a Data were converted from dry weight to wet weight taking 70 % of muscle moisture

considered), then the load of total Hg was 98.3 ± 0.2 % in muscle; 1.5 ± 0.1 % in liver and less than 0.2 % in kidney and brain (Fig. 6). In the case of Se, muscle reached a load

of 66.2 ± 1.8 % of the total Se, followed by the liver with 30.3 ± 1.8 % and only 3.1 % end up in kidney, where the highest Se levels were found.

The Se:Hg molar ratios found reflected that Se was present in excess for all the examined tissues. The Se:Hg molar ratio showed values >1 , which indicate that Se is protein-bound and is in the form of selenocystein and selenomethionine (Watanabe 2002; Yang et al. 2008). The highest mean molar ratio found, Se:Hg in liver, suggests that this organ acts on Hg by demethylation and/or sequestration by Se present in selenoproteins (Kehring et al. 2009). However, excessive free Se would be pro-oxidant and generate reactive oxygen species (Branco et al. 2014). Significant ($p > 0.05$) correlations were not found between size (total length) or weight with Se:Hg molar ratios. As Hg concentrations increased, Se:Hg molar ratios tended to decrease, which also has been found in previous studies (Burger et al. 2012; Burger and Gochfeld 2012).

We presume that the main path of Hg intake in juvenile *S. lewini* was via feeding, and metal accumulation could be explained by the feeding habits of the juvenile scalloped hammerhead shark, because the study area where the organisms were captured is well known as a nursery habitat for scalloped hammerhead sharks (Torres-Rojas et al. 2006, 2010). As prey availability may not be a problem in the study area, many tropical elasmobranch species, including *S. lewini*, tend to show increased foraging activity at nighttime, which may be associated with predator avoidance or a greater abundance of prey at night (White and Sommerville 2010). Although clupeid fishes were species found most frequently in the stomachs, carangids contributed the highest levels of Hg. Nevertheless, the Se concentrations found in all prey were several times higher than the total Hg. This result suggests that juvenile hammerhead sharks might metabolize and excrete Hg effectively due to the excess of Se present. Recent studies showed that other processes, such as maternal offloading,

may represent another important pathway of Hg accumulation, which indicate that elasmobranchs have the capacity to offload contaminants to their young (Pethybridge et al. 2010; Lyons et al. 2013). In the present study, it is unlikely that Hg has been retained from maternal transfer is provoked by the changes over life stages due to growth dilution and dietary accumulation.

The impact on humans who consume the muscle tissue of juvenile hammerhead sharks can be evaluated based on the mean concentration of Hg in muscle found in this study, in accordance with the Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) set by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, which is $1.6 \mu\text{g MeHg/kg}$ body weight in the most susceptible species (humans, i.e., women of childbearing age to protect the embryo and fetus); for adults the Committee considered that intakes of up to two times higher ($3.2 \mu\text{g MeHg/kg}$ body weight) than the existing PTWI would not pose any risk of neurotoxicity (WHO 2010). Here is assumed that the Hg measured is in the form mainly of MeHg (Cappon and Smith 1982; Bloom 1992). Given the mean weights of 68.7 kg for females and 74.8 kg for males in the Mexican population (CANAVE 2012), susceptible and not susceptible females must limit their consumption of *S. lewini* to 174.5 and 349.0 g per week, respectively; for males, the intake must be 380.0 g per week to avoid dietary Hg risks. Moreover, 92.5 % of the muscle samples were below the Mexico (NOM 2011) and international permissible limit ($1 \mu\text{g/g}$), but 75 % of the samples of muscle had Hg levels $>0.5 \mu\text{g/g}$; we recommend that muscle of *S. lewini* consumption must be limited. Nevertheless, molar ratios of Se:Hg in muscle were >1 , we cannot presume or sustain that this is an effective protective strategy because of the highly variable individually Se:Hg ratios. More studies are needed to understand the Se and Hg dynamics according organs, size, weight, and species habitats.

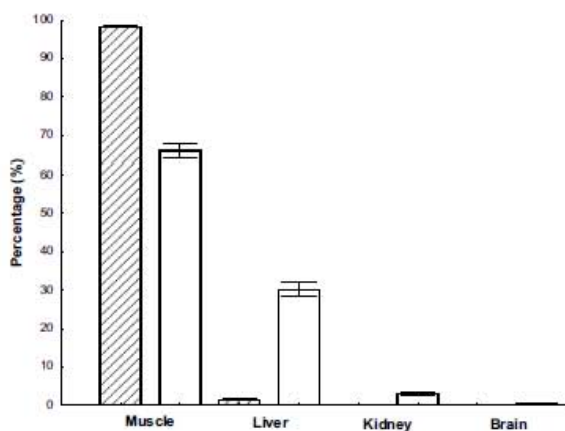


Fig. 6 Percentage (mean \pm SE) of relative Hg (filled bar) and Se (unfilled bar) distribution in each organ in relation to the total organism concentrations

Conclusions

The highest Hg concentrations in *S. lewini* were found in muscle, followed by kidney, liver, and brain, suggesting that Hg is accumulated through the diet, dispersed through the body and finally stored in the muscle. Se was higher in kidney followed by liver, brain, and the lowest was found in muscle. In general, Hg was more related to factors, such as size and weight, than Se. Hg in muscle was positively correlated to size and age and Hg in liver was negatively correlated to TL and age. Se in tissues was not significantly correlated to size, age, or weight of *S. lewini*. Hg in brain increase as Hg in muscle was higher, and the same association was found between Hg in liver and Hg in kidney. Se in kidney was positively correlated to Se in muscle. This

reflects that Se might not depend of factors as size, weight, or age, but the tendency is that Se might be in a continued decrement through the life cycle of the organism. More studies are needed to understand the role and the interactions of Se and Hg in different environments as well as species. Additionally, further research is required to elucidate both the benefits and the risks resulting from consumption.

Acknowledgments This work received financial support from PAPIIT (Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación) IN208213 by Universidad Nacional Autónoma de México, DGIP-UAS (Dirección General de Investigación y Posgrado-Universidad Autónoma de Sinaloa) and from Proyecto CONACYT 204818. The authors thank R. Hernández-Gúzman, D. Sierra-Moreno, J.P. Mora-Carrillo, and K. Bergés-García for assistance with the figures, sampling, and samples processing.

Compliance with Ethical Standards

Conflict of Interest The authors declare that they have no conflict of interest.

References

- Adams D, Sonne C, Basu N, Dietz R, Nam D, Leifsson P, Jensen A (2010) Mercury contamination in spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*: an assessment of liver, kidney, blood, and nervous system health. *Sci Total Environ* 408:5008–5816. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.08.019
- Anislaio-Tolentino V, Gallardo-Cabello M, Amezcua-Linares F, Robinson-Mendoza C (2008) Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) from the Southern coast of Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 18:31–40
- Barrera-García A, O'Hara T, Galván-Magaña F, Méndez-Rodríguez LC, Castellini M, Zenteno-Savín T (2012) Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comp Biochem Physiol C* 156:59–66. doi:10.1016/j.cbpc.2012.04.003
- Barrera-García A, O'Hara T, Galván-Magaña F, Méndez-Rodríguez LC, Castellini M, Zenteno-Savín T (2013) Trace elements and oxidative stress indicator in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). *Comp Biochem Physiol A* 165:483–490. doi:10.1016/j.cbpa.2013.01.024
- Berry M, Ralston N (2008) Mercury toxicity and the mitigating role of selenium. *EcoHealth* 5:456–459. doi:10.1007/s10393-008-0204-y
- Bizarro J, Smith W, Castillo-Géniz L, Ocampo-Torres L, Márquez-Farías F, Hueter R (2009) The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Panam J Aquat Sci* 4(4):513–531
- Bloom NS (1992) On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can J Fish Aquat Sci* 49:1010–1017. doi:10.1139/f92-113
- Branco V, Vale C, Canário J, Neves dos Santos M (2007) Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environ Pollut* 150:373–380
- Branco V, Canário J, Lu J, Holmgren A, Carvalho C (2012) Mercury and selenium interaction in vivo: effects on thioredoxin reductase and glutathione peroxidase. *Free Radical Biol Med* 52:781–793. doi:10.1016/j.freeradbiomed.2011.12.002
- Branco V, Godhino-Santos A, Goncalves J, Lu J, Holmgren A, Carvalho C (2014) Mitochondrial thioredoxin reductase inhibition, selenium status and Nrf-2 activation are determinant factors modulating the toxicity of mercury compounds. *Free Radical Biol Med* 73:95–105. doi:10.1016/j.freeradbiomed.2014.04.030
- Burger J, Gochfeld M (2011) Mercury and selenium levels in 19 species of fish of New Jersey as function of species, size and season. *Sci Total Environ* 409:1418–1429. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.12.034
- Burger J, Gochfeld MN (2012) Selenium and mercury molar ratios in saltwater fish from New Jersey: individual and species variability complicate use in human health fish consumption advisories. *Environ Res* 114:12–23. doi:10.1016/j.envres.2012.02.004
- Burger J, Gochfeld M (2013) Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from New Jersey and Illinois: variation within species and relevance to risk communication. *Food Chem Toxicol* 57:235–245. doi:10.1016/j.fct.2013.03.021
- Burger J, Gochfeld M, Jeitner C, Donio M, Pittfield T (2012) Interspecific and intraspecific variation in selenium:mercury molar ratios in saltwater fish from the Aleutians; potential protection on mercury toxicity by selenium. *Sci Total Environ* 431:46–56. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.05.024
- Burger J, Jeitner C, Donio M, Pittfield T, Gochfeld M (2013) Mercury and selenium levels, and selenium:mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. *Sci Total Environ* 443:278–286. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.10.040
- Cabañero A, Madrid Y, Cámara C (2006) Selenium long-term administrations and its effect on mercury toxicity. *J Agric Food Chem* 54:4461–4468. doi:10.1021/jf0603230
- CANAIVE (2012). How size is Mexico? Size matters. Cámara Nacional de la Industria del Vestido. http://www.canaive.org.mx/doctos/rueda_de_prensa_cuanto_mide.pdf. Accessed 10 June 2014
- Cappon CJ, Smith JC (1982) Chemical form and distribution of mercury and selenium in edible seafood. *J Anal Toxicol* 6:10–21. doi:10.1093/jat/6.1.10
- Cartamil F, Santana-Morales O, Escobedo-Olvera M, Kacev D, Castillo-Geniz L, Graham J, Rubin R, Sosa-Nishizaki O (2011) The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fish Res* 108:393–403. doi:10.1016/j.fishres.2011.01.020
- Caserta D, Graziano A, Monte G, Bordi G, Moscarini M (2013) Heavy metals and placental fetal-maternal barrier: a mini-review on the major concerns. *Eur Rev Med Pharmacol Sci* 17:2198–2206
- Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 1st edition: Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 144 pp. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 172 pp
- Colwell R (2006) Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 8. www.purl.oclc.org/estimates
- Compagno L (1984) FAO Species Catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis (125) 4:251–655
- Cortés E (1999) A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can J Fish Aquat Sci* 54:726–738. doi:10.1139/f96-316
- Damiano S, Papetti P, Menesatti P (2011) Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative

- analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Mar Pollut Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2011.04.028
- Delshad ST, Mousavi SA, Islami HR, Pazira A (2012) Mercury concentration of the whitecheek shark, *carcharhinus dussumieri* (elasmobranchii, chondrichthyes), and its relation with length and sex. *Panam J Aquat Sci* 7:135–142
- EPA (2014) Mercury, fish consumption advice. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/mercury/advisories.htm>. Accessed 24 January 2015
- Escobar-Sánchez O, Galván-Magaña F, Rosfles-Martínez R (2010) Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bull Environ Contam Toxicol* 84:488–491. doi:10.1007/s00128-010-9966-3
- Escobar-Sánchez O, Galván-Magaña F, Rosfles-Martínez R (2011) Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol Trace Elem Res* 144:550–559. doi:10.1007/s12011-011-9040-y
- Ferry LA, Cailliet GM (1996) Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: Makinlay D, Shearer K (eds) Feeding ecology and nutrition in fish. Proceedings of the Symposium on the Feeding Ecology and Nutrition in fish, International Congress on the Biology of Fishes, San Francisco, California. American Fisheries Society, San Francisco California, pp 70–81
- Fisher W, Krupp F, Schneider W, Sommer C, Carpenter KE, Niem VH (1995) Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental, volumen II: 686pp
- Froese R, Pauly D (2015) Fish base. <http://www.fishbase.org/>. Accessed 24 May 2013 and 15 August 2015
- García-Hernández J, Cadena-Cárdenas L, Bentancourt-Lozano M, García-de-la-Parra L, García-Rico L, Márquez-Farías F (2007) Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol Environ Chem* 89(3):507–522. doi:10.1080/02772240601165594
- Gelsleichter J, Walker C (2010) Pollutant exposure and Effects in sharks and their relatives. In: Carrier J, Musick J, Heithaus M (eds) Sharks and their relatives II biodiversity, adaptive physiology and conservation. CRC Press, Florida, pp 181–182
- Gochfeld M, Burger J, Jeitner C, Donio M, Pittfield T (2012) Seasonal, location and size variations in mercury and selenium levels in striped bass (*Morone saxatilis*) from New Jersey. *Environ Res* 112:8–19. doi:10.1016/j.envres.2011.12.007
- Hurtado-Banda R, Gomez-Alvarez A, Márquez-Farías F, Cordoba-Figueroa M, Navarro-García G, Medina-Juárez L (2012) Total mercury in liver and muscle tissue of two coastal sharks from the northwest of Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 88:971–975. doi:10.1007/s00128-012-0623-x
- Jardine T, Kidd K, O'Driscoll N (2013) Food web analysis reveals effects of pH on mercury bioaccumulation at multiple trophic levels in streams. *Aquat Toxicol* 132(133):46–52. doi:10.1016/j.aquatox.2013.01.013
- Karimi R, Frisk M, Fisher N (2013) Contrasting Food Web Factor and Body size relationships with Hg and Se concentrations in marine biota. *PLoS One*. doi:10.1371/journal.pone.0074695
- Kehring H, Seixas T, Palermo E, Baëta A, Castelo-Branco C, Malm O, Moreira I (2009) The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environ Sci Pollut R* 16:10–24. doi:10.1007/s11356-008-0038-8
- Kojadinovic J, Potier M, Le Corre M, Cosson R, Bustamante P (2007) Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environ Pollut* 146:548–566. doi:10.1016/j.envpol.2006.07.015
- Lowe C (2001) Metabolic rates of juvenile scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*). *Mar Biol* 139:447–453. doi:10.1007/s002270100585
- Luoma S, Rainbow P (2008) Metal contamination in aquatic environments, science and lateral management. Cambridge University Press, Cambridge, pp 327–353
- Lyons K, Carlisle A, Preti A, Mull C, Blasius M, O'Sullivan J, Winkler C, Lowe C (2013) Effects of trophic ecology and habitat use on maternal transfer of contaminants in four species of young of the year lamniform sharks. *Mar Environ Res* 90:27–38. doi:10.1016/j.marenvres.2013.05.009
- Maz-Courrau A, López-Vera C, Galván-Magaña F, Escobar-Sánchez O, Rosfles-Martínez R, Sanjuán-Muñoz A (2012) Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 88:129–134. doi:10.1007/s00128-011-0499-1
- McMeans B, Arts M, Fisk A (2015) Impacts of food web structure and feeding behavior on mercury exposure in Greenland Sharks (*Somniosus microcephalus*). *Sci Total Environ* 509–510:216–225. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.01.128
- Nam D, Adams D, Reyier E, Basu N (2011) Mercury and selenium levels in lemon shark (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. *Environ Monit Assess* 176:549–559. doi:10.1007/s10661-010-1603-4
- NOM (2011) NOM-242-SSA-1-2009. Productos y Servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?Codigo=5177531&fecha=10/02/2011. Accessed 4 March 2015
- NRC-CNRC (2008) DOLT-4, Dogfish liver Certified Reference Material for Trace Metals. Ottawa: National Research Council Canada—Conseil National de Recherches Canada
- Olsvik P, Amlund H, Sæle O, Ellingsen S, Skjaerven K (2015) Impact of dietary selenium on methylmercury toxicity in juvenile Atlantic cod: a transcriptional survey. *Chemosphere* 120:199–205. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.06.036
- Parizek J, Ostadalova I (1967) The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. *Experientia* 23:142–143. doi:10.1007/BF02135970
- Peterson S, Ralston N, Peck D, Van Sickle JV, Robertson JD, Spate VL, Morris JS (2009) How might selenium moderate the toxic effects of mercury in stream fish of the western U.S.? *Environ Sci Technol* 43:3919–3925. doi:10.1021/es803203g
- Pethybridge H, Cossa D, Butler E (2010) Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Mar Environ Res* 69:18–26. doi:10.1016/j.marenvres.2009.07.006
- Pinkas, L, Oliphant M, Iverson L (1971) Food habits of Albacore Bluefin Tuna and Bonito in California waters. University of California. <https://escholarship.org/uc/item/7t5868rd>. Accessed 4 May 2014
- Powell JH, Powell RE (2001) Trace elements in fish overlying subaqueous tailings in the tropical west Pacific. *Water Air Soil Pollut* 125:81–104. doi:10.1023/A:1005211832691
- Ralston N, Blackwell J, Raymond L (2007) Importance of molar ratios in selenium-dependent protection against methylmercury toxicity. *Biol Trace Elem Res* 119:255–268. doi:10.1007/s12011-007-8005-7
- Rice KM, Walker EM, Wu M, Gillette C, Blough ER (2014) Environmental mercury and its toxic effects. *J Prev Med Public Health* 47(2):74–83. doi:10.3961/jpmp.2014.47.2.74
- Ruelas-Inzunza J, Páez-Osuna F (2005) Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 74:294–300. doi:10.1007/s00128-004-0583-x
- Steel RG, Torrie JH (1989) *Bioestadística: Principios y Procedimientos*. McGraw-Hill; 622pp
- Storelli MM, Cuttone G, Marcotrigiano G (2011) Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus*

- (Linnaeus, 1758) from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environ Monit Assess* 174:271–281. doi:10.1007/s10661-010-1456-x
- Torres-Rojas Y, Hernández-Herrera A, Galván-Magaña F (2006) Feeding habits of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in Mazatlan waters, southern Gulf of California, Mexico. *Cybiurn* 30(4):85–90
- Torres-Rojas Y, Hernández-Herrera A, Galván-Magaña F, Alatorre-Ramírez V (2010) Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquat Ecol* 44:301–308. doi:10.1007/s10452-009-9245-8
- Torres-Rojas Y, Hernández-Herrera A, Ortega-García S, Soto-Jiménez M (2014) Feeding habits variability and trophic position of dolphinfish in waters south of the Baja California Peninsula, Mexico. *T Am Fish Soc* 143:528–542. doi:10.1080/00028487.2013.866981
- Turoczy NJ, Laurenson JB, Allison G, Nishikawa M, Lambert DF, Smith C, Cottier JPE, Irvine SB, Stagnitti F (2000) Observations on metal concentrations in three species of shark (*Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, and *Centroscymnus owstoni*) from southeastern Australian waters. *J Agric Food Chem* 48:4357–4364. doi:10.1021/jf000285z
- Wang A, Barber D, Pfeiffer C (2001) Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured Atlantic spotted dolphin (*Stenella plagiodon*) renal cells. *Arch Environ Contam Toxicol* 41:403–409. doi:10.1007/s002440010266
- Watanabe C (2002) Modification of mercury toxicity by selenium: practical importance? *Tohoku J Exp Med* 196:71–77. doi:10.1620/tjem.196.71
- Wetherbee B, Cortés E (2004) Food consumption and feeding habits. In: Carrier J, Musick J, Heithaus M (eds) *Biology of sharks and their relatives*, CRC Press, Florida, pp 232–237
- White W, Sommerville E (2010) Elasmobranchs of the tropical marine ecosystem. In: Carrier J, Musick J, Heithaus M (eds) *Sharks and their relatives II biodiversity, adaptive physiology and conservation*. CRC Press, Florida, pp 181–182
- WHO (2010) Methylmercury, evaluation of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), World Health Organization. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3083>. Accessed 15 August 2014
- Yang DY, Chen YW, Gunn IM, Belzile N (2008) Selenium and mercury in organisms: interactions and mechanisms. *Environ Rev* 16:71–92. doi:10.1139/A08-001
- Zar J (1999) *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Prentice Hall, New Jersey



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Baseline

Edited by Bruce J. Richardson

The objective of BASELINE is to publish short communications on different aspects of pollution of the marine environment. Only those papers which clearly identify the quality of the data will be considered for publication. Contributors to Baseline should refer to 'Baseline—The New Format and Content' (*Mar. Pollut. Bull.* **60**, 1–2).

Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific: Concentration, biomagnification, and dietary intake



Magdalena E. Bergés-Tiznado^a, J. Fernando Márquez-Farías^b, Yassir Torres-Rojas^c, Felipe Galván-Magaña^d, Federico Páez-Osuna^{e,f,*}

^a Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, P.O. Box 811, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

^b Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Claussen S/N Col. Los Pinos, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

^c Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche (EPOMEX-UAC), Campus 6, Av. Héroe de Nacozari #480, C.P. 24029 Campeche, Campeche, Mexico

^d Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Av. IPN S/N Col. Playa de Santa Rita, C.P. 23096 La Paz, Baja California Sur, Mexico

^e Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, P.O. Box 811, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

^f Miembro de El Colegio de Sinaloa, Antonio Rosales 435 Pte, Culiacán, Sinaloa, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 June 2015

Received in revised form 8 October 2015

Accepted 11 October 2015

Available online 17 October 2015

Keywords:

Mercury

Selenium

Istiophorus platypterus

Diet composition

Biomagnification

Gulf of California

ABSTRACT

Mercury and selenium were assessed in the sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific. Sixty-seven individuals were sampled, muscle, liver, kidney, gonads and the prey found in the stomach contents were isolated during fishing 2011–2013 tournaments. Hg exhibited the following pattern ($\mu\text{g g}^{-1}$ wet weight): liver (0.57 ± 0.07) > muscle (0.56 ± 0.04) > kidney (0.44 ± 0.08) > gonad (0.14 ± 0.01). The maximum concentration of Se was found in kidneys ($14.1 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$), and the minimum in muscles ($0.67 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$). High Se:Hg ratios were found for muscle (4.1 ± 0.3), kidney (132.4 ± 12.1), liver (54.0 ± 4.4) and gonads (88.2 ± 7.9); Hg:Se molar ratios were several orders of magnitude lower (muscle < 0.4 and liver, kidney and gonad < 0.03). Sailfish feed mainly on fishes and cephalopods with low Hg levels ($< 0.13 \mu\text{g g}^{-1}$), these results indicate biomagnification of Hg and Se. The muscle of *I. platypterus* should be consumed (according the provisional tolerable weekly intake) by people cautiously so as not to exceed the recommended intake of 215 g per week.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

The Eastern Pacific, and the southern Gulf of California in particular, is an important billfish fishing ground, especially for striped marlin, blue marlin and sailfish; the abundance of these organisms is associated with their feeding and reproductive activities (Ramírez-Pérez et al., 2011). Billfishes are large oceanic carnivorous fishes that function as apex predators and are thought to exert substantial influence on other

components of pelagic food webs in the world's oceans (Varghese et al., 2014).

The sailfish *Istiophorus platypterus* is widely distributed in the tropical and temperate waters of the Pacific and Indian Oceans. In the Eastern Pacific, it is found from Mexico to Peru and prefers habitats with temperatures between 28 and 30 °C (Nakamura, 1985). The occurrence of this species on the fringe adjacent to the Pacific coast of Mexico and Central America is considered to represent a single stock in the Eastern Pacific Ocean (Squire, 1974; Prince et al., 2006; Hinton and Maunder, 2014; Fig. 1). In northwest Mexico, the sailfish *I. platypterus* is found year round (Arizmendi-Rodríguez et al., 2006) and has high economic

* Corresponding author at: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, P.O. Box 811, C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico.

E-mail address: paezos@olaicmylunam.mx (F. Páez-Osuna).

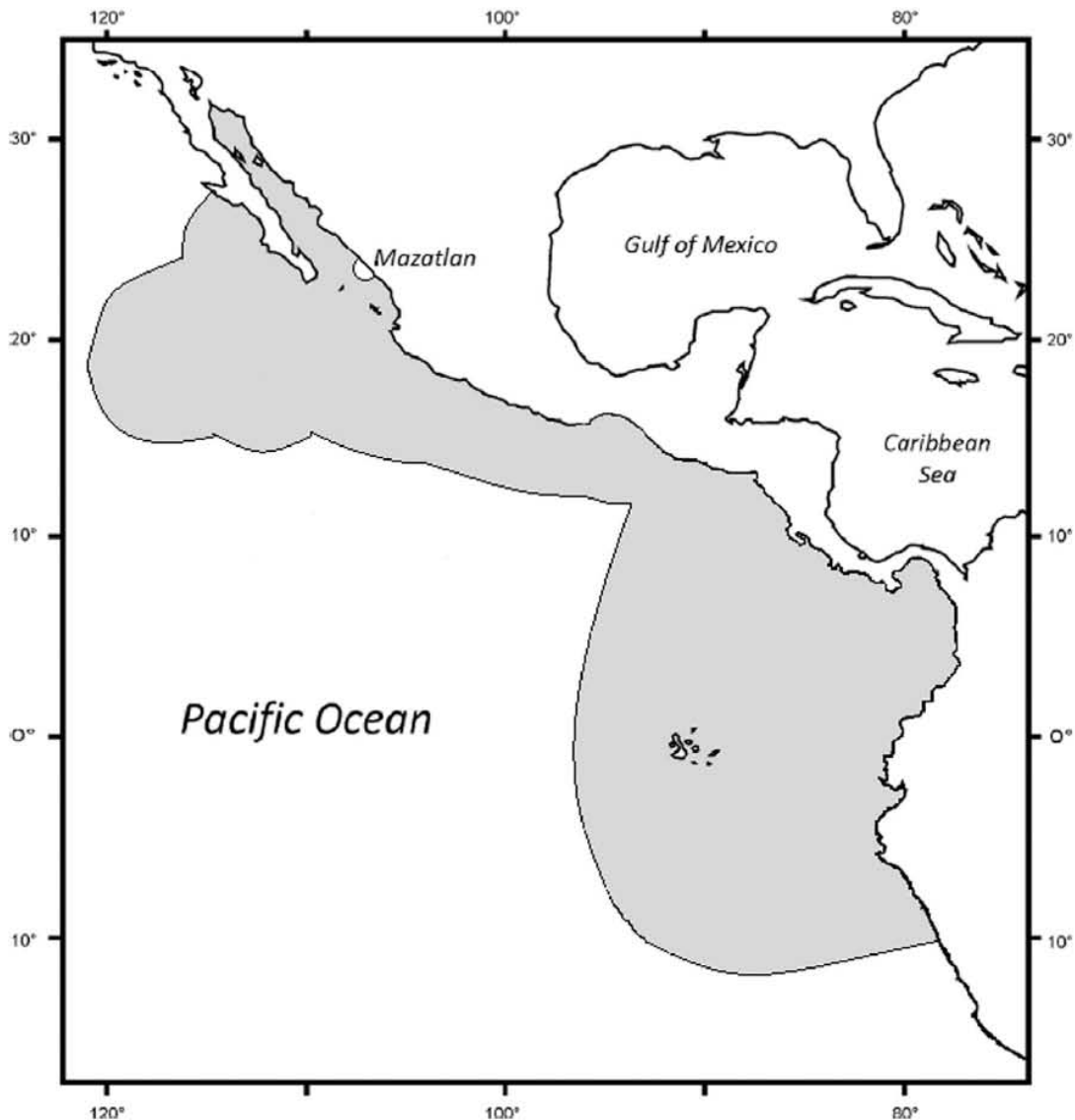


Fig. 1. Distribution of *I. platypterus* in the Eastern Tropical Pacific; the contour line of the Pacific indicates high abundance and limits of movements of the species in this region; the semi-circle represents the sampling location adjacent to Mazatlan.

Modified from Fisher et al. (1995), Prince et al. (2006) and Froese and Pauly (2013).

and ecological importance; it is locally consumed as smoked filets and is also exported to various countries. Worldwide, the catch rate of this fish can be as high as 33,165 t per year (FAO, 2015). In Mexico *I. platypterus* is reserved to sport fishing, the estimated capture of this species for the Mexican Pacific is of 2000 to 5000 individuals annually, which are consumed locally, equivalent to 48–120 t of muscle per year (DOF, 2012).

Similar to other billfishes, *I. platypterus* is exposed to toxic elements such as Hg through food intake (Kojadinovic et al., 2007; Damiano et al., 2011; McMeans et al., 2015). In addition, the influence of chemical factors on trace element bioavailability in water and factors such as length, body size, growth rate and age can strongly influence trace element accumulation (Karimi et al., 2013; Jardine et al., 2013). The toxicity of mercury is well known; however, organic species such as methylmercury (MeHg) are the most abundant toxic Hg species and are bioaccumulated by aquatic organisms and biomagnified through the

food chain. MeHg constitutes more than 75% of the total Hg in samples with Hg levels exceeding 0.5 mg/kg in muscle (e.g., Cappon and Smith, 1982; Bloom, 1992). Unlike Hg, Se is an essential micronutrient in animals: trace concentrations are required for normal growth and development, and moderate concentrations can be stored while maintaining homeostatic functions. However, elevated concentrations can result in toxic effects and biomagnify through food webs (Hamilton, 2004; Luoma and Rainbow, 2008).

Studies have shown that co-occurring Se and Hg antagonistically reduce each other's toxic effects, but the outcome depends strongly on their chemical forms as well as on the molar ratio of these two elements (Parizek and Ostadalova, 1967; Wang et al., 2001; Ralston et al., 2007; Berry and Ralston, 2008; Branco et al., 2012, 2014; Siscar et al., 2014; Squadrone et al., 2014, 2015; Polak-Juszczak, 2015; Polak-Juszczak and Robak, 2015). Interactions between Hg and Se are essential factors

in evaluating risks associated with dietary exposure to Hg because Se presumably exerts a protective effect against Hg toxicity. This effect depends not only on Hg concentrations but also on the total Se:Hg mass ratio (Peterson et al., 2009; Burger and Gochfeld, 2011, 2012, 2013; Burger et al., 2012; Gochfeld et al., 2012).

The main objectives of this study are to examine the biomagnification of Hg and Se; describe the Se:Hg molar ratios in *I. platypterus* muscle, liver, kidney and gonads, as well as Se and Hg concentrations in the prey found in their stomachs; and determine the relationships between element levels and factors such as size, weight and age. We also evaluated the impact of Hg on Mexican adults who consume the muscle of sailfish based on the mean concentration of Hg in accordance with the Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI; WHO, 2010).

The samples were obtained from three sport fishery tournaments ("11, 12 and 13 Torneo de Pez Vela de El Debate") off Mazatlan (23°13'N; 160°24'30"W), Sinaloa, Mexico in November of 2011, 2012 and 2013 (Fig. 1). A total of 67 sailfish were collected and dissected, and the lower jaw fork length (LJFL) and weight were measured (Table 1). Approximately 50 g of edible muscle was sampled from the dorsal region. The liver, kidney, gonads and stomach were also removed and subsequently analyzed. In the case of kidneys and gonads, we only had access to 36 and 63 samples, respectively. Sex was determined by visual inspection of the gonad morphology.

Samples were kept in coolers during transport to the laboratory. Prey items in the stomach contents were identified according to Torres-Rojas et al. (2006, 2010). To estimate feeding habits, the index of relative importance (IRI) was calculated as follows: $IRI = (\%N + \%W) \times (\%F)$, where %N is the number of individuals of each prey type, %W is the wet weight of each prey type and %F is the frequency of prey occurrence, expressed as a percentage of the total number, weight or occurrence of all prey items in the stomach contents. The frequency of occurrence of each food item (i.e., presence or absence) in all stomachs that contained food was determined following Pinkas et al. (1971) and using the modification recommended by Cortés (1999).

The tissue samples and the prey from the stomach contents were separately homogenized and freeze-dried for 72 h ($-49\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 133×10^{-3} mbar) and then pulverized in a semi-automatic agate mortar and by hand. Aliquots of samples (0.250 ± 0.003 g of dry tissue) were digested in Teflon vials with caps (Savillex) with 5 mL of concentrated HNO_3 (Ultrapure $\geq 65\%$). The livers were digested using 2 mL of H_2O_2 (30%) and 3 mL of concentrated HNO_3 at $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 3 h. The samples were diluted with purified milli-Q water to a final volume of 20 mL. All samples were analyzed in duplicate. Blank samples and the standard reference material, DOLT-4 (Dogfish liver; NRC-CNRC, 2008), were digested (one in each batch of 25 samples) using the same procedure to control for accuracy and precision. Mercury was analyzed by cold vapor atomic absorption spectrometry (AAS) (SpectraAA 220, Varian VGA-110) with a detection limit of $0.2\text{ }\mu\text{g/L}$ and a precision estimated as the coefficient of variation of 2.3%. Se concentrations were determined by AAS with graphite furnace atomization and Zeeman effect (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer) with an instrument detection level of $0.5\text{ }\mu\text{g/L}$ and a coefficient of variation of 6.0%. The concentrations determined for the reference material were always within the 95% confidence interval of the certified values. All concentrations are expressed

as $\mu\text{g/g}$ (= ppm = parts per million = mg/kg) on a wet weight basis. The Se:Hg molar ratio was calculated from the individual results of Se and Hg ($\mu\text{g/g}$, wet weight) for each tissue divided by the molecular weight of each element (Se = 78.96 g/mol and Hg = 200.59 g/mol).

The biomagnification factor (BMF) was calculated according to Gray (2002) and as used by Ciesielski et al. (2006), Lavoie et al. (2010) and Mistzal-Zkudlinska et al. (2011) in which the predator element concentration and the prey levels are related as follows: $\text{BMF} = X_{\text{predator}} / X_{\text{prey}}$. The total amounts of Hg and Se for each organism were calculated assuming that the total Hg and total Se are the sums of these elements contained in the four tissues in relation to their weight fraction from the total body weight:

$$X_{\text{Tot}} = X_{\text{mus}}[W_{\text{mus}}/W_{\text{tot}}] + X_{\text{liv}}[W_{\text{liv}}/W_{\text{tot}}] + X_{\text{kid}}[W_{\text{kid}}/W_{\text{tot}}] + X_{\text{gon}}[W_{\text{gon}}/W_{\text{tot}}] + X_{\text{oth}}[W_{\text{oth}}/W_{\text{tot}}]$$

where X_{Total} is the total amount of the element (μg), X is the concentration of the element in the tissue ($\mu\text{g/g}$), W is the weight of the tissue (g, wet weight) and W_{tot} is the total body weight of the predator (g, wet weight). The muscle represented nearly 80% of the organism weight in *I. platypterus*. All of the prey were completely digested, meaning that the Se and Hg levels represent the total amounts of these elements in the prey.

To determine whether the number of stomachs collected were sufficient to represent the diet of *I. platypterus*, a cumulative prey curve was constructed from the data matrix of the number of stomachs vs. the accumulated prey items randomized 100 times to obtain an ideal curve of species accumulation (Ferry and Cailliet, 1996; Colwell, 2006; Torres-Rojas et al., 2014). As an indicator of the degree of variability in the diet, the coefficient of variation (CV) was calculated for all stomachs, and for this study, a CV of less than 0.05 (5%) was considered adequate to represent the trophic spectrum of *I. platypterus* (Steel and Torrie, 1992). The results obtained for each variable were statistically compared with a Kruskal–Wallis non parametric ANOVA, followed by a Mann–Whitney U multiple comparison test to compare molar ratios among tissues. Spearman rank correlations (R) were used to determine associations among variables (Zar, 1999). To determine whether there were differences in diet between sexes, similarity was analyzed using a permutation randomized method in a Bray–Curtis dissimilarity matrix (analysis of similarity, ANOSIM, in Primer 6). The global rank dissimilarity value R_{ANOSIM} is a useful comparative measure of the degree of separation. If R_{ANOSIM} is near zero, there is no separation between groups (Clarke and Warwick, 2001).

All of the sailfishes examined in this study were adults, as all of the animals had a body length between 145 and 235 cm, the estimated size of maturity (Nakamura, 1985; Fisher et al., 1995; Froese and Pauly, 2013). Hg and Se mass and molar concentrations are summarized as the mean (\pm standard error) values for each tissue (Table 2). Total Hg in muscle ranged from 0.11 to $1.64\text{ }\mu\text{g/g}$, whereas the sailfish livers showed values from 0.08 to $2.63\text{ }\mu\text{g/g}$. Similarly, kidneys contained a minimum Hg concentration of $0.05\text{ }\mu\text{g/g}$ and a maximum of $2.17\text{ }\mu\text{g/g}$. The lowest Hg concentrations were found in gonads, with values lower than $0.37\text{ }\mu\text{g/g}$. Based on the mean Hg concentrations, the total Hg level in tissues exhibited the following pattern: liver > muscle > kidney > gonad. Regarding the Se concentrations, the lowest levels

Table 1
Morphometric measurements of sampled *I. platypterus*.

	Sample (n)	LJFL (cm)		Weight (kg)		Age (year) ^a	
		Min–Max	Mean \pm SE	Min–Max	Mean \pm SE	Min–Max	Mean \pm SE
Male	29	170.0–240.0	191.3 \pm 2.6	19.1–33.3	25.8 \pm 0.7	5.4–15.7	7.4 \pm 0.4
Female	38	163.0–228.0	193.8 \pm 2.3	19.8–37.4	26.8 \pm 0.8	4.7–12.1	7.3 \pm 0.2
Total	67	163.0–240.0	192.7 \pm 1.7	19.1–37.4	26.4 \pm 0.5	4.7–15.7	7.3 \pm 0.2

LJFL = lower jaw fork length; SE = standard error.

^a Age was calculated using the equations for females $\text{LJFL} = 251.1(1 - e^{-0.18(t + 1.08)})$ and males $\text{LJFL} = 256.7(1 - e^{-0.16(t + 1.37)})$; t = years (Ramírez-Pérez et al., 2011).

Table 2

Mercury and selenium (mean \pm SE; wet weight) concentrations, molar ratios and Spearman correlations (R) between Se:Hg molar ratios, lower jaw fork length (LJFL), weight and age of sailfish *I. platypterus*.

Tissue	n	Se		Hg		Molar ratio		Se:Hg correlation* with		
		($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	(nmol/g)	(nmol/g)	Se:Hg	Hg:Se	Weight	LJFL	Age
Muscle										
Male	29	0.70 \pm 0.04 ¹	0.62 \pm 0.08 ¹	8.9 \pm 0.5	3.1 \pm 0.4	4.3 \pm 0.5	0.38 \pm 0.06			
Female	38	0.64 \pm 0.04 ¹	0.51 \pm 0.04 ¹	8.1 \pm 0.6	2.6 \pm 0.2	4.0 \pm 0.4	0.36 \pm 0.04			
Total	67	0.67 \pm 0.03 ^a	0.56 \pm 0.04 ^b	8.4 \pm 0.4	2.8 \pm 0.2	4.1 \pm 0.3 ^a	0.37 \pm 0.03	-0.34	-0.42	-0.39
Liver										
Male	29	11.8 \pm 3.0 ¹	0.67 \pm 0.11 ¹	150.0 \pm 38.5	3.3 \pm 0.6	56.2 \pm 5.5				
Female	38	11.1 \pm 3.8 ²	0.49 \pm 0.08 ¹	140.6 \pm 47.6	2.4 \pm 0.4	52.3 \pm 6.6	<0.03			
Total	67	11.4 \pm 2.5 ^c	0.57 \pm 0.07 ^b	144.7 \pm 31.5	2.8 \pm 0.3	54.0 \pm 4.4 ^b		-0.40	-0.36	-0.33
Kidney										
Male	16	14.4 \pm 2.6 ¹	0.51 \pm 0.13 ¹	182.8 \pm 32.8	2.5 \pm 0.6	120.0 \pm 17.4				
Female	20	13.8 \pm 2.8 ¹	0.38 \pm 0.11 ¹	174.9 \pm 35.0	1.9 \pm 0.6	142.3 \pm 16.8	0.01			
Total	36	14.1 \pm 1.9 ^c	0.44 \pm 0.08 ^b	178.4 \pm 24.0	2.2 \pm 0.4	132.4 \pm 12.1 ^c		-0.60	-0.51	-0.51
Gonad										
Male	25	3.5 \pm 0.2 ¹	0.15 \pm 0.02 ¹	44.0 \pm 1.9	0.72 \pm 0.09	90.9 \pm 13.2				
Female	38	3.1 \pm 0.1 ²	0.13 \pm 0.01 ¹	39.0 \pm 2.0	0.65 \pm 0.06	85.5 \pm 10.1	<0.02			
Total	63	3.2 \pm 0.1 ^b	0.14 \pm 0.01 ^a	41.0 \pm 1.5	0.68 \pm 0.05	88.2 \pm 7.9 ^{b,c}		-0.46	-0.50	-0.48

Different superscript letter indicates significantly different ($p < 0.05$) mean concentrations between tissues; different superscript number indicate significantly different ($p < 0.05$) mean concentrations between sexes in a same tissue; SE = standard error.

* $p < 0.001$.

were found in muscle ($< 1.3 \mu\text{g/g}$). In contrast, the highest Se concentrations were observed in liver and ranged from 1.5 to 135.9 $\mu\text{g/g}$. In kidneys, Se levels varied between 5.4 and 49.1 $\mu\text{g/g}$, and in gonads, the Se

concentrations were lower (1.2–6.1 $\mu\text{g/g}$) than those of either the liver or the kidneys. The total Se showed the following order, based on the mean Se concentration in each tissue: kidney > liver > gonad > muscle.

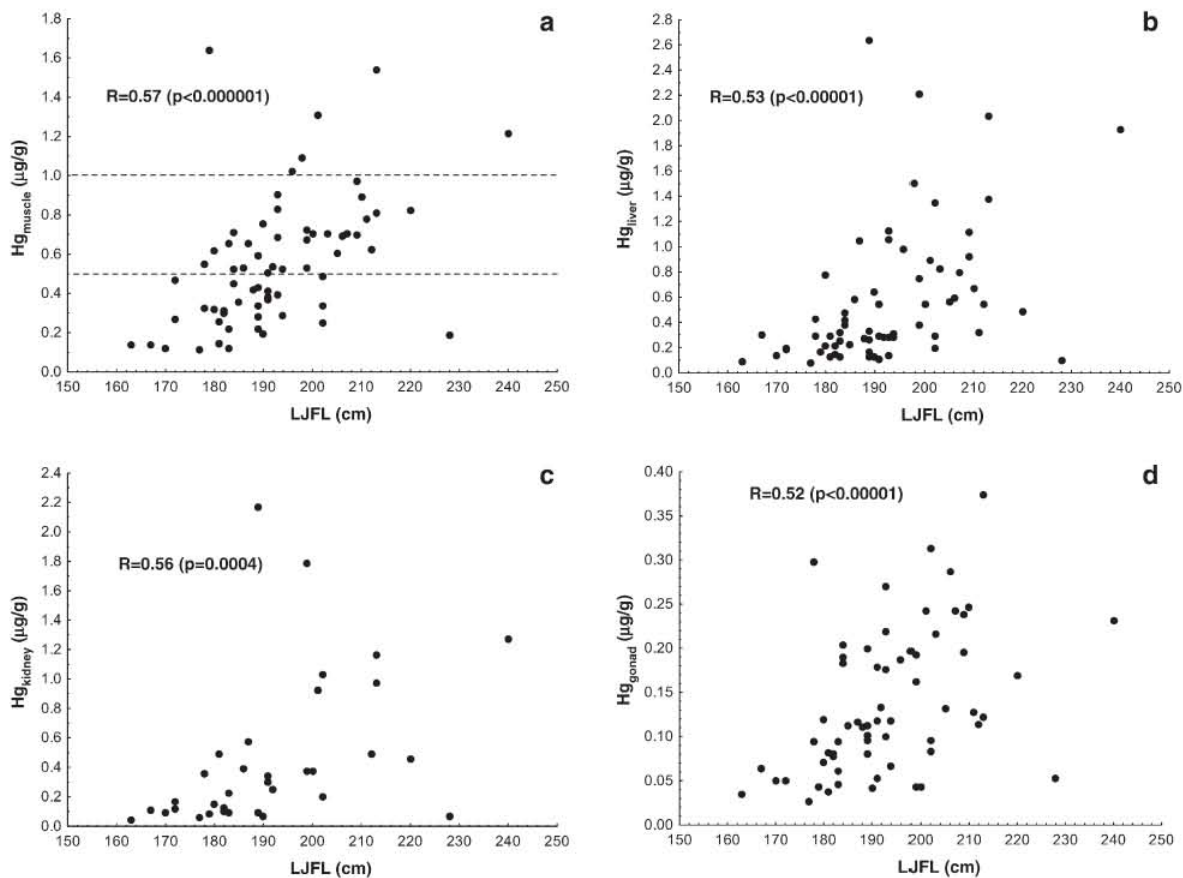


Fig. 2. Correlations among mercury concentrations in (a) muscle, (b) liver, (c) kidney and (d) gonad of sailfish *I. platypterus* with lower jaw fork length (LJFL); dotted lines indicates maximum permissible limits according to legislation (national and international); R = Spearman correlation coefficient.

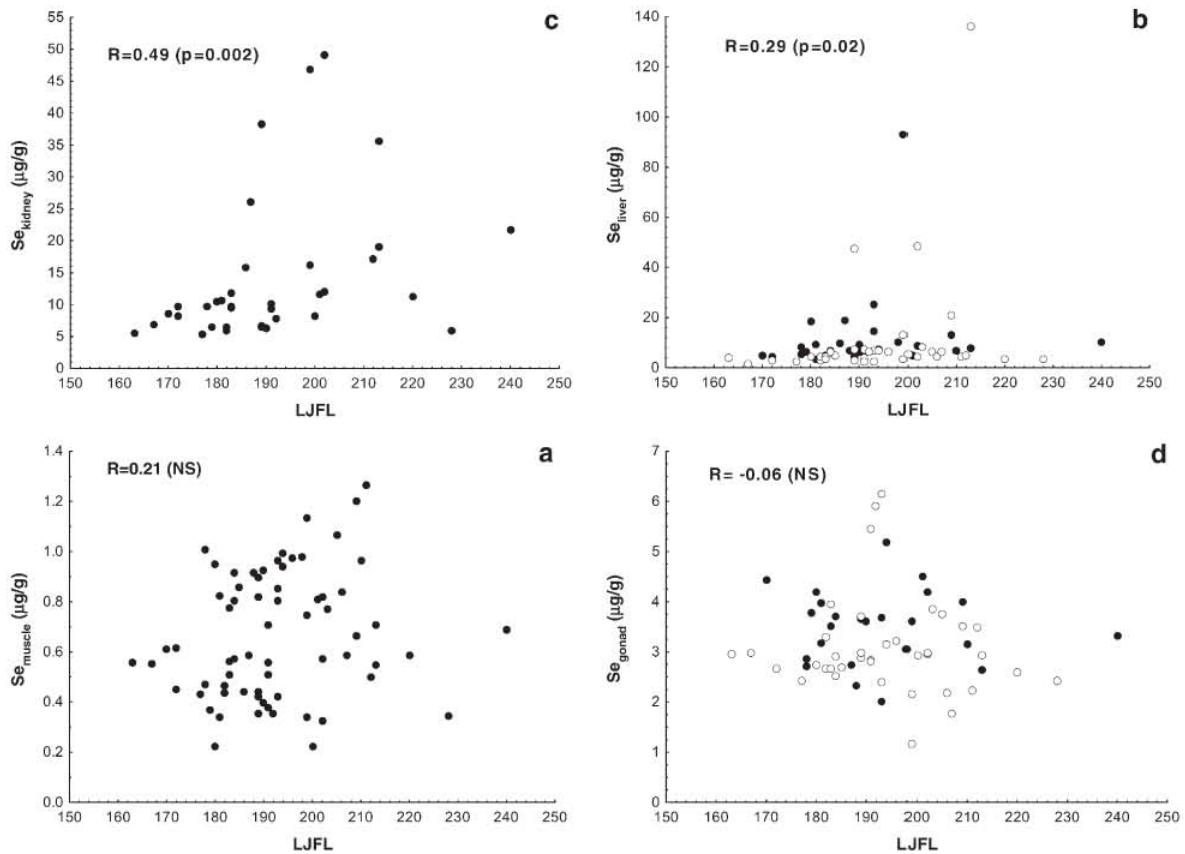


Fig. 3. Relationship of Se with lower jaw fork length (LJFL) for (a) muscle, (b) liver, (c) kidney and (d) gonads of sailfish *I. platypterus*; R = Spearman correlation coefficient; NS = not significant ($p > 0.05$); significant differences were found between Se concentrations of males and females in liver and gonads ($p < 0.05$). In graphs (b) and (d), filled and unfilled circles indicate males and females, respectively.

Size (LJFL) and weight were significantly correlated ($R = 0.72$; $p < 0.000001$). Weight was significantly and positively correlated with Hg in muscle, liver, kidneys and gonads ($R = 0.59$, $R = 0.59$, $R = 0.62$, and $R = 0.53$, respectively; $p < 0.0001$). Significant weak correlations were found between weight and Se in muscle ($R = 0.35$, $p = 0.004$),

as well as between weight and Se in liver ($R = 0.34$, $p = 0.004$) and Se in kidneys ($R = 0.50$; $p = 0.002$). The same correlation patterns were observed between LJFL and Hg (Fig. 2) and Se (Fig. 3) concentrations. All concentrations tended to rise as the sailfish LJFL increased. All organisms were between 4.7 and 15.7 years old, and ages were

Table 3

Spearman correlations (R) among mercury and selenium concentrations in muscle, liver, kidney and gonads of Indo-pacific sailfish *I. platypterus*; p = significance level; NS = not significant ($p > 0.05$).

Variables	Variables							
	Hg _{muscle}	Hg _{liver}	Hg _{kidney}	Hg _{gonad}	Se _{muscle}	Se _{liver}	Se _{kidney}	Se _{gonad}
Hg _{muscle}	–	0.73 ($p < 0.00001$)	0.71 ($p < 0.00001$)	0.65 ($p < 0.00001$)	0.32 ($p = 0.008$)	0.42 ($p < 0.001$)	0.56 ($p < 0.001$)	NS
Hg _{liver}	0.73 ($p < 0.00001$)	–	0.87 ($p < 0.00001$)	0.71 ($p < 0.00001$)	0.36 ($p = 0.003$)	0.73 ($p < 0.00001$)	0.81 ($p < 0.00001$)	NS
Hg _{kidney}	0.71 ($p < 0.00001$)	0.87 ($p < 0.00001$)	–	0.72 ($p < 0.00001$)	0.20 (NS)	0.56 ($p < 0.001$)	0.89 ($p < 0.00001$)	NS
Hg _{gonad}	0.65 ($p < 0.00001$)	0.71 ($p < 0.00001$)	0.72 ($p < 0.00001$)	–	0.42 ($p < 0.001$)	0.51 ($p < 0.0001$)	0.64 ($p < 0.001$)	NS
Se _{muscle}	0.32 ($p = 0.008$)	0.36 ($p = 0.003$)	0.20 (NS)	0.42 ($p < 0.001$)	–	0.41 ($p < 0.001$)	NS	NS
Se _{liver}	0.42 ($p < 0.001$)	0.73 ($p < 0.00001$)	0.56 ($p < 0.001$)	0.51 ($p < 0.0001$)	0.41 ($p < 0.001$)	–	0.61 ($p < 0.001$)	0.28 ($p = 0.03$)
Se _{kidney}	0.56 ($p < 0.001$)	0.81 ($p < 0.00001$)	0.89 ($p < 0.00001$)	0.64 ($p < 0.001$)	NS	0.61 ($p < 0.001$)	–	NS
Se _{gonad}	NS	NS	NS	NS	NS	0.28 ($p = 0.03$)	NS	–

estimated following the equations (Table 1) of Ramírez-Pérez et al. (2011) and were calculated for sailfishes from the same study area using the LJFL values. The calculated ages for all of the organisms were significantly positively ($p < 0.05$) correlated with Hg and Se in all tissues, with the exception of Se in gonads ($p = 0.84$), and exhibited the same patterns as the correlations with LJFL. Significantly positive correlations were also found between Se and Hg in all of the studied tissues (Table 3). Additionally, strong, positive correlations were found between the Hg level in all four studied tissues, i.e., the Hg concentration increases in muscle as it increases in liver, kidney and gonads (Table 3).

Significant differences between males and females regarding LJFL ($p = 0.24$), age ($p = 0.64$) and weight ($p = 0.31$) were not observed. Significant differences were found between liver Se in males and females ($p < 0.001$; Fig. 3b) and between gonad Se in males and females ($p = 0.01$; Fig. 3d). No significant differences were recorded between males and females regarding Hg in all tissues or Se levels in muscle and kidneys ($p > 0.05$).

The Se:Hg ratio in muscle exhibited the lowest values (0.6–12.8). In livers, the Se:Hg ratio was higher and ranged from 9.8 to 251.4 (in contrast, the Hg:Se was < 0.03). The highest Se:Hg ratio was observed in kidneys, with values ranging from 32.1 to 304.7 (Hg:Se molar ratio was 0.01). The Se:Hg molar ratio values in gonads were between 18.0 and 262.6 (the maximum value of Hg:Se was < 0.02) and were significantly negatively correlated with weight, LJFL and age in the four studied tissues (Table 2).

Of a total of 67 organisms sampled, 53 stomachs contained food, and 14 were empty. The prey species accumulation curve showed that the number of stomachs analyzed was sufficient to characterize the

I. platypterus diet for this sampling period, with coefficients of variation (CVs) of < 0.05 for 18 stomachs. The total spectrum was composed of 22 prey species (2 cephalopods and 20 fish). According to the percentage of the index of relative importance, *I. platypterus* feed mainly on *Balistes polylepis*, which are in the family Balistidae (51.96%), followed by fishes of the family Fistulariidae (*Fistularia corneta* with 15.41% IRI), and the cephalopods *Dosidicus gigas* and *Argonauta* spp. (12.52% and 7.05%, respectively; Table 4). The ANOSIM analysis indicated that the male and female diets were similar ($R_{ANOSIM} = 0.01$) based on stomach contents. Hg and Se levels in the prey found in the stomach contents were highly variable (Table 4). The highest Se levels were found in the cephalopod *Argonauta* spp., with concentrations near 2.60 $\mu\text{g/g}$ (w/w), followed by *Caranx* fishes (0.12–1.77 $\mu\text{g/g}$ w/w). These two species were the fourth and fifth prey in terms of their relative importance in the diet of *I. platypterus*. The minimum mean Se concentration was 0.27 ± 0.04 mg/kg (w/w) in *F. corneta* (second in terms of % IRI). In contrast, Hg values in prey were very low, with the maximum mean Hg concentrations occurring in *H. saltator* (0.07 ± 0.03 mg/kg w/w) and *Argonauta* spp. (0.06 ± 0.02 mg/kg w/w).

There are several causes of the variation in Hg concentrations in fish tissues, including the availability of food and its Hg contents, the chemical form of dissolved Hg in the water column, the fish species and the trophic level. Additionally, gender, growth rate, length and age may play roles. The sources of Hg are unknown because the sailfish *I. platypterus* is a highly migratory pelagic fish and moves in the Eastern Pacific Ocean from Mexico to Peru. This population is considered to be a single *I. platypterus* stock that is separate from the sailfish stock of the Indo-west Pacific based on genetic evidence indicating their separation

Table 4

Composition of stomach content and levels of Se and Hg (mean \pm SE $\mu\text{g/g}$; wet weight basis) from *I. platypterus* collected off SE Gulf of California during 2011–2013. Values in bold represent the most important prey items in *I. platypterus* diet based on the index of relative importance (IRI; %N = number expressed as a percentage of all prey items; %W = wet weight expressed as percentage of the total weight of all prey items; %F = percentage frequency of occurrence); n = number of samples; SE = standard error.

Species or group	%F	%N	%W	IRI	% IRI	n	Se	Hg
Cephalopods								
Ommastrephidae								
<i>Dosidicus gigas</i>	41.51	4.93	17.26	921.17	12.52	88	0.49 ± 0.05	0.04 ± 0.01
Argonautidae								
<i>Argonauta</i> spp.	47.17	8.29	2.70	518.58	7.05	148	1.16 ± 0.14	0.06 ± 0.02
Teleost fishes								
Clupeidae	1.89	1.46	0.05	2.85	0.04	26	0.27 ± 0.07	0.03 ± 0.00
Belontiidae								
<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>	9.43	1.12	0.09	11.38	0.15	20	0.29 ± 0.08	0.04 ± 0.02
Hemiramphidae								
<i>Hemiramphus saltator</i>	9.43	0.25	0.84	20.00	0.27	5	0.47 ± 0.11	0.07 ± 0.03
Exocoetidae	5.66	1.18	0.20	7.82	0.11	21	0.56 ± 0.41	0.06 ± 0.01
Fistulariidae								
<i>Fistularia corneta</i>	26.42	30.70	12.22	1133.83	15.41	548	0.27 ± 0.04	0.02 ± 0.00
Priacanthidae								
<i>Pristigenys serrula</i>	1.89	0.11	0.20	0.58	0.01	2	0.13 ± 0.01	0.01 ± 0.00
Carangidae								
<i>Caranx</i> spp.	22.64	10.92	4.61	351.61	4.78	195	0.83 ± 0.10	0.03 ± 0.00
<i>Caranx caballus</i>	13.21	1.29	3.22	59.53	0.81	23	0.67 ± 0.07	0.02 ± 0.00
<i>Caranx vinctus</i>	1.89	0.56	0.26	1.55	0.02	10	0.17 ± 0.00	0.02 ± 0.01
<i>Decapterus</i> spp.	1.89	0.56	0.91	2.77	0.04	10	0.82 ± 0.02	0.03 ± 0.00
<i>Selene brevortii</i>	1.89	0.73	0.26	1.86	0.03	13	0.33 ± 0.02	0.04 ± 0.00
Coryphaenidae								
<i>Coryphaena hippurus</i>	1.89	0.06	19.73	37.32	0.51	1	0.16	0.01
Mugilidae								
<i>Mugil cephalus</i>	3.77	0.11	1.26	5.16	0.07	2	0.33 ± 0.00	0.03 ± 0.00
Scombridae	24.53	4.87	8.59	330.13	4.49	87	0.38 ± 0.07	0.02 ± 0.00
<i>Auxis</i> spp.	3.77	0.90	2.06	11.17	0.15	16	0.32 ± 0.16	0.02 ± 0.01
<i>Scomber japonicus</i>	16.98	1.74	4.86	112.03	1.52	31	0.47 ± 0.11	0.03 ± 0.00
Balistidae								
<i>Balistes polylepis</i>	79.25	29.36	18.89	3823.08	51.96	524	0.54 ± 0.05	0.03 ± 0.00
Monacanthidae	1.89	0.17	0.01	0.34	0.00	3	0.47 ± 0.01	0.02 ± 0.00
Tetraodontidae								
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	3.77	0.11	0.07	0.69	0.01	2	0.53 ± 0.03	0.02 ± 0.00
<i>Sphaeroides</i> spp.	1.89	0.22	0.09	0.59	0.01	4	0.30 ± 0.01	0.05 ± 0.00
Fish remains	3.77	0.34	0.63	3.65	0.05	6	0.58 ± 0.35	0.13 ± 0.11
				Total	100			

distance (McDowell, 2002; Hinton and Maunder, 2014). In the East Pacific Ocean, the number of upper bound international boundary crossings versus days at-large is approximately one crossing every 12 to 20 days (Prince et al., 2006).

The mean Hg concentrations in muscle, liver and kidney were similar, and no significant differences were observed between the tissues. These findings might be due the physiological functions of each tissue. Liver is a metabolically active tissue, in which metals tend to concentrate before being metabolized and excreted prior to subsequent accumulation in the flesh (Cappon and Smith, 1982; Storelli et al., 2005). It is well known that fish muscle is a methylmercury reservoir and that Hg tends to concentrate in the muscle of finfish, with bigger/older fish containing higher levels (Mackay et al., 1975; Barber and Whaling, 1983; Kojadinovic et al., 2006; García-Hernández et al., 2007; Eisler, 2010). This is well illustrated by the positive association found between Hg in muscle and both LJFL and the calculated age in our work. Hg bioaccumulation in the gonads generally occurs as a result of the transportation of nutrients during the reproductive cycle, and it usually accumulates rapidly during maturation and is then completely consumed after spawning is complete (Jankovská et al., 2014). The observation that the lowest levels of Hg occurred in gonads might indicate that the reproductive cycle is a detoxification pathway for the organism, assuming that the Hg transported to gonads (with nutrients) is subsequently partially or totally excreted during spawning.

Under normal conditions, Se levels are higher in the kidney and liver than in the other major body tissues of fish (WHO, 1987). The results of this study support this finding because the highest Se concentrations were observed in kidney, followed by liver. Gonad Se presented significant differences between males and females (Fig. 3d). Se is involved in the reproductive cycle, and the lower Se level in the gonads of female sailfish were probably because they have already or partially spawned. In fish, Se contained in vitellogenin (VTG), a primary yolk precursor that is exported from the liver, transported in the blood and incorporated in to the developing ovarian follicle by receptor-mediated endocytosis (Janz et al., 2010; Linares-Casenave et al., 2015). VTG is also enzymatically cleaved to generate the primary yolk proteins lipovitellin and phosvitin, which are sulfur-containing proteins that can also contain Se (Janz et al., 2010). The transfer and storage of Se in the egg yolk compromises the development and survival of embryos and yolk-sac larvae; thus, this might be a significant route of maternal transfer (Penglase et al., 2014; Linares-Casenave et al., 2015).

Se concentrations in *I. platypterus* were several orders of magnitude higher than Hg concentrations, except in the muscle, where both Se and Hg concentrations were very similar. Hg is likely sequestered by metallothioneins and other protective proteins, such as selenium proteins (Nam et al., 2011). Thus, the positive associations between Hg and Se concentrations found in the tissues suggest that there was enough Se to counter the actions of Hg (Table 3). From *in vivo* assay studies, it has been proposed the Hg and Se toxicokinetics when fishes are coexposed to MeHg and Se, accumulation is much lower in all organs than when fishes are exposed solely to MeHg, this may result from (Yang et al., 2008; Branco et al., 2012): (i) excess Se induce an increased production of selenoprotein, with the selenocysteine in this protein acting as a trap for MeHg keeping it in circulation and preventing its entry to the different organs; (ii) selenium preventing MeHg interactions with proteins by competing for the binding sites (SeH and SH groups); and (iii) Se binding MeHg during coexposure enhancing its excretion.

In this study, the distributions of Hg and Se did not follow the patterns reported by other studies in billfish, although only a limited number of studies on Hg and Se distribution in the tissues of billfish have been performed; in the case of *I. platypterus*, the lack of information is even more serious. Almost all works have focused on Hg in swordfish muscle because it is highly consumed, and the findings are highly variable (Table 5). The concentrations of Hg and Se found in sailfish muscle, liver and kidney are lower than those found in Reunion Island and the Mozambique Channel (Kojadinovic et al., 2006, 2007) for swordfish but higher than those found in the Ionian Sea (Storelli et al., 2005). Billfishes from the Istiophoridae family, such as *Makaira mazara*, had Hg and Se levels in muscle that were 3 times higher (Kaneko and Ralston, 2007) than our results. The Hg and Se contents in *Tetrapturus audax* (Kaneko and Ralston, 2007) were very similar to those found in this study. Hg levels in the muscle of *I. platypterus* were comparable to those reported by García-Hernández et al. (2007) (sampling year 2003–2004; n = 22) but lower than the results of Soto-Jiménez et al. (2010) (2006–2007; n = 17) for the same area and species. Such differences may be related to the different years of sampling, number of individuals analyzed in each case and biological factors. In gonads of blue marlins (*M. mazara*) from Hawaii, higher levels than those in our work were found; this difference might be related to the different characteristics of the geographical zones involved because *I. platypterus* were captured in an area relatively far from

Table 5
Hg and Se concentrations in billfishes ($\mu\text{g/g}$; wet weight) of the world; NA = not analyzed.

Tissue/species	Hg	Se	Location/area	Reference
Muscle				
<i>Istiophorus platypterus</i>	0.05–1.00	NA	Cape May–Cape Romain	Barber and Whaling (1983)
<i>Makaira mazara</i>	2.38 \pm 3.00	1.59 \pm 0.17	Honolulu, Hawaii	Kaneko and Ralston (2007)
<i>Tetrapturus audax</i>	0.47 \pm 0.37	0.72 \pm 0.20	Honolulu, Hawaii	Kaneko and Ralston (2007)
<i>Xiphias gladius</i>	1.07 \pm 0.60	0.39 \pm 0.07	Honolulu, Hawaii	Kaneko and Ralston (2007)
<i>X. gladius</i>	0.07 \pm 0.04	NA	Ionian Sea	Storelli et al. (2005)
<i>X. gladius</i>	1.61 \pm 1.21	2.45 \pm 0.93	Mozambique Channel	Kojadinovic et al. (2006, 2007)
<i>X. gladius</i>	3.97 \pm 2.67	4.00 \pm 1.78	Reunion Island	Kojadinovic et al. (2006, 2007)
<i>I. platypterus</i>	0.40 \pm 0.05	NA	SE Gulf of California	García-Hernández et al. (2007)
<i>I. platypterus</i>	1.48 \pm 0.93	NA	SE Gulf of California	Soto-Jiménez et al. (2010)
<i>I. platypterus</i>	0.56 \pm 0.04	0.67 \pm 0.03	SE Gulf of California	This study
Liver				
<i>X. gladius</i>	0.19 \pm 0.09	NA	Ionian Sea	Storelli et al. (2005)
<i>X. gladius</i>	5.33 \pm 8.76	53.1 \pm 0.82	Mozambique Channel	Kojadinovic et al. (2007)
<i>X. gladius</i>	3.27 \pm 8.11	77.6 \pm 54.2	Reunion Island	Kojadinovic et al. (2007)
<i>I. platypterus</i>	0.57 \pm 0.07	11.4 \pm 2.5	SE Gulf of California	This study
Kidney				
<i>X. gladius</i>	2.93 \pm 2.71	49.4 \pm 13.4	Mozambique Channel	Kojadinovic et al. (2007)
<i>X. gladius</i>	4.03 \pm 4.74	98.6 \pm 44.3	Reunion Island	Kojadinovic et al. (2007)
<i>I. platypterus</i>	0.44 \pm 0.08	14.1 \pm 1.9	SE Gulf of California	This study
Gonads				
<i>M. mazara</i>	0.30 \pm 0.22	NA	Hawaii	Shultz et al. (1976)
<i>I. platypterus</i>	0.14 \pm 0.01	3.2 \pm 0.1	SE Gulf of California	This study

hydrothermal sources in the Eastern Pacific (~350 km), while the marlins were caught close to an active volcano (Shultz et al., 1976). Therefore, all of these discrepancies for the latter cases, may be the result of the influence of various factors, such as the route of entry (dietary versus waterborne), exposure to different Se and Hg compounds, gastrointestinal uptake and transport (bioavailability of MeHg cysteine compared to MeHg chloride), or species-dependent differences with respect to metabolism, storage, excretion (Olsvik et al., 2015) and reproduction.

In muscle, 95.5% of Se:Hg molar ratios were ≥ 1 , 67.2% were between 1 and 5; and only 4.5% were < 1 . The molar ratios in liver, kidneys and gonads reflected the excess of Se over Hg, with the highest Se:Hg molar ratios in kidneys, followed by gonads. Again, it could be said that this value is directly dependent on the function of each tissue. Molar ratios in the four tissues tended to decline as weight, LFL and age increased (Table 2), possibly reducing the Se protection in larger fish (Peterson et al., 2009). In general, Hg concentrations increase in successively higher trophic levels in the marine food web, while Se decreases (Karimi et al., 2013). As Hg concentrations increased, Se:Hg molar ratios tended to decrease, as found in previous studies (Burger et al., 2012; Burger and Gochfeld, 2012) in several species from the north Atlantic.

It is assumed that the main route of trace element intake is via feeding. By analyzing stomach contents, we quantified Se and Hg in prey species to estimate sailfish dietary intake. This type of analysis might represent the most direct method of investigating diet and feeding habits, providing valuable information concerning the prey species of the predator. Sailfishes feed mainly on fish and cephalopods, which is in agreement with the results of Rosas-Alayola et al. (2002) and Arizmendi-Rodríguez et al. (2006), who examined the same species in the SE Gulf of California. Hg concentrations found in the prey species were very low. Sailfish feed mainly on the epipelagic prey *B. polylepis*, which has very low Hg and Se contents, but cephalopods contributed to the highest levels of Se. Nevertheless, the Se concentrations found in all prey were several times higher than the total Hg (Table 4). This result suggests that sailfish might metabolize and excrete Hg effectively due to the excess Se present.

In the sailfishes examined in this study, muscle tissue represented nearly 80% of the animal's weight, whereas the liver represented 0.6%, kidneys 0.5% and gonads 0.8%. Assuming that the total Hg and total Se

are the sum of these elements contained only in these four tissues in relation to the total body weight, $98.4 \pm 0.2\%$ of the total Hg is present in muscle, $0.9 \pm 0.1\%$ in liver, and less than 0.6% in kidney and gonads. In the case of Se, muscle exhibited a load of $72.5 \pm 2.4\%$, followed by the kidney with $12.0 \pm 0.9\%$, which also showed the highest Se levels; $10.6 \pm 1.7\%$ of the Se is contained in liver, and less than 5% of the Se ends up in the gonad. Although muscle Se levels were relatively low, muscle is the tissue present in the greatest amount in the body and thus accounts for the highest proportion of the total body selenium.

Biomagnification is defined as the increase in concentration between trophic levels; if the predator concentration/prey concentration is > 1 , then the compound is biomagnified (Gray, 2002). One major and frequent problem in the calculation of this factor is that analyses are generally done using the whole organism at the bottom of the food chain and a specific tissue at the top; it is well known that contaminants are often stored in specific organs, such as the liver and muscle, and as a result, misleading data on biomagnification may be reported (Gray, 2002; Mistzal-Zkudlinska et al., 2011). In this work, two BMF values were calculated: one ($BMF_{M_{tis}}$) using the equation that integrates the four main tissues (the other tissues were $< 15\%$ in weight assumed make very small contributions) (Mistzal-Zkudlinska et al., 2011; McMeans et al., 2015) and another ($BMF_{M_{muscle}}$) using the muscle concentration to represent the total element level of the predator (e.g., Jaeger et al., 2009; Bisi et al., 2012; Ordiano-Flores et al., 2012). Both Se and Hg showed biomagnification. For Hg, using the integrated total amount, the mean $BMF_{M_{tis}}$ was 29.8 ± 5.3 , whereas using only the Hg in muscle to represent the total predator concentration, the average value was $BMF_{M_{muscle}} = 36.9 \pm 6.6$. The Se BMF was lower but still showed biomagnification ($BMF_{M_{tis}} = 2.1 \pm 0.2$; $BMF_{M_{muscle}} = 2.2 \pm 0.3$). The Hg BMF results in this work are similar than those reported for sharks and seabirds in several regions (Table 6). For the case of Se, the BMF was similar to those reported for Brazilian cetaceans (Kehring et al., 2013) and lower than those recorded in a marine food web where the top predator was a dolphin (Seixas et al., 2014). The results showed that Se biomagnification might occur only between the primary producers and foraging fish and could occur to a lesser degree between pelagic fish and the top predator. Further research is needed to determine whether Se is actually biomagnified in the SE Gulf of California food web.

Table 6
Hg and Se biomagnification factors of some studies in marine/estuarine food webs.

Element	Location	Top predator (TL)	Tissue	BMF	Reference
Hg	Svalbard, Norway	Sea birds (3.44–4.31)	Muscle, liver	4.1–532.9	Jaeger et al. (2009)
Hg	Baltic Sea	Sea birds (3.98)	Whole body	1.50	Nfon et al. (2009)
Hg	Gulf of St. Lawrence, Canada	Sea birds (3.47–4.68)	Whole body	0.67–69.0	Lavoie et al. (2010)
Hg	Vistula Lagoon, Poland	Sea bird	Whole body	10–160	Mistzal-Zkudlinska et al. (2011)
Hg	Rio de Janeiro, Brazil	Dolphin	Muscle	1.17–1.67	Bisi et al. (2012)
Hg	Southeast Australia	Sharks (3.4–4.7)	Muscle	5.1–126.8	Pethybridge et al. (2012)
Hg	Baja California, Mexico	Yellowfin tuna (4.8)	Muscle	1.2–5.0	Ordiano-Flores et al. (2012)
Hg	Rio de Janeiro, Brazil	Cetacean (4.0)	Muscle	1.4–18.2	Kehring et al. (2013)
Se	Rio de Janeiro, Brazil	Dolphin	Muscle	0.6–8.4	
MeHg	Rio de Janeiro, Brazil	Dolphin	Muscle	2.8–50.5	Seixas et al. (2014)
Se	Cumberland Sound, Arctic sea	Shark (4–5)	Muscle	0.5–235.3	
Hg	Cumberland Sound, Arctic sea	Shark (4–5)	Whole body	3.3–7.8	McMeans et al. (2015)
Hg	S.E. Gulf of California, Mexico	Sailfish (5.1 ^a)	Muscle	3.0–249.7	This study
Se	S.E. Gulf of California, Mexico	Sailfish (5.1 ^a)	Muscle	0.4–9.2	
Hg	S.E. Gulf of California, Mexico	Sailfish (5.1 ^a)	Whole body	2.5–201.7	
Se	S.E. Gulf of California, Mexico	Sailfish (5.1 ^a)	Whole body	0.3–7.9	

TL = trophic level.

^a Trophic level from Olson and Watters (2003).

It is important to evaluate the impact on humans who consume sailfish based on the mean concentration of Hg in muscle found in this study, in accordance with the Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) set by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, which is PTWI = 1.6 µg MeHg/kg body weight (WHO, 2010). Here is assumed that the Hg measured is in the form mainly of MeHg (Cappon and Smith, 1982; Bloom, 1992). Given the mean weights of 68.7 kg for females and 74.8 kg for males in the Mexican population (CANAVE, 2012), females must limit their consumption of *I. platypterus* to 197.3 g per week and males to 214.8 g per week to avoid dietary Hg risks. If we consider the National and International Permissible Limit of Hg (1 µg/g), only 9.0% of the fish had Hg levels above 1.0 µg/g, whereas 53.7% had Hg concentrations ≥ 0.5 µg/g. Considering only the Hg levels, we recommend that consumption of this billfish should be limited. We cannot conclude that this will be an effective protective strategy because of the high variability in Se:Hg ratios between individuals. More studies are needed to understand the Se and Hg dynamics according organ, size, weight, temporal variation, origin (habitats), and feeding habits.

Hg concentrations were similar in liver and muscle and were related to the physiological functions of each tissue in the sailfish *I. platypterus* captured in the Eastern Pacific. If specimens studied here are considered to represent the stock of *I. platypterus* in the Eastern Pacific (Mexico to Peru), these findings reflect the patterns of Hg and Se accumulation in the main tissues of this species. Se levels were highest in kidney, followed by liver, as expected under normal conditions. Hg and Se in the four tissues increased with size and age, except Se in the gonads. Hg concentrations in gonads were the lowest and were associated with the reproductive cycle of sailfish; this tissue might function as a detoxification pathway. Molar ratios in liver, kidneys and gonads showed an excess of Se over Hg, and Se:Hg tended to decline as the weight, LFL and age increased, leading to the possible reduction of Se protection in larger fish. Sailfish feed on a variety of species but mainly focus on fishes and cephalopods with very low Hg and Se concentrations. Biomagnification was evident for both Se and Hg; however, deep investigations into the trophic interactions of the top predators and prey items are needed to further confirm this phenomenon. The human consumption of the edible muscle of *I. platypterus* must be limited (<215 g per week) to avoid dietary Hg risks, and further research is required to elucidate both the benefits and risks of this consumption.

Acknowledgments

This work received financial support from PAPIIT (Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación) IN208813 by the Universidad Nacional Autónoma de México, DGIP-UAS (Dirección General de Investigación y Posgrado-Universidad Autónoma de Sinaloa) and from Proyecto CONACYT 204818. The authors thank R. Hernández-Guzmán for assistance with the figures and map. Special thanks are owed to H. Bojórquez-Leyva for assistance with analytical work and R. Lara-Mendoza, D. Moreno-Sierra, K. Bergés-García and J. Mora-Carrillo for sampling and field work.

References

Anizmendi-Rodríguez, D., Abitia-Cárdenas, L., Galván-Magaña, F., Trejo-Escamilla, I., 2006. Food habits of sailfish *Istiophorus platypterus* off Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 79 (3), 777–791.

Barber, R., Whaling, P., 1983. Mercury in marlin and sailfish. *Mar. Pollut. Bull.* 14, 395–396.

Berry, M., Ralston, N., 2008. Mercury toxicity and the mitigating role of selenium. *EcoHealth* 5, 456–459. <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-008-0204-y>.

Bisi, T., Lepoint, G., Azevedo, A., Dorneles, P., Flach, L., Das, K., Malm, O., Lailson-Brito, J., 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecol. Indic.* 18, 291–302.

Bloom, N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1010–1017.

Branco, V., Canário, J., Lu, J., Holmgren, A., Carvalho, C., 2012. Mercury and selenium interaction in vivo: effects on thioredoxin reductase and glutathione peroxidase. *Free Radic. Biol. Med.* 52, 781–793.

Branco, V., Godhino-Santos, A., Gonçalves, J., Lu, J., Holmgren, A., Carvalho, C., 2014. Mitochondrial thioredoxin reductase inhibition, selenium status and Nrf-2 activation are determinant factors modulating the toxicity of mercury compounds. *Free Radic. Biol. Med.* 73, 95–105.

Burger, J., Gochfeld, M., 2011. Mercury and selenium levels in 19 species of fish of New Jersey as function of species, size and season. *Sci. Total Environ.* 409, 1418–1429. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.12.034>.

Burger, J., Gochfeld, M., 2012. Selenium and mercury molar ratios in saltwater fish from New Jersey: individual and species variability complicate use in human health fish consumption advisories. *Environ. Res.* 114, 12–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.02.004>.

Burger, J., Gochfeld, M., 2013. Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from New Jersey and Illinois: variation within species and relevance to risk communication. *Food Chem. Toxicol.* 57, 235–245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2013.03.021>.

Burger, J., Gochfeld, M., Jeitner, C., Donio, M., Pittfield, T., 2012. Interspecific and intraspecific variation in selenium:mercury molar ratios in saltwater fish from the Aleutians: potential protection on mercury toxicity by selenium. *Sci. Total Environ.* 431, 46–56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.024>.

CANAVE, 2012. How Size is Mexico? Size Matters. Cámara Nacional de la Industria del Vestido. http://www.canave.org.mx/doctos/rueda_de_prensa_cuanto_mide.pdf (Accessed 10 June 2014).

Cappon, C.J., Smith, J.C., 1982. Chemical form and distribution of mercury and selenium in edible seafood. *J. Anal. Toxicol.* 6, 10–21.

Ciesielski, T., Pastukhov, M., Fodor, P., Bertenyi, Z., Namiesnik, J., Szefer, P., 2006. Relationships and bioaccumulation of chemical elements in the Baikal seal (*Phoca sibirica*). *Environ. Pollut.* 139, 372–384.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 1st edition. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK (144 pp.; 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 172 pp.).

Colwell, R., 2006. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species From Samples, Version 8. www.purl.oclc.org/estimates.

Cortés, E., 1999. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 726–738. <http://dx.doi.org/10.1139/f96-316>.

Damiano, S., Papetti, P., Menesatti, P., 2011. Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1920–1925. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.028>.

DOF, 2012. Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265388&fecha=24/08/2012.

Eisler, R., 2010. Chapter 3: Fishes. Mercury. *Compendium of Trace Metals and Marine Biota/Vertebrates vol. 2*. Elsevier, Netherlands, pp. 39–220.

FAO, 2015. *Istiophorus platypterus* (Shaw & Nodder, 1972). <http://www.fao.org/fishery/species/3301/en> (Accessed 12 May 2015).

Ferry, L.A., Cailliet, G.M., 1996. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: Makinlay, D., Shearer, K. (Eds.), *Feeding Ecology and Nutrition in Fish*. Proceedings of the Symposium on the Feeding Ecology and Nutrition in fish, International Congress on the Biology of Fishes, San Francisco, California. American Fisheries Society, San Francisco California (70–81 pp.).

Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H., 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental vol II (686 pp.).

Proese, R., Pauly, D., 2013. Fish Base accessed 24 May 2013: <http://www.fishbase.org/>.

García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García-de-la-Parra, L.M., García-Rico, L., Márquez-Farías, F., 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol. Environ. Chem.* 89, 507–522. <http://dx.doi.org/10.1080/02772240601165594>.

Gochfeld, M., Burger, J., Jeitner, C., Donio, M., Pittfield, T., 2012. Seasonal, location and size variations in mercury and selenium levels in striped bass (*Morone saxatilis*) from New Jersey. *Environ. Res.* 112, 8–19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2011.12.007>.

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

Hamilton, S.T., 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Sci. Total Environ.* 326, 1–31.

Hinton, M., Maunder, M., 2014. Status of Sailfish in the Eastern Pacific Ocean in 2011 and Outlook for the Future. Inter-American Tropical Tuna Commission (<https://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR14/SAR-14-SFA.pdf>).

Jaeger, I., Hop, H., Gabrielsen, G., 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Sci. Total Environ.* 407, 4744–4751. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.004>.

Jankovská, I., Miholová, D., Romocuský, S., Petrýl, M., Langrová, I., Kalous, L., Sloup, V., Válek, P., Vadlejš, J., Lukesová, D., 2014. Importance of fish gender as a factor in environmental monitoring of mercury. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 6239–6242.

Janz, D., DeForest, D., Brooks, M., Chapman, P., Gilron, G., Hoff, D., Hopkins, W., McIntyre, D., Mebane, C., Palace, V., Skorupa, J., Wayland, M., 2010. Selenium toxicity to aquatic organisms. In: Chapman, P., Adams, W., Brooks, M., Delos, C., Luoma, S., Maher, W., Ohlendorf, H., Presser, T., Shaw, D. (Eds.), *Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment*. CRC Press, Boca Raton, pp. 141–232.

Jardine, T., Kidd, K., O'Driscoll, N., 2013. Food web analysis reveals effects of pH on mercury bioaccumulation at multiple trophic levels in streams. *Aquat. Toxicol.* 132 (133), 46–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.01.013>.

Kaneko, J., Ralston, N., 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biol. Trace Elem. Res.* 119, 242–254.

- Karimi, R., Frisk, M., Fisher, N., 2013. Contrasting food web factor and body size relationships with Hg and Se concentrations in marine biota. *PLoS One* 8 (9), e74695. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0074695>.
- Kehring, H., Seixas, T., Malm, O., Di Benedetto, A., Rezende, C., 2013. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Mar. Pollut. Bull.* 75, 283–290.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R., Bustamante, P., 2006. Mercury content in commercial pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Sci. Total Environ.* 366, 688–700. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.006>.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R., Bustamante, P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environ. Pollut.* 146, 548–566. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.015>.
- Lavoie, R., Hebert, C., Rail, J.F., Braune, B., Yumvhoze, E., Hill, L., Lean, D., 2010. Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. *Sci. Total Environ.* 408, 5529–5539. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.053>.
- Linares-Casenave, J., Linville, R., Eenennaam, V., Muguert, J., Doroshov, S., 2015. Selenium tissue burden compartmentalization in resident white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) of the San Francisco Bay delta estuary. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 152–160.
- Luoma, S., Rainbow, P., 2008. *Metal Contamination in Aquatic Environments*. Science and Lateral Management. Cambridge University Press, United Kingdom, pp. 327–353.
- Mackay, N., Kazaos, M., Williams, R., Leedow, M., 1975. Selenium and heavy metals in black marlin. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 57–60.
- McDowell, J.R., 2002. Genetic Stock Structure of the Sailfish, *Istiophorus platypterus*. Based on Nuclear and Mitochondrial DNA Ph.D. Thesis, School of Marine Science College of William and Mary, Gloucester Point, Virginia.
- McMeans, B., Arts, M., Fisk, A., 2015. Impacts of food web structure and feeding behavior on mercury exposure in Greenland Sharks (*Somniosus microcephalus*). *Sci. Total Environ.* 509–510, 216–225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.128>.
- Misztal-Zkudlinska, M., Szefer, P., Koniczka, P., Namiesnik, J., 2011. Biomagnification of mercury in trophic relation of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and fish in the Vistula Lagoon, Poland. *Environ. Monit. Assess.* 176, 439–449. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1595-0>.
- Nakamura, I., 1985. *FAO species catalogue. Vol. 5. Billfishes of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Marlins, Sailfishes, Spearfishes and Swordfishes Known to Date*. FAO Fisheries Synopsis (125) vol. 5 (65 pp.).
- Nam, D., Adams, D., Reyier, E., Basu, N., 2011. Mercury and selenium levels in lemon shark (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. *Environ. Monit. Assess.* 176, 549–559. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1603-4>.
- Nfon, E., Cousins, I., Järvinen, O., Mukherjee, A., Verta, M., Broman, D., 2009. Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 407, 6267–6274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.032>.
- NRC-CNRC, 2008. DOLT-4, Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals. National Research Council Canada – Conseil National de Recherches Canada, Ottawa.
- Olson, R., Watters, G., 2003. A Model of the Pelagic Ecosystem in the Eastern Tropical Pacific Ocean. <http://aquaticcommons.org/6877/1/Bulletin-Vol.-22-No-3ENG.pdf> (Accessed 15 March 2015).
- Olsvik, P., Amlund, H., Sæle, O., Ellingsen, S., Skjærven, K., 2015. Impact of dietary selenium on methylmercury toxicity in juvenile Atlantic cod: a transcriptional survey. *Chemosphere* 120, 199–205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.036>.
- Ordiano-Hores, A., Rosiles-Martínez, R., Galván-Magaña, F., 2012. Biomagnification of mercury and its antagonistic interaction with selenium in yellowfin tuna *Thunnus albacares* in the trophic web of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 86, 182–187.
- Parizek, J., Ostadalova, I., 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimite intoxication. *Experientia* 23, 142–143. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02135970>.
- Penglas, S., Hamre, K., Rasinger, J., Ellingsen, S., 2014. Selenium status affects selenoprotein expression, reproduction and F₁ generation locomotor activity in zebrafish (*Danio rerio*). *Br. J. Nutr.* 111, 1918–1931.
- Peterson, S., Ralston, N., Peck, D., Van Sickle, J.V., Robertson, J.D., Spate, V.L., Morris, J.S., 2009. How might selenium moderate the toxic effects of mercury in stream fish of the western U.S.? *Environ. Sci. Technol.* 43, 3919–3925. <http://dx.doi.org/10.1021/es803203g>.
- Pethybridge, H., Butler, E., Cossa, D., Daley, R., Boudou, A., 2012. Trophic structure and biomagnification of mercury in an assemblage of deepwater chondrichthyan from southeastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 451, 163–174. <http://dx.doi.org/10.3354/meps09593>.
- Pinkas, L., Oliphant, M., Iverson, L., 1971. *Food Habits of Albacore Bluefin Tuna and Bonito in California Waters*. University of California (<https://escholarship.org/uc/item/715868rd>). Accessed 4 may 2014).
- Polak-Juszczak, L., 2015. Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from the Baltic Sea: additional risk assessment criterion for mercury exposure. *Food Control* 50, 881–888.
- Polak-Juszczak, L., Robak, S., 2015. Mercury toxicity and the protective role of selenium in eel *Anguilla anguilla*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 679–688.
- Prince, E., Holts, D., Snodgrass, D., Orbesen, E., Luo, J., Domeier, M., Serafy, J., 2006. Transboundary movement of sailfish, *Istiophorus platypterus*, off the Pacific Coast of Central America. *Bull. Mar. Sci.* 79, 827–838.
- Ralston, N., Blackwell, J., Raymond, L., 2007. Importance of molar ratios in selenium-dependent protection against methylmercury toxicity. *Biol. Trace Elem. Res.* 119, 255–268. <http://dx.doi.org/10.1007/s12011-007-8005-7>.
- Ramírez-Pérez, J., Quiñonez-Velázquez, C., Abitia-Cardenas, L., Melo-Barrera, F., 2011. Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus* (Shaw in Shaw and Nodder, 1792) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Environ. Biol. Fish.* 92, 187–196.
- Rosas-Alayola, J., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., Abitia-Cardenas, L., Muhlia-Melo, A., 2002. Diet composition of sailfish (*Istiophorus platypterus*) from the southern Gulf of California, Mexico. *Fish. Res.* 57, 185–195.
- Seixas, T., Moreira, I., Siciliano, S., Malm, O., Kehring, H., 2014. Mercury and selenium in tropical marine plankton and their trophic successors. *Chemosphere* 111, 32–39.
- Shultz, C., Crear, D., Pearson, J.E., Rivers, J.B., Hylin, J.W., 1976. Total and inorganic mercury in the Pacific blue marlin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 15, 230–234.
- Siscar, R., Koenig, S., Torreblanca, A., Solé, M., 2014. The role of metallothionein and selenium in metal detoxification in the liver of deep-sea fish from the NW Mediterranean Sea. *Sci. Total Environ.* 466–467, 898–905.
- Soto-Jiménez, M.F., Amezcua, F., González-Ledesma, R., 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.
- Squadrone, S., Chiaravalle, E., Gavanelli, S., Monaco, G., Rizzi, M., Abete, M.C., 2014. Analysis of mercury and methylmercury concentrations, and selenium:mercury molar ratios for a toxicological assessment of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the most recent stranding event along the Adriatic coast (Southern Italy, Mediterranean Sea). *Chemosphere* 138, 633–641.
- Squadrone, S., Benedetto, A., Brizio, P., Prearo, M., Abete, M.C., 2015. Mercury and selenium in European catfish (*Silurus glanis*) from Northern Italian Rivers: can molar ratio be a predictive factor for mercury toxicity in a top predator? *Chemosphere* 119, 24–30.
- Squire, J., 1974. *Migration Patterns of Istiophoridae in the Pacific Ocean as Determined by Cooperative Tagging Programs*. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (<http://swfsc.noaa.gov/publications/cr/1974/7441.pdf>).
- Steel, R.G., Torrie, J.H., 1992. *Bioestadística: Principios y Procedimientos*. McGraw-Hill, p. 622.
- Storelli, M., Giacomelli-Stuffler, R., Storelli, A., Marcotrigiano, G., 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: a comparative study. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 993–1018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.041>.
- Torres-Rojas, Y., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., 2006. Feeding habits of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in Mazatlan waters, southern Gulf of California, Mexico. *Cybius* 30, 85–90.
- Torres-Rojas, Y., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., Alatorre-Ramírez, V., 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquat. Ecol.* 44, 301–308. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-009-9245-8>.
- Torres-Rojas, Y., Hernández-Herrera, A., Ortega-García, S., Soto-Jiménez, M., 2014. Feeding habits variability and trophic position of dolphinfish in waters south of the Baja California Peninsula, Mexico. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143, 528–542. <http://dx.doi.org/10.1080/00028487.2013.866981>.
- Varghese, S., Somvanshi, V., Dalvi, R., 2014. Diet composition, feeding niche partitioning and trophic organization of large pelagic predatory fishes in the eastern Arabian Sea. *Hydrobiologia* 736, 99–114.
- Wang, A., Barber, D., Pfeiffer, C., 2001. Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured Atlantic spotted dolphin (*Stenella plagiodon*) renal cells. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41, 403–409. <http://dx.doi.org/10.1007/s002440010266>.
- WHO, 1987. *Environmental Health Criteria 58 Selenium*. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc58.htm> (Accessed 24 July 2014).
- WHO, 2010. *Methylmercury, Evaluation of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)*. World Health Organization (<http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3083>). Accessed 5 June 2014).
- Yang, D.Y., Chen, Y.W., Gunn, J.M., Belzile, N., 2008. Selenium and mercury in organisms: interactions and mechanisms. *Environ. Rev.* 16, 71–92. <http://dx.doi.org/10.1139/A08-001>.
- Zar, J., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.